

GDK: 131.3:114+907.8(045)=163.6

Prispelo / Received: 03.02.2010

Sprejeto / Accepted: 01.04.2010

Izvirni znanstveni članek

Original scientific paper

Ocena tveganja zaradi prehoda svinca (Pb) iz tal prek prehranjevalne verige v male sesalce (na primeru pehotnih strelišč)

Samar AL SAYEGH PETKOVŠEK¹, Davorin TOME², Boštjan POKORNY³

Izvelek

Na območju izbranih pehotnih strelišč Slovenske vojske (Apače, Bač, Bloška polica, Crngrob, Mačkovec, Poček) smo ugotavljali vsebnosti Pb v mišicah in jetrih malih sesalcev (travniška voluharica (*Microtus agrestis*), rumenogrla miš (*Apodemus flavicollis*), gozdna rovka (*Sorex araneus*), poljska rovka (*Crocidura leucodon*)) ter njihovih prehranskih virih z namenom potrditi uporabnost malih sesalcev kot bioindikatorjev za ugotavljanje stopnje onesnaženosti pehotnih strelišč s Pb in oceniti tveganje, ki ga za male sesalce povzročata prehranjevanje s prehranskimi viri z območja pehotnih strelišč. V jetrih malih sesalcev smo izmerili povečane vsebnosti Pb. Slednje nakazuje, da so viri Pb v njihovih tkivih lahko pehotna strelišča, vnos tega elementa pa poteka najverjetneje prek prehranskih virov, saj so bile ugotovljene povečane vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih in deževnikih, vzorčenih na pehotnih streliščih. Na podlagi predstavljenih rezultatov zaključujemo, da pehotna strelišča lahko pomenijo ekološko tveganje za receptorne organizme (travniška voluharica), kljub temu da se obremenjenost s Pb razmeroma hitro zmanjšuje z oddaljenostjo od zaščitnih nasipov, ki vsebujejo največje vsebnosti Pb.

Ključne besede: pehotna strelišča, svinec (Pb), mali sesalci, travniška voluharica, rumenogrla miš, poljska rovka, gozdna rovka, deževniki, ocena tveganja

Risk assessment of lead contamination for small mammal food chains (case study for shooting ranges)

Abstract

Pb levels were measured in tissues of small mammals (*Microtus agrestis*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex araneus* and *Crocidura leucodon*), inhabiting shooting ranges of the Slovenian Army (Apače, Bač, Bloška polica, Crngrob, Mačkovec, Poček); in addition, Pb content was analysed in their diet as well. The present research was performed with the aim to confirm the use of small mammals as bioindicators of Pb contamination of shooting ranges and to perform the risk assessment of military shooting ranges for small mammals. Increased Pb levels were determined in livers of small mammals, inhabiting the shooting ranges. Food is probably the most significant route of Pb exposure for small mammals since the elevated concentrations of Pb were measured in grasses, clovers, herbs and earthworms, sampled at the shooting ranges. On the basis of presented results we suggest that shooting ranges could pose an elevated risk for receptor organisms (*Microtus agrestis*), although Pb concentrations relatively quickly decreased with distance from backstop berms, which are particularly loaded with Pb.

Key words: shooting ranges, lead (Pb), small mammals, *Microtus agrestis*, *Apodemus flavicollis*, *Crocidura leucodon*, *Sorex araneus*, earthworms, risk assessment

1 Uvod

1 Introduction

1.1 Pehotna strelišča kot dejavnik tveganja za okolje

1.1 Ecological risk assessment of shooting ranges

Na svetu delujejo številna strelišča, tako vojaška kot tudi tista, ki so namenjena uporabi v športne in druge namene. V naši državi jih Slovenska vojska uporablja

osem, drugje pa je lahko njihovo število bistveno večje (npr. v ZDA obstaja več kot 12.000 manjših pehotnih strelišč). Porabljeno strelivo na streliščih je potencialen vir onesnaženja s kovinami in še posebej s svincom (Pb) (ITRC 2003). V tla so vnešene veliko količine svinca, na primer na Švedskem 500 do 600 t (LIN 1995), v Švici 400 t (ROBINSON *et al.* 2008) in v Kanadi okoli 2000 ton letno (SCHEUHAMMER / NORRIS 1995). Tako velike obremenitve tal s Pb na streliščih lahko pomenijo tveganje za okolje (CHEN / DAROUB 2002; CAO *et al.* 2003, 2003a).

¹ doc. dr. S. Al S. P., ERICo Velenje, d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje, samar.petkovsek@erico.si

² doc. dr. D. T., Nacionalni inštitut za biologijo, Večna pot 111, 1000 Ljubljana, Davorin.Tome@nib.si

³ doc. dr. B. P., ERICo Velenje, d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje, bostjan.pokorny@erico.si

Onesnaženost pehotnih strelišč s Pb ima nekatere specifične značilnosti, kot so: (a) pojavljanje večinoma trdnih in netopnih oblik Pb; vsebnosti Pb v tleh strelišč so zelo variabilne od razmeroma majhnih (nekoliko nad naravnim ozadjem) do izredno velikih vsebnosti (> 90.000 mg/kg na zaščitnih nasipih); (b) posledično so tla onesnažena neenakomerno (nehomogeno) in tako je dejanski obseg onesnaženosti težko natančno določiti; (c) velikost in mobilnost delcev je zelo različna (od razmeroma inertnih in nemobilnih svinčenk do potencialno topnih ter mobilnih mikroskopskih delcev); (d) onesnaženje se pojavlja mikrolokacijsko in navadno vpliva le na del območja, kjer se prehranjujejo izbrani organizmi (BENNET *et al.* 2007). Kljub temu da večina Pb lahko ostane v inertni obliki v ostankih streliv tudi sto let in več, pa se ga del nenehno preoblikuje zaradi fizikalnih ter kemijskih reakcij v topne oblike, ki se lahko bioakumulirajo in povzročajo pomembno okoljsko tveganje. Dolg zadrževalni čas svinca v tleh hkrati to tveganje podaljšuje (*»long-term environmental hazard«*) (RANTALAINEN *et al.* 2006). Da obstoj pehotnih strelišč pomeni potencialno tveganje za zdravje ljudi, je sicer ugotovljeno že nekaj časa (TRIPATHI *et al.* 1991), vendar pa so ekološki vplivi, kljub nekaterim raziskavam, razmeroma slabo preučeni.

Izmerjene so bile povečane vsebnosti Pb v tkivih vrabcev (VYAS / SPANN / HEINZ 2000), žab in miši s strelišč, za žabe in miši so potrdili zastupitev s tem elementom (STANSLEY / ROSCE 1996). Ugotovljeno je bilo, da so ptice pevke izpostavljene težkim kovinam zaradi uživanja hrane, ki vsebuje kovine, medtem ko je uživanje izstrelkov (zlasti šiber na športnih lovskih streliščih) najpomembnejša pot vnosa kovin v telo malih sesalcev. Onesnaženost pričakovano najbolj vpliva na talne organizme (npr. mikrobi in enhitrejdni deževniki); dokazali so tudi zmanjšan opad v borovih gozdovih, ki so preraščali strelišče (RANTALAINEN *et al.* 2006). V raziskavi, ki je obravnavala tri pehotna strelišča v ZDA (BENNET *et al.* 2007), so ugotovili povečano tveganje za ameriškega drozga (*Turdus migratorius*) in rovko (*Blarina brevicauda*), ki se prehranjujeta na razmeroma majhnem območju predvsem z deževniki, ki kopicijo svinec. Tudi za belorepega kunca (*Sylvilagus floridanus*) so ocenili, da obstaja povečano tveganje zaradi prehranjevanja z rastlinami, ki kopicijo Pb. Študija je zlasti poudarila, da je pri ocenitvi ekološkega tveganja pomembno poznati specifične značilnosti posameznih strelišč, kot so onesnaženost mikrolokacij, kopičenje prahu na rastlinah in biodostopnost svinca.

1.2 Mali sesalci in deževniki kot bioindikatorji onesnaženosti okolja s Pb

1.2 Small mammals and earthworms as bioindicators of contamination with Pb

Mali sesalci (npr. miši, voluharice, rovke) so pomemben del ekosistemov in naseljujejo številne ekološke niše. Imajo pomembno vlogo v kroženju hranil, vplivajo

lahko na združbe nevretenčarjev in rastlin, hkrati so plen mnogih plenilcev, ko poginejo, pa hrana razgrajevalcem. So vmesna stopnja med nižjimi in višjimi trofičnimi nivoji, saj so pomembni v prehrani mesojedih ptic in sesalcev. Mali sesalci ustrezajo osnovnim zahtevam za uporabo v bioindikativnih študijah: vsebnosti kovin v njihovih tkivih so odsev izpostavljenosti onesnaževanju, so splošno razširjeni, njihov življenjski prostor je omejen (teritorialen način življenja), imajo ustaljene prehranske navade, njihovo življenjsko obdobje je kratko, rodnost velika in jih je enostavno vzorčiti. Zaradi majhne telesne mase in značilnega metabolizma so bolj izpostavljeni okoljskim onesnažilom kot večji sesalci. Rovke imajo v svojih tkivih praviloma večje vsebnosti kovin kot drugi mali sesalci, ker imajo intenzivnejši metabolizem, zaužijejo več hrane in so više v prehranjevalni verigi kakor voluharice in miši (so žužkojede) (READ / MARTIN 1993; REINECKE *et al.* 2000; MARQUES *et al.* 2007, SANCHEZ-CHARDI / LOPEZ-FUSTER / NADAL 2007; SANCHEZ-CHARDI / NADAL, 2007; SANCHEZ-CHARDI *et al.* 2007, 2007a; LAVENGOOG / HESKE 2008; SANCHEZ-CHARDI / LOPEZ-FUSTER 2009; SANCHEZ-CHARDI / OLIVEIRA RIBERIO / NADAL 2009).

Vsebnosti kovin v tkivih malih sesalcev kažejo obremenjenost okolja s kovinami. Povečane vsebnosti kovin so bile ugotovljene v tkivih malih sesalcev, ulovljenih ob topilnicah (BEYER *et al.* 1985; BEYER / STORM 1995), v bližini kovinsko-predelovalne industrije (HUNTER / JOHNSON / THOMPSON 1989), ob odlagališčih rudniške jalovine (COOKE / ANDREWS / JOHNSON 1990; COOKE / JOHNSON 1996; SANCHEZ-CHARDI *et al.* 2007), na poplavnih rečnih ravnicah (WIJNHOFEN *et al.* 2008; LAVENGOOG / HESKE 2008), v okolici odlagališč komunalnih in industrijskih odpadkov (SANCHEZ-CHARDI / NADAL 2007; SANCHEZ-CHARDI *et al.* 2007a) in prometnic (CHIMIEL / HARRISON 1981; IERADI *et al.* 1996; GETZ / VERNER / PRATHER 1997) ter na pehotnih streliščih (STANSLEY / ROSCOE 1996; REINECKE *et al.* 2000; LEWIS *et al.* 2001; BENNET *et al.* 2007).

Deževniki (f. Lumbricidae) jedo rastlinske ostanke ali pa kar zemljo, ki se nato v črevesju kemijsko in mehansko spremeni. Posledično lahko deževniki, ki živijo v tleh, ki vsebuje povečane vsebnosti težkih kovin, kopicijo v svojih tkivih velike množine kovin in so kot taki primerni kazalci onesnaženosti kopenskih ekosistemov s kovinami. Še več, deževniki so na začetku prehranjevalnih verig in lahko »posredujejo« kovine iz tal do najrazličnejših skupin plenilcev – kot so na primer mali sesalci in ptice pevke (REINECKE *et al.* 2000; CARPENE *et al.* 2006; ROODBERGEN / KLOK / VAN DER HOUT 2008).

2 Nameni in cilji raziskave

2 Intentions and aims of the present research

Z določitvijo Pb v tkivih izbranih malih sesalcev (travniška voluharica, rumenogrla miš, gozdna in poljska rovka), vzorčenih na pehotnih streliščih Slovenske vojske, smo želeli ugotoviti potencialno izpostavljenost receptorskih organizmov Pb, ki ga v tleh omenjenih pehotnih strelišč najdemo v povečanih vsebnostih (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2006, 2009). Pb je glede na toksičnost uvrščen na drugo mesto seznama nevarnih snovi (ATSDR 2005), za katere je treba spremljati in nadzorovati njihove vsebnosti v vseh delih biocenoz. Pričujočo raziskavo smo opravili z namenom: (a) potrditi uporabnost malih sesalcev kot bioindikatorjev onesnaženosti specifičnega okolja – pehotnih strelišč; (b) ugotoviti, ali prehaja Pb iz tal v rastlinska in živalska tkiva; (c) ugotoviti, ali so vsebnosti Pb v rastlinskih in živalskih tkivih povečane v primerjavi z referenčno lokacijo ter literaturnimi vrednostmi; (d) oceniti tveganje, ki ga za male sesalce povzroča prehranjevanje s prehranskimi viri z območja pehotnih strelišč.

Slika 1: Pehotna strelišča (1-Mačkovec, 2-Crngrab, 3-Poček, 4-Bač, 5-Bloška polica, 6-Pečovnik, 7-Apače) in referenčna lokacija (8-Lindek)

Figure 1: Shooting ranges (1-Mačkovec, 2-Crngrab, 3-Poček, 4-Bač, 5-Bloška polica, 6-Pečovnik, 7-Apače) and reference location (8-Lindek)

Preglednica 1: Osnovne značilnosti pehotnih strelišč Slovenske vojske in vsebnosti Pb v tleh

Table 1: Basic characteristics of the Slovenian Army shooting ranges and Pb levels in soil

	Apače	Bač	Bloška polica	Crngrab	Mačkovec	Pečovnik	Poček
površina / area	3,6 ha	15,7 ha	11,9 ha	10,3 ha	3,7 ha	2,3 ha	1,0 ha
matična kamnina / primary rock minerals	metamorfne	apnenec	dolomit	karbonatni prod	aluvij	karbonatni prod	apnenec
tip tal / soil type	kisla rjava	rendzina	rjava pokarbonatna	evtrična rjava	karbonatna	rjava	rjava pokarbonatna
pH tal / soil pH	4,7	6,2	7,0	5,9	7,5	7,2	6,2
masa izstrelkov (kg) / weight of projectiles	1.200 ¹	863 – 2588	2.790	2.184	160	976	1.144
Pb v tleh (0 – 5 cm)							
n	15	19	16	17	15	13	10
\bar{a}	1.831 (3,5)²	873 (1,6)	1.333 (2,5)	698 (1,3)	293	449	873 (1,6)
Me	131	258	733 (1,4)	363	70	370	258
Min.	29	46	46	33	16	72	46
Max.	12.300	4.410	4.410	3.690	1500	1.210	4.410
Pb v tleh (5 – 20 cm)							
\bar{a}	485	517	821 (1,5)	574 (1,1)	117	348	517
Me	65	66	212	214	49	169	66
Min.	18	48	48	39	13	32	48
Max.	2.280	3.580	3.580	4.400	468	1.110	3.580

¹Masa izstrelkov je dana za leto 2007 glede na ocenjeno število izstrelkov. Pri tem smo upoštevali, da so v preteklosti (večinoma do leta 2008) uporabljali predvsem izstrelke kalibra (premera) 7,9 mm in 7,6 mm, ki so težki okoli 8 g. ²S krepkim tiskom smo označili vsebnosti, ki prekoračujejo kritično imisijsko vrednost (530 mg/kg) (KIV) (Ur. l. RS, št. 68/96). Kritična imisijska vrednost pomeni določeno koncentracijo nevarnih snovi, pri kateri tla štejejo za onesnažena; tako onesnažena tla niso primerna za pridelavo rastlin, namenjenih prehrani ljudi in živali, in za zadrževanje ali filtriranje padavinske vode. V oklepaju navajamo, za kolikokrat povprečna vsebnost Pb prekoračuje KIV.

¹Weight of projectiles for 2007 was estimated considering the number of projectiles and their weight (around 8 g). ²Pb levels (n bold) exceeded the permitted values for Pb (530 mg/kg) (KIV) (Ur. l. RS, št. 68/96). KIV is the concentration of pollutant, which is characteristic of polluted soil. Polluted soil is not suitable for producing food intended for humans and animals, as well as for rainwater retention or filtering. The figures in brackets indicate how many times the measured Pb level exceeded the KIV.

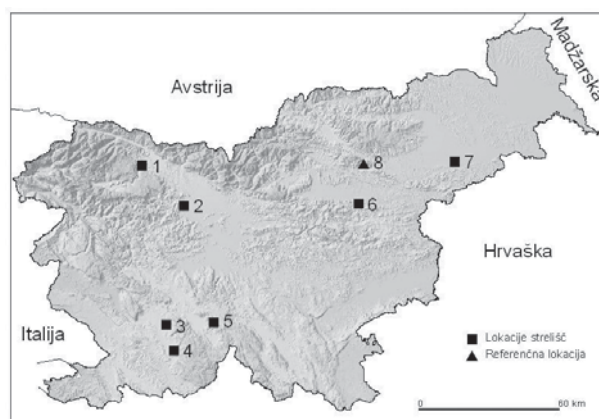
3 Material in metode

3 Material and methods

3.1 Opis območij raziskave

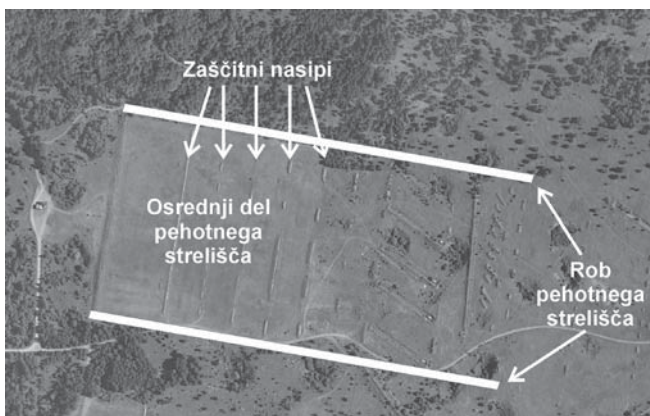
3.1 Description of study sites

V raziskavi smo obravnavali izbrana pehotna strelišča, ki jih uporablja Slovenska vojska (preglednica 1). Vsa strelišča so delovala že v obdobju nekdanje Jugoslavije, ko so se na teh območjih usposabljali pripadniki JLA, nekatera pa že bistveno prej. Za vojaški poligon Poček poročajo, da so ga uporabljali vojaki že v času Avstro-Ogrske monarhije, v času nekdanje Jugoslavije pa je bila vojaška dejavnost najbolj intenzivna. Tudi strelišči Pečovnik in Crngrab so uporabljali že pred ustanovitvijo Slovenske vojske, Crngrab med obema vojnoma, Pečovnik pa že konec 19. stoletja.



Na podlagi okvirne ocene o številu izstrelkov in njihovi masi za leto 2007 zaključujemo, da je bilo samo v tem letu v tla pehotnih streljšč vnesenih okoli 9 ton izstrelkov. Analize Pb v tleh pehotnih streljšč so pokazale, da so tla obremenjena oz. tu in tam onesnažena s Pb, saj povprečne vsebnosti za večino pehotnih streljšč prekoračujejo kritično imisijsko vrednost, ki jo enačimo z onesnaženimi tlemi (preglednica 1) (povzeto po AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2009).

Referenčno lokacijo smo izbrali v podolju Lindek v osrednji Sloveniji na območju, ki ni izpostavljeno tovrstnemu onesnaževanju. Lokacija leži na nadmorski višini 700 m, apnenčasta matična kamnina pa je pokrita s plitvo rendzino. Izmerjene vsebnosti Pb so bile v vseh talnih vzorcih pod zakonsko določenimi vrednostmi (travniška tla: 39,0 mg/kg (0 – 10 cm), 28,4 mg/kg (10 – 20 cm); gozdna tla (46,1 mg/kg (0 – 10 cm), 39,1 mg/kg (10 – 20 cm)) (Ur. l. RS, št. 68/96). Kot dopolnilo ene same referenčne lokacije smo v članek vključili rezultate številnih drugih raziskav iz primerljivih območij. Hkrati smo napravili primerjavo med osrednjim območjem streljšč in njihovim robom, slednji ponazarja nekakšno referenčno območje.



Slika 2: Območja znotraj pehotnih streljšč (osrednji del pehotnega streljšča Bač z zaščitnimi nasipi in robnim območjem)

Figure 2: Areas within shooting ranges (central part of the shooting range Bač with backstop berms and its edges)

3.2 Vzorčenje tal, deževnikov, rastlin in malih sesalcev

3.2 Sampling of soil, earthworms, plants and small mammals

Vzorčenje tal je potekalo od maja do septembra 2008 v skladu z metodo vzorčenja tal, akreditirano pri Slovenski akreditaciji, reg. št. LP-018, ki je hkrati v skladu s predpisanimi standardi ISO/DIS 10381-1-6 v okviru Pravilnika o obratovalnem monitoringu pri vnosu nevarnih snovi in rastlinskih hranil v tla (Ur. l. RS., št. 55/97). Vzorčna mesta so bila enakomerno razporejena po območju

pehotnih streljšč, in sicer tako, da so bila zajeta najbolj onesnažena območja (zaščitni nasipi) in tudi razmeroma najmanj obremenjene površine streljšč (robni predeli) (za podrobnosti glej AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2009).

Na pehotnih streljščih smo sestavljene vzorce trav, detelj in zeli vzorčili v obdobju od maja do septembra 2008 v neposredni bližini vzorčnih mest za analizo tal. Praviloma smo odvzeli 3 vzorce nadzemnih delov trav, detelj in zeli, ki so preraščale zaščitne nasipe, in 3 vzorce v robnih območjih posameznih pehotnih streljšč (glej sliko 2).

Na območju posameznega pehotnega streljšča smo izbrali štiri vzorce tal (50 cm x 50 cm x 25 cm globine), iz katerih smo ročno (s pinceto) pobirali deževnike in jih združili v skupen vzorec (40 do 60 osebkov). Deževnike smo vzorčili istočasno kot male sesalce. V laboratoriju smo jih sprali z destilirano vodo, jih praviloma vsaj 7 dni »stradali« v hladilniku in jih večkrat sprali z destilirano vodo, da bi odstranili izločke. Nato smo jih do kemijskih analiz zamrzili. V vzorcih deževnikov smo identificirali naslednje vrste: njivski deževnik (*Aporrectodea caliginosa*), rožnati deževnik (*Aporrectodea rosea*), smrdeči deževnik (*Eisenia fetida*), rjavi deževnik (*Lumbricus castaneus*), rdeči deževnik (*Lumbricus rubellus*) in mlečni deževnik (*Octolasion tyrtaeum*).

Male sesalce smo lovili s pastmi, ki smo jih nastavili na območju pehotnih streljšč oziroma na njihovem obrobju v jeseni 2008 (preglednica 2). Pasti smo nastavili v popoldanskem času na mestih, kjer je bila večja verjetnost, da bomo ulovili posamezne osebkke (v okolici lukenj na pehotnih streljščih in ob grmih ter padlih drevesih ob robu streljšč). Pasti smo preverili naslednji dan, zgodaj zjutraj. Praviloma smo na vsako streljšče nastavili 100 pasti. Ulovili smo naslednje vrste: gozdno rovko (*Sorex araneus*), poljsko rovko (*Crocidura leucodon*), rumenogrlo miš (*Apodemus flavicollis*) in travniško voluharico (*Microtus agrestis*), in sicer naključno oz. glede na njihovo pojavljanje na posameznem pehotnem streljšču. V laboratoriju smo posamezne osebkke stekali, jih izmerili in jim določili spol. V preglednici 3 prikazujemo podatke o velikosti in masi različnih vrst malih sesalcev, ki smo jih ujeli na pehotnih streljščih. Podatke, navedene v preglednici 3, smo uporabili za izračun kvocienta tveganja za male sesalce.

3.3 Kemijske analize

3.3 Chemical analyses

Odvzete talne vzorce smo pripravili po predpisanem mednarodnem standardu ISO 11464. Sveže vzorce tal smo posušili na temperaturi do 35 °C, homogenizirali in presejali skozi plastično sito, velikosti por 2 mm. Združeni vzorec trav, detelj in zelišč smo sušili v sušilniku pri 28 °C do konstante teže. Analizirali smo neoprane rastlinske vzorce, tako da smo zajeli celotno onesnaženje s Pb, ki so mu potencialno izpostavljeni receptorski organizmi. Posušeni

Preglednica 2: Pregled vrst malih sesalcev, ki smo jih vzorčili na izbranih pehotnih streliščih

Table 2: List of small mammal species, sampled at the selected shooting ranges

Lokacija / location	vrsta / species	n	datum vzorčenja / date
Bloška polica	Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	5 (0 + 5)*	26.9.2008
	Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	3 (2 + 1)	
Bač	Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	3 (0 + 3)	8.10.2008
Mačkovec	Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	3 (0 + 3)	10.10.2008
	Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	2 (1 + 1)	
Poček	Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	2 (0 + 2)	15.10.2008
	Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	2 (2 + 0)	
Crngrob	Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	2 (2 + 0)	21.10.2008
Apače	Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	2 (0 + 2)	24.10.2008
	Poljska rovka (<i>Crocidura leucodon</i>)	2 (2 + 0)	
	Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	6 (3 + 3)	
	Gozdna rovka (<i>Sorex araneus</i>)	2 (0 + 2)	
Lindek	Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	3	5.11.2008
	Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	1	

*V oklepaju je predstavljeno število osebkov, ulovljenih na osrednjem delu pehotnih strelišč in na njihovih robovih.

*The number of sampled small mammals at the central part of shooting ranges and their edges are presented in brackets.

Preglednica 3: Dolžina in teža malih sesalcev, ulovljenih na pehotnih streliščih

Table 3: Length and weight of small mammals, sampled at shooting ranges

	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
	masa / weight (g)				
Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	15	27,7 ± 4,2	27,4	18,2	40,8
Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	15	19,4 ± 8,6	18,7	11,5	34,1
Poljska rovka (<i>Crocidura leucodon</i>)	2	7,4	7,4	7,1	7,8
Gozdna rovka (<i>Sorex araneus</i>)	2	8,1	8,1	7,3	8,9
	dolžina telesa (skupaj z repom) / length of body (with tail) (mm)				
Rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	15	183 ± 12	181	150	220
Travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	15	107 ± 60	105	80	130
Poljska rovka (<i>Crocidura leucodon</i>)	2	91	91	90	93
Gozdna rovka (<i>Sorex araneus</i>)	2	96	96	95	98

rastlinski material in živalska tkiva smo homogenizirali z visokofrekvenčnim mlinčkom s keramičnim nožem (Büchi-Mixer B-400). Nato smo vse obravnavane vzorce razkrojili v mikrovalovni napravi (Milestone Ethos Plus; masa vzorca okoli 0,5 g; reagent: 10 ml ultračiste HNO₃ z dodatkom KMnO₄; Tmax = 180° C) in v njih izmerili vsebnosti Pb v z metodo induktivno sklopljene plazme z masnospektrometrično detekcijo (ICP-MS; Hewlett Packard) v laboratoriju ERICo Velenje. Uporabili smo standardne referenčne materiale za rastline (IAEA-336, Trace and minor elements in Lichens), tla (NIST SRM 2711, Montana Soil) in živalska tkiva (IAEA 452).

3.4 Statistične analize

3.4 Statistical analyses

Vse statistične analize smo opravili s pomočjo programskega paketa *Statistica for Windows 7.1* (STATSOFT 2006). Kot statistično značilne smo privzeli rezultate, če je bila velikost statističnega tveganja $p < 0,05$. Za vzorce, v katerih so bile vsebnosti Pb pod mejo določljivosti analitske metode ($< 0,01$ mg/kg), smo pri izračunu upoštevali polovično vrednost meje določljivosti. Vsebnosti Pb v živalskih in rastlinskih tkivih

imajo logaritemsko porazdelitev, zato smo za statistične primerjave uporabili neparametrične statistične metode.

Razlike v vsebnostih Pb v vzorcih trav, detelj in zeli oziroma v malih sesalcih, vzorčenih na različnih pehotnih streljših, smo ugotavljali z uporabo *Kruskal-Wallis ANOVA* test. Ker so bile razlike statistično neznačilne, smo vzorce s posameznih pehotnih streljš zadržili v skupen vzorec. Z uporabo *Mann-Whitney U test* smo ugotavljali razlike v vsebnostih Pb v rastlinskih vzorcih oz. jetrih malih sesalcev znotraj pehotnih streljš (osrednje območje: rob). Soodvisnost med vsebnostjo Pb v tleh in v združenem vzorcu rastlin smo testirali z izračunom *Spearmanovega korelacijskega koeficienta rangov* (R). Z uporabo *t testa za odvisne vzorce* smo preizkusili, ali se vsebnosti Pb v mišicah in jetrih iste vrste malih sesalcev statistično značilno razlikujejo.

3.5 Izračun ocene tveganja

3.5 Risk assessment calculation

Oceno tveganja za izbrane receptorske organizme, ki jo podaja kvocient tveganja (HQ: *Hazard Quotient*), smo podali na podlagi dnevnega sprejema kovin (EDI: *estimated daily intake*) prek hrane (EDIf), izraženo v mg/kg. EDI je izračunan glede na izmerjene vsebnosti kovin v prehranskih virih (Ci: *concentration of contaminant in food type i*) (mg/kg), količino hrane, ki jo zaužije osebek (IRi: *ingestion rate*) (kg/day), biodostopnost elementa (RAFi: *relative absorption rate*) in povprečno težo organizma (BW: *body weight*) izraženo v kg (povzeto po BENNET *et al.* 2007; KAUFMAN *et al.* 2007).

$$EDI_f = \sum (C_i * IR_i * RAF_i) / BW$$

HQ je kvocient, ki se izračuna kot celoten dnevni sprejem kovin prek hrane (f), deljen s TDI (dopusten dnevni vnos za posamezno kovino), ki ga enačimo z LOAEL (*lowest observed adverse effect level*), ali najnižja koncentracija kovine, pri kateri je že opazen učinek na izbrani organizem) (SAMPLE / OPRESKO / SUTER 1996).

$$HQ = EDI_f / TDI$$

4 Rezultati in diskusija

4 Results and discussion

4.1 Sprejem Pb iz tal v rastlinska tkiva

4.1 Bioaccumulation of Pb in plants

Večina Pb v tleh je rastlinam nedostopna, praviloma rastline sprejmejo manj kot 1 % celotnega Pb iz tal. Sprejem

tega elementa v rastline je močno odvisen od celotne vsebnosti Pb v tleh, od njegove kemijske oblike, procesov v rizosferi (koreninski izločki, mikrobiološka aktivnost) in talnih lastnosti. Njegovo mobilnost in posledično okoljsko tveganje povečujejo kisli pH, nizka vsebnost organskih spojin, velike količina padavin in nizka podtalnica. V korenini se veže na izmenljiva mesta v celičnih stenah. Pb je slabo mobilni element in ga večina ostane v koreninah, le 3 % se ga prenese k poganjkom. Zelo pomemben je tudi vnos Pb prek listnih površin, pri nekaterih rastlinah (lišaji, mahovi itd.) ima večina Pb v rastlinskih tkivih izvor v zračni depoziciji (KABATA-PENDIAS 2001; CAO *et al.* 2003; HARDISON *et al.* 2004; ROBINSON *et al.* 2008; PERALTA-VIDEA *et al.* 2009).

Na izbranih vzorčnih mestih smo odvzeli sestavljen vzorec trav, detelj in zelišč z namenom ugotoviti, ali so vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih, vzorčenih na območju pehotnih streljš, povečane in odvisne od vsebnosti Pb v tleh. Ugotovili smo, da se vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih povečujejo glede na vsebnost tega elementa v tleh, saj obstaja močna pozitivna korelacija med obema parametroma (n = 35; R = 0,79 in p = 0,0003).

V preglednici 4 prikazujemo izmerjene vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih (v mg/kg suhe snovi), vzorčenih na posameznih pehotnih streljših, in jih primerjamo z maksimalno dovoljeno vsebnostjo Pb (MDK), ki jo za krmo določa slovenska zakonodaja (Ur. l. RS, št. 101/06).

Izmerjene vsebnosti Pb v 4 od 36 analiziranih vzorcih prekorajajo MDK vrednost, ki jo za krmo predpisuje slovenska zakonodaja (Ur. l. RS, št. 101/06). Vsebnosti Pb smo hkrati primerjali tudi s podatki, ki so značilni za svetovno povprečje, kjer povprečne vsebnosti Pb ležijo v intervalu od 0,36 mg/kg do 4,60 mg/kg (trave), od 1,30 mg/kg do 8,00 mg/kg (detelja) (KABATA-PENDIAS 2001), oziroma v intervalu od 2,00 mg/kg do 5,00 mg/kg (rastline) (ROBINSON *et al.* 2008). Upošteva še literaturne podatke (primerjavo smo opravili z zgornjo mejo za deteljo), so bile povečane vsebnosti Pb izmerjene v več kot 40 % vseh analiziranih vzorcev. Če povprečno vsebnost Pb za skupni vzorec pehotnih streljš in pripadajočo mediano (31,2 ± 28,8; Me = 5,48 mg/kg) primerjamo z izmerjeno vsebnostjo v vzorcu z referenčne lokacije (0,46 mg/kg), lahko ugotovimo, da sta vrednosti 68-krat oziroma 12-krat večji v primerjavi z referenčno lokacijo. Zlasti velika vsebnost Pb (498 mg/kg – več kot 16-krat prekoračena vrednost MDK!) je bila določena v rastlinskem vzorcu na pehotnem streljšu Crngrob v bližini roba streljša. Slednje opozarja na značilno točkovno onesnaženje streljš, oziroma na preteklo dolgotrajno uporabo pehotnih streljš tudi na večji površini, kot je trenutno v uporabi.

Napravili smo prostorsko primerjavo znotraj pehotnih streljš (slika 2). Dokazali smo, da so vsebnosti Pb v sestavljenem vzorcu trav, detelj in zeli, rastočih neposredno na pehotnih streljših (n = 26; \bar{a} = 42,2 mg/kg ; Me = 14,2 mg/kg; min. = 0,46 mg/kg in max = 498 mg/kg), visoko značilno večje od vsebnosti Pb (n = 10; \bar{a} = 2,74 mg/kg;

Me = 1,07 mg/kg; min. = 0,39 mg/kg in max = 15,3 mg/kg) v vzorcih z roba pehotnih strelišč (Mann Whitney U test: Z = 3,14 in p = 0,001). Še zlasti je ta razlika poudarjena, če primerjamo vsebnosti Pb v vzorcih z zaščitnih nasipov s tistimi z roba strelišč (Mann Whitney U test: Z = 3,74 in p = 0,0001).

Upošteva je dejstvo, da obstaja močna pozitivna korelacija med vsebnostjo Pb v tleh in vzorcih trav, detelj ter zelišč, in da so izmerjene vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih na območju pehotnih strelišč statistično značilno večje od izmerjenih na robu strelišča, zaključujemo, da so pehotna strelišča vir povečanih vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih.

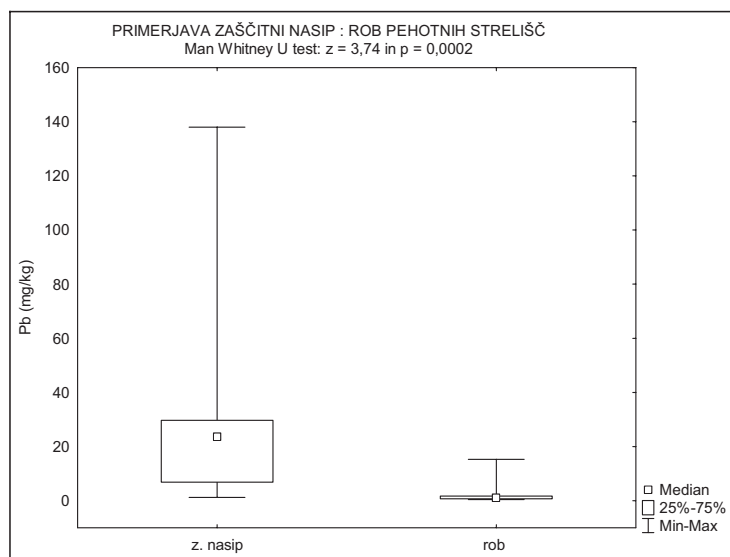
Preglednica 4: Vsebnosti Pb (mg/kg s.s.) v sestavljenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na pehotnih streliščih

Table 4: Pb levels (mg/kg d.w.) in composite samples of grasses, clovers and herbs, sampled at shooting ranges

<i>pehotno strelišče</i> <i>shooting range</i>	<i>mikrolokacija</i> <i>microlocation</i>	<i>Pb (mg/kg)</i>	<i>razmerje Pb/MDK</i> <i>Pb/MDK ratio</i>
Apače	območje pehotnega strelišča*	0,39	0,01
Apače	zaščitni nasip	10,1	0,34
Apače	zaščitni nasip	24,5	0,82
Apače	rob pehotnega strelišča	0,39	0,01
APAČE		$\bar{a} = 8,9$ mg/kg; Me = 5,4 mg/kg	
Bač	območje pehotnega strelišča	1,00	0,03
Bač	zaščitni nasip	25,5	0,85
Bač	zaščitni nasip	24,4	0,81
Bač	rob pehotnega strelišča	0,69	0,02
Bač	rob pehotnega strelišča	15,3	0,51
Bač	rob pehotnega strelišča	0,54	0,02
BAC		$\bar{a} = 11,2$ mg/kg; Me = 5,4 mg/kg	
Bloška polica	območje pehotnega strelišča	3,06	0,10
Bloška polica	zaščitni nasip	23,4	0,78
Bloška polica	zaščitni nasip	12,1	0,40
Bloška polica	zaščitni nasip	6,85	0,23
Bloška polica	rob pehotnega strelišča	1,34	0,04
Bloška polica	rob pehotnega strelišča	0,80	0,03
BLOŠKA POLICA		$\bar{a} = 21,9$ mg/kg; Me = 9,7 mg/kg	
Crngrob	območje pehotnega strelišča	498	16,6
Crngrob	območje pehotnega strelišča	22,9	0,76
Crngrob	zaščitni nasip	23,4	0,78
Crngrob	zaščitni nasip	12,1	0,40
Crngrob	zaščitni nasip	6,85	0,23
Crngrob	rob pehotnega strelišča	1,51	0,05
CRNGROB		$\bar{a} = 94,1$ mg/kg; Me = 17,5 mg/kg	
Mačkovec	območje pehotnega strelišča	0,46	0,02
Mačkovec	območje pehotnega strelišča	5,62	0,19
Mačkovec	zaščitni nasip	56,0	1,87
Mačkovec	zaščitni nasip	138	4,60
Mačkovec	zaščitni nasip	1,21	0,04
Mačkovec	rob pehotnega strelišča	4,34	0,14
MAČKOVEC		$\bar{a} = 34,3$ mg/kg; Me = 5,0 mg/kg	
Pečovnik	območje pehotnega strelišča	1,00	0,03
Pečovnik	zaščitni nasip	79,9	2,66
Pečovnik	zaščitni nasip	5,35	0,18
Pečovnik	zaščitni nasip	4,57	0,15
Pečovnik	zaščitni nasip	23,8	0,79
Pečovnik	rob pehotnega strelišča	1,68	0,06
PEČOVNIK		$\bar{a} = 19,4$ mg/kg; Me = 5,0 mg/kg	
Poček	območje pehotnega strelišča	2,76	0,09
Poček	rob pehotnega strelišča	0,81	0,03
POČEK		$\bar{a} = 1,8$ mg/kg; Me = 1,8 mg/kg	

*Območje pehotnega strelišča brez zaščitnih nasipov. S krepkim tiskom smo označili vsebnosti, ki prekoračujejo MDK vrednost (30 mg/kg).

*The area of shooting ranges without backstop berms. The levels marked in bold exceeded the permitted values (30 mg/kg).



Slika 3: Primerjava vsebnosti Pb v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na zaščitnih nasipih in ob robu pehotnih streljšč.

Figure 3: Comparison between Pb levels in composite samples of grasses, clovers and herbs, sampled at backstop berms and at their edges.

4.2 Sprejem Pb v živalska tkiva

4.2 Accumulation of Pb in animal tissues

(a) Sprejem Pb v deževnike

Deževnike smo v raziskavi uporabili kot kazalce onesnaženosti tal pehotnih streljšč s Pb in za pridobitev podatkov za izračun ocene tveganja za receptorske organizme, ki se z njimi prehranjujejo (rumenogrla miš, poljska in gozdna rovkva). V preglednici 5 prikazujemo vsebnosti Pb v deževnikih pehotnih streljšč in razmerje glede na referenčno vrednost (2,21 mg/kg).

Povprečna vsebnost (45,6 mg/kg) oz. interval izmerjenih vsebnosti Pb (4,0 – 100 mg/kg) za pehotna streljšča sta bistveno večja od izmerjenih vsebnosti Pb v deževnikih iz tal v urbanem okolju vzhodne Francije ($2,63 \pm 0,25$ mg/kg) (SCHEIFLER *et al.* 2006) in primerljiva z vsebnostjo Pb v tleh z območja Stellenboch v J Afriki (21,4 mg/kg do 45,6 mg/kg). Omenjeno območje je bilo sicer izbrano kot referenčna lokacija za laboratorijski poskus, vendar domnevajo, da so bili deževniki s tega območja že izpostavljeni povečanim vsebnostim Pb. V laboratorijskem poskusu so nato uporabili s svincem kontaminirane deževnike ($96,0$ mg/kg \pm 13,4) in dokazali prenos Pb iz deževnikov na rovke (REINECKE *et al.* 2000). Povprečna vsebnost Pb za pehotna streljšča je primerljiva tudi z

Preglednica 5: Vsebnost Pb (mg/kg sveže snovi) v deževnikih, vzorčenih na pehotnih streljščih

Table 5: Pb levels in earthworms (mg/kg), sampled at shooting ranges

	Apače	Bač	Bloška polica	Crngrob	Mačkovec	Poček
Pb	77,7	29,4	23,4	100	4,0	39,1
Pb/referenca*	35,2	13,3	10,6	45,2	1,8	17,7
Skupaj	45,6 \pm 37,9 (Me = 34,2)**					

*Razmerje med vsebnostjo Pb v deževnikih, vzorčenih na posameznih pehotnih streljščih, in vsebnostjo Pb v deževnikih z referenčne lokacije.**Aritmetična sredina z odklonom zaupanja in mediano.

* Ratio between Pb levels in earthworms sampled at selected shooting range, and Pb level in earthworms from reference location. **Arithmetic mean with confidence limit and median value.

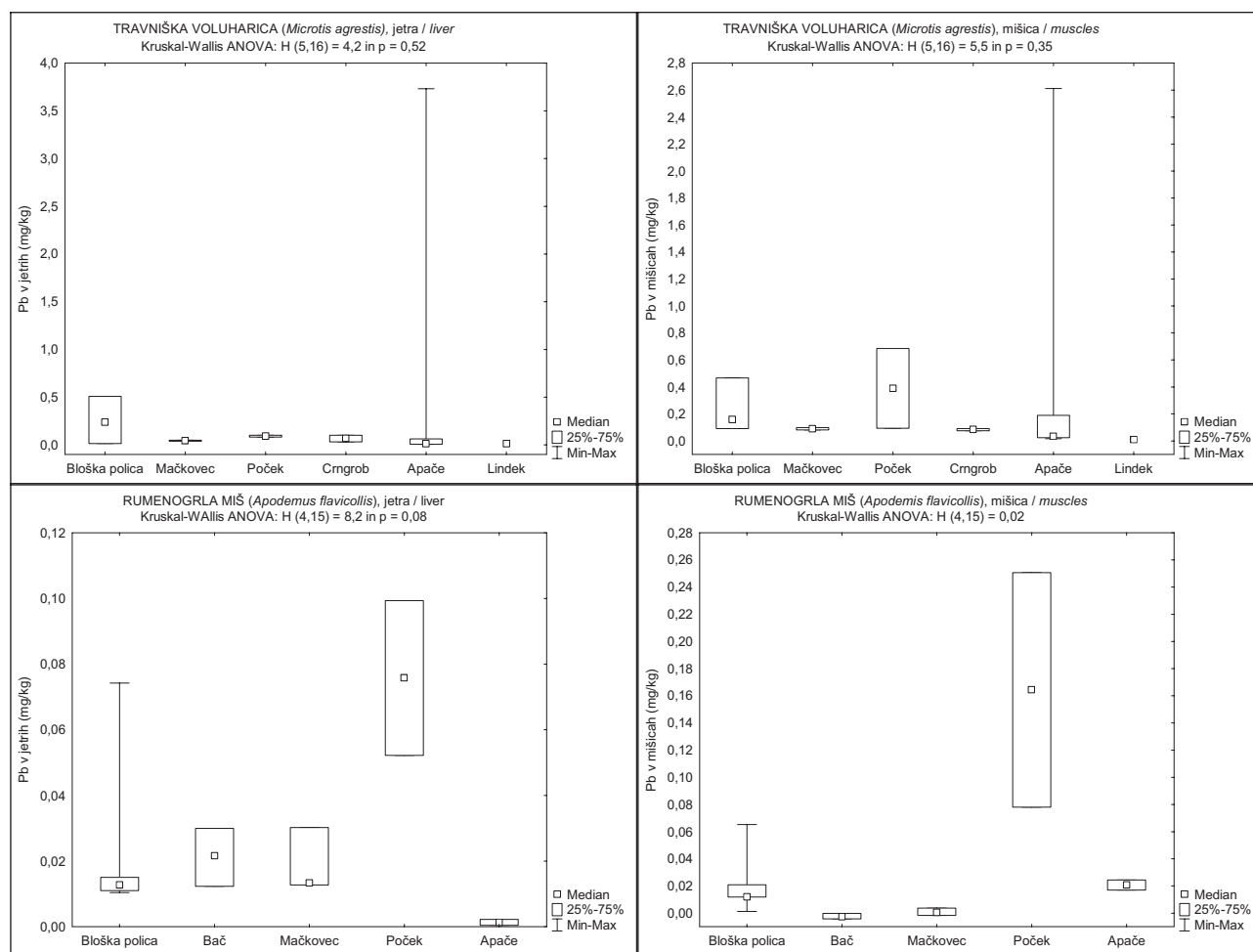
onesnaženo lokacijo na Nizozemskem, kjer so raziskovali vnos Pb v tkiva črnorepega kljunača (*Limosa limosa*) ($\bar{a} = 35,2$ mg/kg; min. = 17,4 mg/kg in max. = 105,8 mg) (ROODBERGEN / KLOK / VAN DER HOUT 2008). Upošteva literature podatke in primerjavo z referenčno lokacijo (preglednica 5) lahko zaključimo, da deževniki iz tal pehotnih streljš v vsebujejo povečane vsebnosti Pb.

(b) Sprejem Pb v tkiva malih sesalcev

V mišicah in jetrih izbranih malih sesalcev smo izmerili vsebnosti Pb in jih primerjali s kritičnimi koncentracijami. To so vsebnosti Pb v tkivih organizmov, pri katerih se pokaže vpliv na njihovo zdravstveno stanje in razmnoževalni potencial. Po ugotovitvah MA (1996) so kritične koncentracije Pb za sesalce med 5 in 10 mg/kg suhe snovi jeter oziroma od 1,4 do 2,3 mg/kg sveže teže jeter. Po nekaterih drugih avtorjih (LEWIS *et al.* 2001) so meje za kritične vsebnosti nekoliko drugačne, na primer vsebnosti > 1,0 mg/kg obravnavamo kot povečane; vsebnosti Pb > 2,0 mg/kg pa kot potencialno kritične za sesalce. Ker za

male sesalce ne poročajo o kritičnih koncentracijah za Pb (WIJNHOFEN *et al.* 2008), smo izmerjene vsebnosti Pb primerjali s prej omenjenimi vrednostmi (MA 1996). Na sliki 4 podajamo vsebnosti Pb v mišicah in jetrih travniške voluharice in rumenogrle miši. Vse prikazane vsebnosti Pb v jetrih in mišicah malih sesalcev so preračunane na svežo snov.

Potencialno kritično vsebnost za Pb je prekoračeval le en vzorec, in sicer je bila izmerjena vsebnost Pb v jetrih travniške voluharice, ulovljene na zaščitnem nasipu na pehotnem streljšu Apače, 3,73 mg/kg; vse druge vsebnosti Pb v jetrih so bile nižje. Največje vsebnosti Pb v jetrih in mišicah so bile izmerjene v osebkih, ki smo jih ulovili neposredno na pehotnih streljših (mišice: travniški voluharici z Apač (2,61 mg/kg) in Počka (0,68 mg/kg) ter poljska rovka z Apač (0,77 mg/kg); jetera: travniške voluharice z Apač (3,73 mg/kg) in Bloške police (0,51 mg/kg in 0,24 mg/kg)). V nadaljevanju prikazujemo podatke za vsa pehotna streljša skupaj in jih primerjamo s podatki z referenčne lokacije in z drugimi raziskavami.



Slika 4: Primerjava vsebnosti Pb v jetrih oz. mišicah travniške voluharice in rumenogrle miši z različnih lokacij
 Figure 4: Comparison of Pb levels in liver and muscles of *Microtus agrestis* and *Apodemus flavicollis* from different locations

Preglednica 6: Vsebnost Pb (mg/kg) v jetrih in mišicah malih sesalcev iz družine miši

Table 6: Pb levels (mg/kg) in liver and muscles of small mammals from f. Muridae

vrsta / species	tkivo / tissue	vsebnost Pb / Pb levels	opombe / notes	referenca / reference
družina miši (f. Muridae)				
rumenogrla miš (<i>Apodemus flavicollis</i>)	jetra / liver	0,03 ± 0,01 ¹ (< 0,01 – 0,10)	onesnaženo (pehotna strelišča; SLO)	pričujoča raziskava
	mišica / muscles	0,03 ± 0,01 (< 0,01 – 0,10)	onesnaženo (pehotna strelišča; SLO)	
	jetra / liver	< 0,01 (< 0,01 – 0,10)	neonesnaženo (Lindek)	
	mišica / muscles	0,01 ± 0,03 (< 0,01 – 0,03)	neonesnaženo (Lindek)	
belonoga miš (<i>Peromyscus leucopus</i>)	jetra / liver	0,15 ± 0,82 (0,03 – 0,85) (0,01 – 0,16) (0,01 – 0,07) (0,0 – 0,11)	onesnaženo območje referenčne lokacije (0,2 do 5,4 km od onesnažene lokacije)	LEVENGOOD / HESKE 2008
	jetra / liver	(2,2 – 4,7)	reducirana aktivnost krvnega encima ALAD	BEYER <i>et al.</i> 1985
	jetra / liver	4,98 (0,31 – 38,6) 0,98 (0,17 – 3,39)	strelišče referenčna lokacija	STANLEY / ROSCOE 1996
hišna miš (<i>Mus musculus</i>)	jetra / liver	7,35 ²	genetske poškodbe (emisije prometa)	IERADI <i>et al.</i> 1996
vrsta belonoge miši (<i>Peromyscus maniculatus</i>)	jetra / liver	0,77 ³	spremembe ledvic (industrijsko onesnaževanje)	KISSEBERTH <i>et al.</i> 1984
vrsta belonoge miši (<i>Peromyscus spp.</i>)	jetra / liver	1,19 ⁴	vojaški poligon v ZDA	LEWIS <i>et al.</i> 2001

¹Aritmetična sredina z odkloni zaupanja; minimalna in maksimalna vrednost v oklepaju. ²Objavljeno na suho težo, v prikazani preglednici je preračunano na svežo težo. ³Najmanjša vrednost, ki je povezana z učinkom na organizem. ⁴Povprečna vrednost je izračunana na podlagi nekaterih vsebnosti, ki so pod mejo določljivosti analitske metode (upoštevali smo polovico spodnje meje določljivosti).

¹Arithmetic means with confidence limits, with minimal and maximal values in round brackets. ²Published as dry weight, converted to wet weight. ³Smallest concentration associated with effect. ⁴Average value includes some undetectable results that were assigned a concentration of one-half of the minimum detection limit.

Vsebnosti Pb, določene v naši raziskavi, so v primerjavi z nekaterimi drugimi raziskavami (glej preglednici 6 in 7) bistveno nižje, primerljive so le vsebnosti Pb v tkivih travniških voluharic (preglednica 8). V pričujoči raziskavi smo največje vsebnosti Pb izmerili v tkivih travniške voluharice in poljske rovke. Slednje je bilo pričakovano, saj smo osebk omenjenih vrst ujeli neposredno na pehotnih streliščih, medtem ko rumenogrla miš in gozdna rovka živita predvsem v gozdnem robu ob robu strelišč, ki je bistveno manj obremenjen s Pb (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2009). Za rovke imamo v naši raziskavi le omejeno število podatkov (po dva za poljsko oziroma gozdno rovko). Značilno je, da je povprečna vsebnost za poljski rovki skoraj 2-krat večja kot za gozdni rovki, ki smo ju v nasprotju s poljskimi rovkami ujeli na robu strelišča. Poudariti velja tudi izredno variabilnost v izmerjenih vsebnostih Pb, vsebnosti so se spreminjale

tudi za dva reda velikosti. Tako velike razlike so najverjetneje posledica točkovne onesnaženosti na pehotnih streliščih.

Z namenom ugotoviti, ali pehotna strelišča vplivajo na povečane vsebnosti Pb v tkivih malih sesalcev, ki tam živijo, smo napravili statistično primerjavo med vsebnostjo Pb v jetrih travniških voluharicah, ulovljenih na območju pehotnih strelišč, in med osebki iste vrste, ki so bili ulovljeni ob robu strelišč. Ugotovili smo, da so vsebnosti Pb v jetrih travniških voluharic s pehotnih strelišč (n = 10; \bar{a} = 0,49 mg/kg; Me = 0,09 mg/kg; min. = 0,02 mg/kg in max. = 3,73 mg/kg) statistično značilno (p = 0,004) večje od izmerjenih vsebnosti Pb v jetrih voluharic (n = 5; \bar{a} = 0,01 mg/kg; Me = 0,01 mg/kg; min. = 0,01 mg/kg in max. = 0,10 mg/kg), ki so živele na robu pehotnih strelišč. Povprečna vsebnost Pb v jetrih rumenogrljih miših na pehotnih streliščih (n = 15; \bar{a} = 0,03 mg/kg; Me = 0,01

mg/kg; min. = < 0,01 mg/kg in max. = 0,10 mg/kg) je sicer večja od povprečne vsebnosti Pb, ki smo jo določili v isti vrsti na območju referenčne lokacije (n = 3; \bar{a} = < 0,01 mg/kg), vendar statistične analize nismo napravili zaradi premajhnega vzorca na referenčni lokaciji.

Na podlagi rezultatov, napravljene statistične analize in primerjave z drugimi raziskavami ugotavljamo, da so vsebnosti Pb v tkivih malih sesalcev, vzorčenih na območju pehotnih strelšč, povečane, kljub temu da so praviloma vsaj za red velikosti nižje od s Pb močno onesnaženih območij (preglednici 6 in 7).

Preglednica 7: Vsebnost Pb (mg/kg) v jetrih in mišicah malih sesalcev iz družine rovk

Table 7: Pb levels (mg/kg) in liver and muscles of small mammals from f. Soricidae

vrsta / species	tkivo / tissue	vsebnost Pb / Pb level	opombe / notes	referenca / reference
družina rovk (f. Soricidae)				
gozdna rovka (<i>Sorex araneus</i>)	jetra / liver	0,03 ¹ (0,02 – 0,03)	onesnaženo (pehotna strelšča; SLO)	pričujoča raziskava
	mišica / muscles	0,25 (0,09 – 0,41)	onesnaženo (pehotna strelšča; SLO)	pričujoča raziskava
	jetra / liver	78,5 ²	naraščajoče motnje v razvoju	PANKAKOSKI <i>et al.</i> 1994
	jetra / liver	193	onesnaženo območje (emisije prometa)	CHMIEL / HARRISON 1981
	jetra / liver	610 ± 53,1 55,3 ± 11,9	onesnaženo območje (odlagališče) referenca	ANDREWS / JOHNSON / COOKE 1989
	jetra / liver	550 (134; 1469) 53,7 (20 – 102)	onesnaženo območje referenca	MA 1989
poljska rovka (<i>Crocidura leucodon</i>)	jetra / liver	0,10 (0,03 – 0,15)	onesnaženo (pehotna strelšča; SLO)	pričujoča raziskava
	mišica / muscles	0,44 ¹ (0,19 – 0,77)	onesnaženo (pehotna strelšča; SLO)	
hišna rovka (<i>Crocidura russula</i>)	jetra / liver	5,26 ± 0,75	okolica rudnika	SANCHEZ-CHARDI <i>et al.</i> 2007
		3,40 ± 0,49	okolica odlagališč	
		0,77 ± 0,09 1,93 ± 0,20	referenca	SANCHEZ-CHARDI / NADAL 2009
vrsta rovke (<i>Myosorex varius</i>)	jetra / liver	26,4 ± 9,60	območje Stellenbosch J Afriki; organizmi izpostavljeni kovinam	REINECKE <i>et al.</i> 2000
	mišica / muscles	42,9 ± 18,1		
	jetra / liver	111,7 ± 32,8	laboratorij – hranjenje s kontaminirani deževniki	
	mišica / muscles	93,0 ± 43,4		
vrsta rovke (<i>Blarina brevicauda</i>)	jetra / liver	0,69 ³	onesnaženo območje	LEVENGOOD / HESKE 2008
	jetra / liver	12,2 – 67,1	onesnaženo območje (emisije prometa)	GETZ / VERNER / PRATHER 1997
	jetra / liver	34,1 0,46 (0,31 – 0,62)	strelšče referenca	STANSLEY / ROSCOE 1996

¹Aritmetična sredina z odkloni zaupanja; v oklepaju minimalna in maksimalna vrednost. ²Objavljena maksimalna vrednost.

³ Mediana.

¹Arithmetic means with confidence limits, with minimal and maximal values in round brackets are. ²Published maximum value.

³Mediana value.

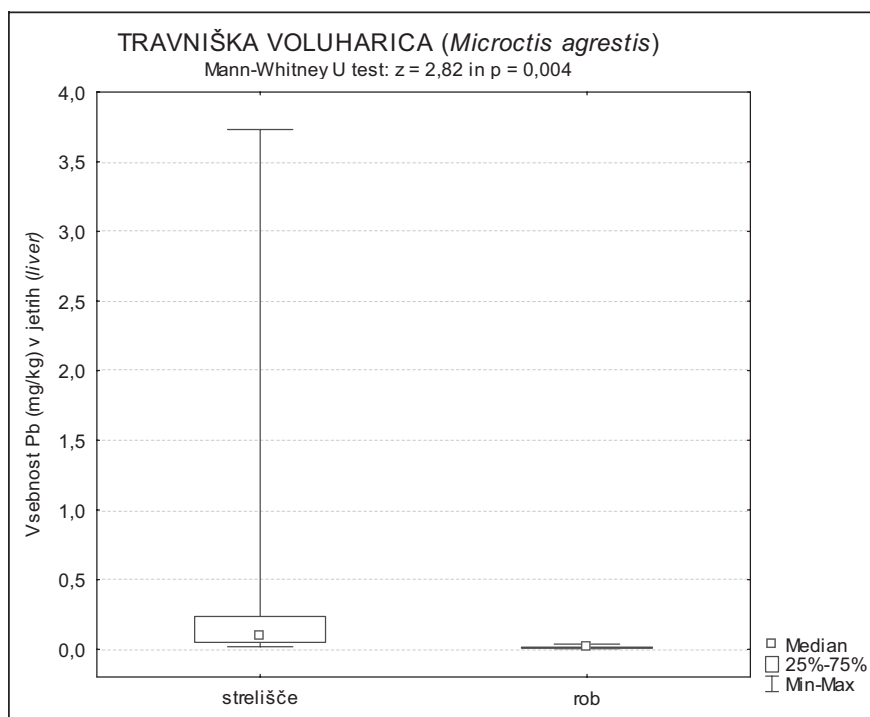
Preglednica 8: Vsebnost Pb (mg/kg) v jetrih in mišicah malih sesalcev iz družine voluharic

Table 8: Pb levels (mg/kg) in livers and muscles of small mammals from f. Arvicolidae

vrsta / species	tkivo / tissue	vsebnost Pb / Pb level	opombe / notes	referenca / reference
družina voluharic (f. Arvicolidae)				
travniška voluharica (<i>Microtus agrestis</i>)	jetra liver	$0,33 \pm 0,53^1$ ($< 0,01 - 3,73$)	onesnaženo (pehotna strelišča; SLO)	pričujoča raziskava
	mišica muscles	$0,33 \pm 0,37$ ($0,02 - 2,61$)	onesnaženo (pehotna strelišča; SLO)	
rod voluharic (<i>Microtus</i> ssp.)	jetra liver	$0,04 (0,11)^2$	onesnaženo območje	LEVENGOOD / HESKE, 2008

¹Aritmetična sredina z odkloni zaupanja; v oklepaju podajamo minimalno in maksimalno vrednost. ²Aritmetična sredina z maksimalno vrednostjo v oklepaju.

¹Arithmetic means with confidence limits, with minimal and maximal values in round brackets. ²Arithmetic mean, with maximal values in brackets.



Slika 6: Primerjava vsebnosti Pb v jetrih travniških voluharic, ulovljenih na pehotnih streliščih (n = 10) in na njihovem robu (n = 5)

Figure 6: Comparison between Pb levels in livers of *Microtus agrestis*, sampled at shooting ranges (n = 10) and their edges (n = 5)

4.3 Ocena tveganja za receptorske organizme

4.3 Risk assessment for receptors organisms

V sklopu raziskave smo ocenili tveganje, ki ga za izbrane receptorske organizme povzroča prehranjevanje s prehranskimi viri z območja pehotnih strelišč. Oceno

tveganja smo napravili za organizme iz skupine malih sesalcev (travniška voluharica, rumenogrla miš, poljska in gozdna rovka), ki so bili tudi sicer predmet pričujoče raziskave.

V izračunu kvocienta tveganja (HQ) smo upoštevali, da je 100 % zaužitega svinca tudi biodostopnega in da poteka vnos Pb samo s hrano (morebitnega vnosa Pb z vodo in tlemi nismo upoštevali). Za prehranske vire v dieti rumenogrla miši smo podali približno oceno, za dejanski

Preglednica 9: Kvocienti tveganja (HQ), ki smo jih izračunali za izbrane receptorske organizme

Table 9: Hazard quotient (HQ) calculated for selected receptors organisms

receptor	teža* (kg)	količina hrane** (kg/dan)	LOAL** (mg/kg/dan)	EDI _r *** (mg/kg/dan)	HQ
Travniška voluharica ¹ <i>Microtus agrestis</i>	0,0194	0,005	134,35	8,04 0,10 128	0,006 0,001 0,95
Rumenogrla miš ² <i>Apodemus flavicollis</i>	0,0277	0,0034	159,77	1,91 14,5	0,01 0,09
Poljska rovka ³ <i>Crocidura leucodon</i>	0,0074	0,009	175,83	55,5 4,91 121,6	0,31 0,03 0,69
Gozdna rovka ³ <i>Sorex araneus</i>	0,0081	0,009	175,83	50,7 4,49 111	0,29 0,02 0,63

¹100 % prehrane tvorijo trave, detelje in zelišča. ²60 % prehrane tvorijo plodovi, 20 % trave in 20 % deževniki; ³100 % prehrane tvorijo deževniki. *Povprečna teža, ki smo jo izračunali za analizirane osebe v naši raziskavi. **Količino hrane, ki jo posamezna vrsta zaužije v enem dnevu, in vrednost LOAL smo povzeli iz literature (SAMPLE / OPRESKO / SUTER 1996). *** EDI (dnevni sprejem kovin) je podan glede na povprečno, minimalno in maksimalno vsebnost Pb v dieti izbranega organizma.

¹100 % of diet constitute grasses, clovers and herbs. ²60 % of diet constitute edible berries of trees and shrubs, 20 % grasses, clovers and herbs, and 20 % earthworms, respectively. ³100 % of diet constitute earthworms. *Average body weights for individuals, which were calculated in the present study. **Food intake per day and LOAL (lowest observed adverse effects level) are summarized from literature (SAMPLE / OPRESKO / SUTER 1996). *** EDI (estimated daily intake) is calculated according to mean, minimal, maximal values of Pb in diet of receptor organisms.

izračun bi morali določiti vsebnosti Pb tudi v drugih prehranskih virih (npr. za rumenogrla miš v semenih, gobah, žuželkah itd.); hkrati je pomembno poznati dejanski delež prehranskega vira v dieti posameznega organizma oziroma vrste. Za izbrane receptorske organizme smo upoštevali več vhodnih podatkov o obremenjenosti prehranskih virov, in sicer: povprečno, minimalno in maksimalno izmerjeno vsebnost Pb v rastlinskih vzorcih oziroma v deževnikih. V primeru rumenogrla miši nismo prikazali izračuna HQ, opravljenega na podlagi izmerjenih minimalnih vsebnosti Pb, saj so bile vsebnosti pod mejo določljivosti analize metode. Za izračun tveganja za rumenogrla miš smo uporabili podatke o vsebnosti Pb v užitnih plodovih lesnatih vrst, podanih v AL SAYEGH PETKOVŠEK in sod. (2009).

Potencialno tveganje za receptorski organizem nastane, ko je kvocient tveganja večji od 1. Na podlagi izračunov kvocientov tveganja (preglednica 9) ugotavljamo, da izračunani HQ ne presegajo mejne vrednosti. Blizu mejne vrednosti je izračun HQ za travniške voluharice, ki bi se potencialno prehranjevale z rastlinami, ki vsebujejo največjo izmerjeno vsebnost Pb; v enem primeru je izmerjena vsebnost dejansko večja od potencialno kritične vsebnosti za Pb v jetrih. Dnevno sprejme največ Pb poljska rovka, če predvidevamo, da se prehranjuje izključno z deževniki (EDI, izračunan na podlagi povprečne vsebnosti Pb, je okoli 55 mg/kg telesne teže). Velja poudariti, da je sprejem Pb zagotovo večji, saj nismo upoštevali vnosa zaradi zaužitja prsti.

5 Zaključki

5 Conclusions

Na podlagi izmerjenih vsebnosti Pb v tkivih malih sesalcev in v njihovih prehranskih virih, opravljene primerjave z referenčno lokacijo oziroma znotraj pehotnih streljšč ter primerjave z drugimi raziskavami lahko oblikujemo naslednje zaključke:

(a) Mali sesalci in deževniki so primerni bioindikatorji onesnaženosti okolja s Pb. Na podlagi opravljene raziskave, ki je novost v slovenskem raziskovalnem prostoru, menimo, da so mali sesalci primerni tudi za prepoznavanje in ocenitev tveganja, ki ga povzročajo onesnažila v okolju (še zlasti na razmeroma majhnem območju).

(b) Obravnavana pehotna streljšča so lahko vir Pb, ki prehaja v rastlinska in živalska tkiva. Ugotovili smo namreč, da se vsebnosti Pb v rastlinskih vzorcih povečujejo glede na vsebnost tega elementa v tleh, saj obstaja močna pozitivna korelacija med obema parametroma. Vsebnosti Pb v travah, detljah in zeliščih, ki so preraščale pehotna streljšča, so povečane v vsaj 40 % vseh analiziranih vzorcev, še zlasti so vsebnosti velike v rastlinskih vzorcih z zaščitnih nasipov. Tudi v jetrih travniške voluharice smo izmerili povečane vsebnosti v primerjavi z robom pehotnih streljšč, kar dokazuje, da je vir Pb v njihovih tkivih lahko pehotno streljšče, vnos Pb pa poteka najverjetneje prek prehranskih virov (povečane vsebnosti v vzorcih trav, detelj in zelišč ter deževnikov).

(c) Izmerjene vsebnosti Pb so zelo variabilne, kar nam potrjuje, da se onesnaženost in posledično prenos v prehranjevalno verigo na streliščih pojavlja točkovno (mikrolokacijsko) oziroma da obstajajo »vroče točke« (območja zaščitnih nasipov). Največje vsebnosti Pb so bile praviloma izmerjene v sestavljenem vzorcu trav, detelj in zelišč, ki so preraščali zaščitne nasipe in so s Pb najbolj onesnaženi; enako velja tudi za male sesalce, ki smo jih ujeli na teh območjih. Dokazali smo, da se vsebnosti Pb razmeroma hitro zmanjšujejo z oddaljenostjo od zaščitnih nasipov (»vročih točk«), še zlasti to velja za vsebnost Pb v jetrih travniških voluharic. Povprečna vsebnost Pb v jetrih travniških voluharic, ujetih na robu strelišča, je namreč skoraj 50-krat manjša kot v jetrih osebkov s pehotnih strelišč; za rastlinske vzorce je ta razlika nekoliko manjša, izmerjena je bila 15-krat manjša povprečna vsebnost Pb.

(d) Iz pregleda vsebnosti Pb v prehranskih virih in tkivih receptorskih organizmov ter primerjave z zakonsko določenimi vsebnostmi (MDK vrednost) je razvidno, da obstaja potencialno tveganje za okolje oziroma receptorske organizme. V 11 % vzorcih trav, detelj in zelišč so bile vsebnosti večje od dovoljene vsebnosti za uporabo v krmne namene. Tveganje za receptorske organizme (travniška voluharica, rumenogrla miš, poljska in gozdna rovkca) smo ugotavljali na podlagi izračuna kvocienta tveganja (HQ), ki upošteva način prehranjevanja receptorskih organizmov. Tveganje obstaja za travniške voluharice, ki bi se prehranjevale z zelo onesnaženimi rastlinami ($Pb > 500$ mg/kg). Na podlagi predstavljenih rezultatov ugotavljamo, da pehotna strelišča lahko pomenijo ekološko tveganje za organizme, kljub temu da se potencialni vpliv, ki ga poenostavljeno enačimo z izmerjenimi vsebnostmi kovin v rastlinskih in živalskih tkivih, razmeroma hitro zmanjšuje z oddaljenostjo od zaščitnih nasipov.

6 Summary

Selected shooting ranges used by the Slovenian Army (Apače, Bač, Bloška polica, Crngrob, Mačkovec, Poček) were analysed in the present study with the aim to study the transfer of Pb from soil of shooting ranges to the food chains of receptor organism. Pb levels were measured in tissues of small mammals (*Microtus agrestis*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex araneus*, *Crocidura leucodon*), inhabiting shooting ranges, and their diet (composite samples of grasses, clovers and herbs, earthworms); in addition, Pb levels were compared with reference location (Lindek) and literature values.

We established that Pb levels in plants increased regarding Pb levels in soil, since highly significant correlation between these parameters was determined. The measured Pb levels in composite samples of grasses, clovers and herbs exceeded the permitted value in Slovenia in 4 of 36 analysed samples; moreover, the increased values were measured in at least 40 % of all plant samples considering literature values for unpolluted areas. Mean

and median values for all shooting ranges (31.2 ± 28.8 ; $Me = 5.48$ mg/kg) are either 68-times or 12-times higher than reference value (0.46 mg/kg), respectively. Between the selected shooting ranges, no significant differences were determined, therefore the shooting ranges were polled together, and the statistical analyses within these shooting ranges were performed. We compared the shooting ranges' central parts (including backstop berms, which are extremely polluted with Pb) and their edges, which are significantly less loaded with Pb. Pb levels in composite sample of grasses, clovers and herbs, sampled in central part of the shooting ranges ($n = 26$; $\bar{a} = 42.2$ mg/kg; $Me = 14.2$ mg/kg; $min. = 0.46$ mg/kg and $max = 498$ mg/kg), were significantly higher in comparison with their edges ($n = 10$; $\bar{a} = 2.74$ mg/kg; $Me = 1.07$ mg/kg; $min. = 0.39$ mg/kg in $max = 15.3$ mg/kg; Mann Whitney U test: $Z = 3.14$, $p = 0.001$). However, difference was especially significant if we compared the surrounding backstop berms with the shooting ranges' edges (Mann Whitney U test: $Z = 3.74$, $p = 0.0001$). On the basis of the fact that there is a strong correlation between Pb levels in soil and in plants and that levels of Pb in plants, sampled in central parts of the shooting ranges are significantly higher in comparison with Pb levels in plants, sampled at their edges, we established that shooting ranges are route of Pb exposure for grasses, clovers and herbs.

Earthworms were used as bioindicators of metal polluted soil of the shooting ranges, as well as for the calculation of ecological risk assessment for receptor organisms, feeding on earthworms (*Apodemus flavicollis*, *Sorex araneus*, *Crocidura leucodon*). Mean value (45.6 mg/kg) and interval of measured Pb levels (4.00 – 100 mg/kg) are significantly higher in comparison with Pb levels in earthworms from moderately polluted urban areas of Eastern France (2.63 ± 0.25 mg/kg) and comparable to Western Cape, South Africa, where earthworms were exposed to Pb pollution (21.4 mg/kg to 45.6 mg/kg) and polluted site in Netherlands ($\bar{a} = 35.2$ mg/kg; $min. = 17.4$ mg/kg and $max. = 105.8$ mg/kg), respectively. According to the literature values and the value from reference location (2.21 mg/kg), we determined that Pb levels in earthworms were elevated.

The measured Pb levels in livers of small mammals, inhabiting the shooting ranges, were compared with critical concentration for mammals. Only one samples exceeded this value (Pb level in liver of *Microtus agrestis*, sampled at backstop berms at Apače – 3.73 mg/kg); the rest of the samples were below critical concentration. In general, the highest Pb levels were measured in livers and muscles of individuals, sampled in central parts of the shooting ranges (muscles: *Microtus agrestis* from Apače (2.61 mg/kg) and Poček (0.68 mg/kg) and *Crocidura leucodon* from Apače (0.77 mg/kg); liver: *Microtus agrestis* from Apače (3.73 mg/kg) and Bloška polica (0.68 mg/kg, 0.24 mg/kg)). In the present study, the highest Pb levels were measured in *Microtus agrestis* and *Crocidura leucodon*. This was expected, since *Microtus agrestis* and *Crocidura leucodon*

were sampled at shooting ranges, while *Apodemus flavicollis* and *Sorex araneus* live in forest and were sampled at the shooting ranges' edges, which are less loaded with Pb. Pb levels in tissues of small mammals in the present study are significantly lower in comparison with some other shooting ranges and polluted areas; comparable are only the measured Pb levels in *Microtus agrestis*. Since only few shrews were sampled at the shooting ranges, the statistical analysis was not performed; however, Pb levels for *Crocidura leucodon* is almost twice as high as the Pb levels of *Sorex araneus*, which were sampled on the edges of the Apače shooting range. It should be emphasized that a large variability of the measured Pb was established. The reason for such large differences probably lies in the heterogeneous contamination patterns at the shooting ranges (presence of "hot spots").

Since the differences between Pb levels in livers of small mammals, sampled at different shooting ranges, were not significant, we pooled all samples. In addition, the statistical analysis between shooting areas and their edges (*Microtus agrestis*) was performed. It was determined that mean Pb level in livers of *Microtus agrestis* ($n = 10$; $\bar{a} = 0.49$ mg/kg; $Me = 0.09$ mg/kg; $min. = 0.02$ mg/kg in $max. = 3.73$ mg/kg), sampled in central parts of the shooting ranges, were significantly higher ($p = 0.004$) in comparison with mean Pb level in livers of *Microtus agrestis* ($n = 5$; $\bar{a} = 0.01$ mg/kg; $Me = 0.01$ mg/kg; $min. = 0.01$ mg/kg in $max. = 0.10$ mg/kg), sampled at their edges. In addition, the preliminary risk calculation was performed for selected receptors, feeding on diet from shooting ranges. In risk calculation we forecast that 100 % of ingested Pb is bioaccessible and that intake of Pb is only with food (eventual intake with water and soil is not taken into consideration). Near the limit value was HQ for *Microtus agrestis*, which feeds on grasses, clovers and herbs that are particularly loaded with Pb ($Pb > 500$ mg/kg). Daily intake was the highest for *Crocidura leucodon* (around 55 mg/kg per body weight), if we assume that *Crocidura leucodon* feeds exclusively on earthworms.

On the basis of the present results, we believe that shooting ranges could pose an elevated risk for the selected receptor organisms (*Microtus agrestis*) due to the transfer of Pb from soil to plants and earthworms, although Pb concentrations relatively quickly decreased with distance from the areas surrounding backstop berms, where the soil is particularly loaded with Pb.

7 Zahvala

7 Acknowledgements

Raziskava je bila napravljena v okviru projekta "Pehotna strelišča kot dejavniki tveganja za okolje s poudarkom na ekološki sanaciji pehotnega strelišča na vojaškem poligonu Poček (M3-0213)" v okviru CRP „Znanje za varnost in mir 2006 – 2010“, ki

ga je prek Javne agencije za raziskovalno dejavnost financiralo Ministrstvo za obrambo Republike Slovenije. Ob tej priložnosti se zahvaljujemo mag. Marjani Trontelj, ki je kot vsebinska spremljevalka omenjenega projekta prispevala k njegovemu uspešnemu zaključku. Iskreno se zahvaljujemo tudi pripadnikom Slovenske vojske in še posebej odgovornim za upravljanje s posameznimi pehotnimi strelišči: Albinu Knafeljcu, Dušanu Lahajnerju, Janezu Čadežu, D. Pecmanu, Antonu Šturbeju, Josipu Jelušiču in Ivanu Bukslu. Vse kemijske analize so bile napravljene v laboratoriju ERICo Velenje, vrstno analizo deževnikov je opravila dr. Nataša Kopušar, karti pa izdelala Ida Jelenko. Hvala tudi vsem sodelavcem, ki so sodelovali pri vzorčenju, in še posebej Stanetu Vanovšku, Marko Videmšku, Borisu Jakovu in Idi Jelenko.

8 Viri

8 References

- AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / POKORNÝ, B., BOLE, M. / VRBIČ KUGONIČ, N. / KONČNIK, D. / ŠPEH, N. / FLIS, J., PAVŠEK, Z. / ŠEŠERKO, M. / DRUKS GAJŠEK, P. / ZALUBERŠEK, M. / PETRIČ, M. / KOGOVŠEK, J. / GREBENC, T. / KRAIGHER, H. 2006. Določitev vpliva vojaškega poligona na okolje kot modelna študija za varovanje in sanacijo okolja na območju delovanja Slovenske vojske, poročilo DP 16/02/06.- Velenje, ERICo, 286 str.
- AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / VRBIČ KUGONIČ, N. / FINŽGAR, L. / ŠEŠERKO, M. / GLINŠEK, A. / BOLE, M. / DRUKS GAJŠEK, P. / PETRIČ, M. / KOGOVŠEK, J. / JELENKO, I. / KOŠIR, P. / ČARNI, A. / MARINŠEK, A. / ŠILC, U. / ZELNIK, I. / TOME, D. / BOŽIČ, G. / LEVANIČ, T. / KRAIGHER, H. / POKORNÝ, B., 2009. Pehotna strelišča kot dejavniki tveganja za okolje s poudarkom na ekološki sanaciji pehotnega strelišča na vojaškem poligonu Poček, končno poročilo, DP 12/02/09.- Velenje, ERICo, 311 str.
- ANDREWS, S. M. / JOHNSON, M. S. / COOKE, J. A., 1989. Distribution of trace elements pollutants in a contaminated grassland ecosystems established on metalliferous fluorspar tailings. 1: lead.- Environmental Pollution, 58: 73-85.
- ATSDR, 2005. CERCLA list of priority hazardous substances.- Agency for toxic substances and disease registry, www.atsdr.cdc.gov/05list.
- BENNET, J. R. / KAUFMAN C. A. / KOCH, I. / SOVA, J. / REIMER, K. J., 2007. Ecological risk assessment of lead contamination at rifle and pistol ranges using techniques to account for site characteristics.- Science of the Total Environment, 374: 91-101.
- BEYER, W. N. / PATTEE, O. H. / SILEO, L. / HOFFMAN D. J. / MULHERN, B. M., 1985. Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters.- Environmental Pollution Series A, 38: 63-86.
- BEYER, W. N. / STORM, G., 1995. Ecotoxicological damage from zinc smelting at Palmerton, Pennsylvania.- In: D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, J. C. Cairns, Handbook of toxicology. Boca raton: CRC press, Ins, pp. 569-608.
- CAO, X. / MA, L. Q. / CHEN, M. / HARDISON, D. W. / HARRIS, W. G., 2003. Weathering of Lead Bullets and Their Environmental Effects at Outdoor Shooting Ranges.-

- J. Environ. Qual., 32: 526-534.
- CAO, X. / MA, L.Q. / CHEN, M. / HARDISON, D.W. / HARRIS, W.G., 2003a. Lead transformation and distribution in the soils of shooting ranges in Florida, USA.- *The Science of the Total Environment*, 307: 179-189.
- CARPENE, E. / ANDREANI, G. / MONARI, M. / CASTELLANI, G. / ISANI, G., 2006. Distribution of Cd, Zn, Cu and Fe among selected tissue of the earthworm (*Allolobophora caliginosa*) and Eurasian woodcock (*Scolopax rusticola*).- *Science of the Total Environment*, 363: 126-135.
- CHEN, M. / DAROUB, S.H., 2002. Characterization of Lead in Soils of a Rifle/Pistol Shooting Range in central Florida, USA.- *Soil and Sediment Contamination*, 11: 1-17.
- CHMIEL, K. M. / HARISSON, R. M., 1981. Lead content of small mammals at a roadside site in relation to the pathways of exposure.- *The Science of the Total Environment*, 17: 145-154.
- COOKE, J. A. / ANDREWS, S. M. / JOHNSON, M. S., 1990. Lead, zinc, cadmium, and fluoride in small mammals from contaminated grassland established on fluor spar tailings.- *Water Air Soil Pollution*, 51: 43-54.
- COOKE, J. A. / JOHANSON, M. S., 1996. Cadmium in small mammals. In: W. N. Beyer, G. H. Heinz, A. W. Redmon-Norwood, *Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentration*. Boca Raton: CRC Press, Inc., pp. 377-399.
- CRAIG, J. R. / RIMSTIDT, J. D. / BONNAFFON, C. A. / COLLINS, T. K. / SCANLON, P. F., 1999. Surface water transport of lead in soils of a rifle/pistol shooting range in central Florida, USA.- *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 63: 312-319.
- GETZ, L. L. / VERNER, L. / PRATHER, M., 1977. Lead concentrations in small mammals living near highways.- *Environmental pollution*, 13: 151-157.
- HARDISON, D. W. / MA, L. Q. / LUONGO, T. / HARRIS, W. G., 2004. Lead contamination in shooting range soils from abrasion of lead bullets and subsequent weathering.- *The Science of the Total Environment*, 328: 175-183.
- HROBAT, D., 2006. Ustni vir, julij 2006.
- HUNTER, B. A. / JOHNSON, M. S. / THOMPSON, D. J., 1989. Ecotoxicology of cooper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. IV. Tissue distribution and age accumulation in small mammals.- *J. Appl. Ecol.* 26: 89-99.
- IERADI, L. A. / CRISTALDI, M. / MASCANZONI, D. / CARDARELLI, E. / GROSS, R. / CAMPANELLA, L., 1996. Genetic damage in urban mice exposed to traffic pollution.- *Environmental Pollution*, 92: 601-614.
- ITRC, 2003. Characterization and remediation of soils at closed small arm firing ranges.- Washington: Interstate Technology and Regulatory Council Small Arms Firing Range Team, 67 pp.
- KABATA-PENDIAS, A., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd edition.- CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, 413 str.
- KAUFMAN, C. A. / BENNET, J. R. / KOCH, I. / REIMER, K. J., 2007. Lead bioaccessibility in food web intermediates and the influence on ecological risk characterization.- *Environ. Sci. Technol.*, 41: 5902-5907.
- KISSEBERTH, W. C. / SUNDBERG, J. P. / NYBOER, R. W. / REYNOLDS, J. D. / KASTEN, S. C. / BEASLEY, V. R., 1984. Industrial lead of an Illinois wildlife refuge and indigenous small mammals.- *J Am Vet Med Assoc*, 185: 1309-1313.
- LAHAJNER, D., 2009. Ustni vir, 25.8.2009.
- LEVENGOD, J. M. / HESKE, E. J., 2008. Heavy metal exposure, reproductive activity, and demographic patterns in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) inhabiting a contaminated floodplain wetland.- *Science of the Total Environment*, 389: 320-328.
- LEWIS, L. A. / POPPENG, R. J. / DAVIDSON, W. R. / FISHER, J. R. / MORGAN, K. A., 2001. Lead toxicosis and trace element levels in wild birds and mammals at a firearms training facility.- *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 41: 208-214.
- LIN, Z. / COMET, B. / QVARFORT, U. / HERBERT, R., 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from Central Sweden.- *Environmental Pollution*, 89: 303-309.
- MA, W. C., 1989. Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alternations in small mammals.- *Arch Environ Contam*, 18: 617-622.
- MA, W. C., 1996. Lead in mammals.- In Beyer, W. N., Heinz, G. H., Redmon-Norwood, A. W. (eds.): *Environmental contaminants in wildlife*.- New York, Lewis publishers: 281-296.
- MA, W. C., / DENNEMAN, W. / FABER, J., 1991. Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems.- *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18: 266-270.
- MARQUES, C. C. / SANCHEZ-CHARDI, A. / GABRIEL, S. I. / NADAL, J. / VIEGAS-CRESPO, A. M. / DA LUZ MATHIAS, M., 2007. How does the great white-toothed shrew, *Crocidura russula*, respond to long-term heavy metal contamination? – A case study.- *Science of the Total Environment*, 376: 128-133.
- MAUTINO, M., 1997. Lead and zinc in metalliferous soils.- *Environmental Pollution*, 54: 123-138.
- METCHEVA, R. / TEODOROVA, S. / TOPASHKA-ANCHEVA, M., 2003. A comparative analyses of the heavy metal loading of small mammals in different region of Bulgaria I: monitoring points and bioaccumulation features.- *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54: 176-187.
- PANKAKOSKI, E. / KOIVISTO, I., HYVARINEN, H. / TERHIVUO, J., 1994. Shrews and indicators of heavy metal pollution.- In: Merit, J. F., Kirkland G. L., Rose, R. K., editors. *Advance in the biology of shrews*. Carnegie Mus. Nat. Hist. Spec. Publ., vol. 18: 137-149.
- PERALTA-VIDEA, J. R. / LOPEZ, M. L. / NARAYAN, M. / SAUPE, G. / GARDEA-TORRESDEY, J., 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants. Implications for the food chain.- *The International Journal of Biochemistry & Cell biology*, 41: 1665-1677.
- Pravilnik o pogojih za zagotavljanje varnosti krme.- Uradni list RS, št. 101/06.
- RANTALAINEN, M. / TORKKELI, M. / STRÖMMER, R. / SETÄLÄ, H., 2006. Lead contamination of an old shooting range affecting the local ecosystem – A case study with holistic approach.- *Science of the Total Environment*, 369: 99-108.

- READ, H. J. / MARTIN, M. H., 1993. The effects of heavy metals on populations of small mammals from woodlands in Avon (England); with particular emphasis on metal concentrations in *Sorex araneus* L. and *Sorex minutus*. - L. Chemosphere, Vol. 27, No. 11: 2197-2211.
- REINECKE, A. J. / REINECKE, S. A. / MUSILBONO, D. H. / CHAMPAN, A., 2000. The transfer of lead (Pb) from earthworms to shrews (*Mysorex varius*).- Arch. Environ. Contam., Toxicol., 39: 392-397.
- ROBINSON, B. H. / BISCHOFBERGER, S. / STROLL, A. / SCHROER, D. / FURRER, G. / ROULIER, S. / GRUENWALD, A. / ATTINGER, W. / SCHULIN, R., 2008. Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: Uptake pathways and land management implications.- Environmental Pollution, 153: 668-676.
- ROODBERGEN, M. / KLOK, C. / VAN DER HOUT, A., 2008. Transfer of heavy metals in food chain earthworm Black-tailed godwit (*Limosa limosa*): Comparison of polluted and reference site in the Netherlands.- Science of the Total Environment, 406: 407-412.
- SAMPLE, B. E. / OPRESKO, D. M. / SUTER II, G. W., 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision, ES/ER/TM-86/R3.- Risk Assessment Programme Health Science Research Division, Oak Ridge, Tennessee 37831.
- SANCHE-CHARDI, A. / LOPEZ-FUSTER, M., 2009. Metal and metalloid accumulation in shrews (Soricomorpha, Mammalia) from two protected Mediterranean coastal sites.- Environmental Pollution, 157: 1243-1248.
- SANCHE-CHARDI, A., LOPEZ-FUSTER, M., NADAL, J., 2007. Bioaccumulation of lead, mercury, and cadmium in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, from the Elba Delta (NE Spain): Sex- and age-dependent variation.- Environmental Pollution, 145: 7-14.
- SANCHE-CHARDI, A. / MARQUES, C. C. / NADAL, J. / DALUZ MATHIAS, M., 2007. Metal bioaccumulation in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, inhabiting an abandoned pyrite mine site.- Chemosphere, 67: 121-130.
- SANCHE-CHARDI, A. / NADAL, J., 2007. Bioaccumulation of metals and effects of landfill pollution in small mammals. Part II. The great white-toothed shrew, *Crocidura russula*.- Chemosphaera, 68: 703-711.
- SANCHE-CHARDI, A. / OLIVEIRA RIBERIO, C. A. / NADAL, J., 2009. Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Donana.- Chemosphaera, 76: 387-394.
- SANCHE-CHARDI, A. / PANARROJA-MATUTANO, C. / OLIVEIRA RIBERIO, C. A. / NADAL, J., 2007a. Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*.- Chemosphaera, 70: 101-109.
- SCHEIFLER, R. / COEURDASSIER, M. / MORILHAT, C. / BERNARD N. / FAIVRE, B. / FLICOTEUX, P. / GIRAUDOUX, P. / NOEL, M. / PIOTTE, P. / RIEFFEL, D. / DE VAUFLEURY, A., 2006. Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas.- Science of the Total Environment, 371: 197-205.
- SCHEUHAMMER, A. M. / NORRIS, S. L., 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. Rep. No. 88, Minister of Environment Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario: 3-23.
- SNEDDON, J. / CLEMENTE, R. / RIBY, P. / LEPP, N. W., 2009. Source-pathway-receptors investigation of the fate of trace elements derived from shot-gun pellets discharged in terrestrial ecosystems managed for game shooting.- Environmental Pollution, 157: 2663-2669.
- STANLEY, W. / ROSCE, D. E., 1996. The uptake and effects of lead in small mammals and frogs at a trap and skeet range.- Arch. Environ. Contam. Toxicol., 30: 220-226.
- STATSOFT, 2006. Statistica for Windows 7.1.- Tulsa, StatSoft: CD.
- ŠTURBEJ, 2009. Ustni vir, 31.8.2009.
- TALMAGE, S. S. / WALTON, B. T., 1993. Food chain transfer and potential renal toxicity to small mammals at contaminated terrestrial field site.- Ecotoxicol, 2: 243-256.
- TOPASHKA-ANCHEVA M. / METCHEVA, R. / TEODOROVA, S., 2003. A comparative analysis of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria II: chromosomal aberrations and blood pathology.- Ecotoxicology and Environmental Safety, 54: 188-193.
- TRIPATHI, R. K. / SHERERTZ P. C. / LEWELLYN, G. C. / ARMSTRONG, C. W., 1991. Lead exposure in outdoor firearms instructors.- Am J Publ Health, 81: 153-755.
- Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih koncentracijah imisijskih vrednosti nevarnih snovi v tleh.- Ur. l. RS, št. 68/1996.
- VYAS, N. B. / SPANN, J. W. / HEINZ, G. H., 2000. Lead shot toxicity to passerines.- Environmental Pollution, 111: 135-138.
- WIJNHOFEN, S. / LEUVEN, R. S. E. W. / VAN DER VELDE, G. / EIJSACKERS, H. J. P., 2008. Toxicological risk for small mammals in a diffusely and moderately polluted floodplain.- Science of the total Environment, 406: 401-406.