

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA AGRONOMIJO

Blaž ISTENIČ

**SPREJEM CINKA IZ ONESNAŽENIH TAL MO
CELJE V IZBRANE RASTLINE**

DIPLOMSKO DELO

Univerzitetni študij

Ljubljana, 2005

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA AGRONOMIJO

Blaž ISTENIČ

**SPREJEM CINKA IZ ONESNAŽENIH TAL MO CELJE V IZBRANE
RASTLINE**

DIPLOMSKO DELO
Univerzitetni študij

**UPTAKE OF ZINC FROM POLLUTED SOIL IN CITY CELJE
DISTRICT IN SELECTED PLANTS**

GRADUATION THESIS
University studies

Ljubljana, 2005

Diplomsko delo je zaključek Univerzitetnega študija agronomije. Opravljeno je bilo na Centru za pedologijo in varstvo okolja Oddelka za agronomijo Biotehniške fakultete Univerze v Ljubljani, kjer so bile opravljene vse fizikalno-kemijske analize. Vzorci tal in rastlin pa so bili nabrani v Celju – urbani del z ožjo okolico.

Študijska komisija Oddelka za agronomijo je za mentorja diplomskega dela imenovala doc. dr. Heleno Grčman.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Ivan KREFT
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo

Član: doc. dr. Helena Grčman.
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo

Član: prof. dr. Dominik VODNIK
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo

Datum zagovora:

Naloga je rezultat lastnega raziskovalnega dela.

Blaž Istenič

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Dn
DK	UDK 631.453:546.47:631.41:631.427.12:504.064(043.2)
KG	onesnaženost tal/cink/Celje/indikatorske rastline/sprejem v rastline
KK	AGRIS T01/P30
AV	ISTENIČ, Blaž
SA	GRČMAN, Helena (mentor)
KZ	SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo
LI	2005
IN	SPREJEM CINKA IZ ONESNAŽENIH TAL MO CELJE V IZBRANE RASTLINE
TD	Diplomsko delo (univerzitetni študij)
OP	XII, 46, [7] str., 8 pregl., 24 sl., 3 pril., 53 vir.
IJ	sl
JI	sl/en
AL	<p>Povečane koncentracije težkih kovin v tleh predstavljajo resen problem, saj prek rastlin vstopajo v prehranjevalno verigo in ogrožajo zdravje ljudi. V diplomskem delu smo ugotavljali vsebnost Zn v tleh in izbranih travniških rastlinah: ozkolistnem trpotcu (<i>Plantago lanceolata</i> L.), navadnem regratu (<i>Taraxacum officinale</i> L.) in velikem trpotcu (<i>Plantago major</i> L.) v Mestne občine Celje. Na osnovi mreže 500 x 500 m smo izbrali 50 vzorčnih mest. Tla smo vzorčili na treh globinah (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm). Določili smo osnovne pedološke lastnosti tal ter vsebnost Zn v tleh (po razkroju z zlatotopko) in v listih izbranih rastlin (po razkroju s HNO₃). Koncentracija Zn v tleh je bila na globini 0–5 cm 170–6178 mg kg⁻¹, na globini 5–10 cm 163–7060 mg kg⁻¹ in na globini 10–20 cm 128–8500 mg kg⁻¹. Glede na zakonodajne določbe o koncentracijah težkih kovin v tleh je bila mejna koncentracija Zn v tleh (0–5 cm) presežena na 49, opozorilna na 42 in kritična imisijska vrednost Zn v tleh na 16 lokacijah. Ozkolistni trpotec smo našli na vseh 50, regrat na 29, veliki trpotec pa na 15 lokacijah. Koncentracije Zn v ozkolistnem trpotcu so se bile 70–698 mg kg⁻¹ suhe snovi, v navadnem regratu 65–380 mg kg⁻¹ suhe snovi in v velikem trpotcu 50–270 mg kg⁻¹ suhe snovi. Pokazalo se je, da je pri nižjih vrednostih pH v tleh sprejem Zn v rastline boljši kot pri višjem pH. To je bilo najbolj izrazito pri ozkolistnem trpotcu. Ugotovili smo statistično značilni regresijski zvezi med vsebnostjo Zn v listih ozkolistnega trpotca in talnim Zn, ločeno za dve pH območji. Pri navadnem regratu so bile regresijske zveze statistično značilne tako za vse podatke skupaj kot za ločene na dve pH območji.</p>

KEY WORDS DOCUMENTATION

- DN Dn
- DC UDC 631.453:546.47:631.41:631.427.12:504.064(043.2)
- CX soil pollution/zinc/Slovenia/bioindicators/plant uptake
- CC AGRIS T01/P30
- AU ISTENIČ, Blaž
- AA GRČMAN, Helena (supervisor)
- PP SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101
- PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Agronomy
- PY 2005
- TI UPTAKE OF ZINC FROM POLLUTED SOIL IN CITY CELJE DISTRICT IN SELECTED PLANTS
- DT Graduation Thesis (University studies)
- NO XII, 46, [7] p., 8 tab., 24 fig., 3 ann., 53 ref.
- LA sl
- AL sl/en
- AB Higher concentration of heavy metals in soil can represent a serious problem for human health. The aim of this study was determination of Zn concentration in soil and in selected meadow plants: narrow-leaved plantain (*Plantago lanceolata* L.), dandelion (*Taraxacum officinale* L.) and greater plantain (*Plantago major* L.) from the Celje region. 50 sampling sites were chosen according to regular grid 500 x 500 m. The soil samples were taken from three depths (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm). Basic soil properties, semi total amount of Zn in soil samples (after digestion with aqua regia) and Zn content in leaves of selected plants (after digestion with HNO₃) were determined. The concentration of Zn in soil in the depth of 0–5, 5–10 and 10–20 cm was in the range 170–6178 mg kg⁻¹, 163–7060 mg kg⁻¹ and 128–8500 mg kg⁻¹ respectively. According to Slovenian legislation guide value of Zn in soil (0–5 cm) was exceeded at 49, trigger value at 42 and critical value at 16 locations. Narrow-leaved plantain was found at 50 sites, dandelion at 29 sites and greater plantain at 15 sites. Concentrations of Zn were 70–698 mg kg⁻¹, 65–380 mg kg⁻¹ and 50–270 mg kg⁻¹ of dry weight in narrow-leaved plantain, dandelion and greater plantain respectively. According to the results we could assume that the uptake of Zn into all selected species of plants was better at lower soil pH. That was especially distinct at narrow-leaved plantain. It was ascertained that the correlation between content of Zn in leaves of narrow-leaved plantain and Zn in soil was statistically significant, when data were analysed separately for two pH ranges. The same was true also for dandelion where in addition the correlation was significant for the whole pH range.

KAZALO VSEBINE

	Ključna dokumentacijska informacija	III
	Key words documentation (KWD)	IV
	Kazalo vsebine	V
	Kazalo preglednic	VII
	Kazalo slik	VIII
	Kazalo prilog	XI
	Okrajšave in simboli	XII
1	UVOD	1
1.1	DELOVNE HIPOTEZE	1
2	PREGLED OBJAV	2
2.1	TEŽKE KOVINE	2
2.2	CINK	4
2.2.1	Splošne in kemijske lastnosti Zn	4
2.2.2	Toksičnost Zn za ljudi	5
2.2.3	Zn v tleh	5
2.2.4	Zn v rastlinah	7
2.2.5	Talni parametri, ki vplivajo na sprejem Zn v rastline	8
2.2.5.1	Vsebnost Zn v tleh	8
2.2.5.2	pH	9
2.2.5.3	Kationska izmenjevalna kapaciteta (CEC)	9
2.2.5.4	Redoks potencial	10
2.2.5.5	Organska snov	10
2.2.5.6	Vpliv ostalih elementov v tleh	10
2.2.6	Lastnosti rastlin, ki vplivajo na sprejem Zn	10
2.2.6.1	Genotip rastline	10
2.2.6.2	Rastišče rastline	11
2.2.7	Rastline kot bioindikatorji onesnaženost	11
2.2.7.1	Lišaji	13
2.2.7.2	Mahovi	13

2.2.7.3	Glive	14
2.2.7.4	Višje rastline	14
2.3	ZAKONODAJA NA PODROČJU ONESNAŽEVANJA IN VARSTVA TAL	16
3	MATERIAL IN METODE	18
3.1	OPIS VZORČNEGA OBMOČJA MESTA CELJE	18
3.2	IZBOR LOKACIJ	18
3.3	IZBOR TESTNIH RASTLIN	18
3.3.1	Navadni regrat (<i>Taraxacum officinale</i> L.)	18
3.3.2	Ozkolistni trpotec (<i>Plantago lanceolata</i> L.)	20
3.3.3	Veliki trpotec (<i>Plantago major</i> L.)	21
3.4	VZORČENJE TAL	22
3.5	PRIPRAVA VZORCEV TAL IN RASTLIN ZA NADALJNJE FIZIKALNO-KEMIJSKE ANALIZE	23
3.6	ANALITSKE METODE	23
3.6.1	Analize tal	23
3.6.1.1	Določanje skupne vsebnosti TK v tleh	24
3.6.2	Analiza rastlinskega tkiva	25
4	REZULTATI Z RAZPRAVO	26
4.1	PEDOLOŠKE LASTNOSTI TAL	26
4.2	Zn V TLEH	28
4.3	Zn V RASTLINAH	30
5	SKLEPI	39
6	POVZETEK	40
7	VIRI	42
7.1	CITIRANI VIRI	42
7.2	DRUGI VIRI	45
	ZAHVALA	
	PRILOGE	

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1:	Vsebnost nekaterih TK (mg kg^{-1} suhih tal) v različnih kamninah (Alloway, 1990: 31)	2
Preglednica 2:	Antropogeni izvor TK v okolju (Ross, 1994: 7)	3
Preglednica 3:	Skupne količine zračnih depozitov TK ($\text{g ha}^{-1} \text{ leto}^{-1}$) na različnih lokacijah (Alloway, 1990: 37)	3
Preglednica 4:	Povprečna koncentracija Zn in meje pojavljanja v okolju, v mg Zn kg^{-1} (Adriano, 1986: 424)	6
Preglednica 5:	Slovenska uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednostih nevarnih snovi v tleh; vse vrednosti so v mg kg^{-1} (Uredba ..., 1996)	16
Preglednica 6:	Okvirni program ukrepov glede na doseženo stopnjo onesnaženosti tal (Zupan in sod., 2000)	17
Preglednica 7:	Povprečne, srednje, minimalne in maksimalne vrednosti, število ponovitev ter variacijski razmik vsebnosti Zn v tleh na treh globinah na 50 vzorčnih točkah urbanega območja Celje. Prikazano je tudi število lokacij, ki presegajo mejno, opozorilno in kritično imisijsko vrednost Zn v tleh glede na slovensko zakonodajo.	28
Preglednica 8:	Koeficienti korelacije med vsebnostjo Zn v tleh po globinah in rastlinah za vse točke in za posamezna pH območja	37

KAZALO SLIK

Slika 1:	Ionske oblike in spojine, v katerih se Zn pojavlja v tleh (Kabata-Pendias in Pendias, 1984: 103)	6
Slika 2:	Sprejem Zn iz kontaminiranih tal: (a) pašne rastline, (b) pšenično steblo, (c) pšenično zrno, (d) krompirjevo steblo, (e) krompirjev gomolj (Kabata-Pendias in Pendias, 1984: 103)	8
Slika 3:	Sprejem Cd, B, Zn, Cu in Pb v rastline v odvisnosti od koncentracije kovin v hranilni raztopini (Kabata-Pendias in Pendias, 1984: 54)	9
Slika 4:	Navadni regrat (<i>Taraxacum officinale</i> L.); levo (Stüber, 1999), desno (De natuur ..., 2004)	19
Slika 5:	Ozkolistni trpotec (<i>Plantago lanceolata</i> L.), levo (Project Runeberg, 1997), desno (De natuur ..., 2004)	20
Slika 6:	Veliki trpotec (<i>Plantago major</i> L.), levo (Stüber, 1999), desno (De natuur ..., 2004)	21
Slika 7:	Prikaz vzorčne točke s premerom 50 m in naključnimi razporeditvami posameznih odzemnih mest	22
Slika 8:	Prikaz vzorčne točke v premeru 50 m z naključnimi razporeditvami testnih rastlin	23
Slika 9:	Vrednosti talnega pH po posameznih vzorčnih točkah in globinah	27
Slika 10:	Vsebnost Zn (mg kg^{-1}) v tleh po posameznih vzorčnih točkah in globinah	29
Slika 11:	Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v rastlinah na lokacijah, kjer so bile nabrane vse tri rastline, in pH vrednosti na posameznih točkah	31
Slika 12:	Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v ozkolistnem trpotcu (<i>Plantago lanceolata</i> L.) in navadnem regratu (<i>Taraxacum officinale</i> L.) na lokacijah, kjer sta bili nabrani obe rastlini, in pH vrednosti na posameznih točkah	31
Slika 13:	Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v ozkolistnem trpotcu (<i>Plantago lanceolata</i> L.) in velikem trpotcu (<i>Plantago major</i> L.) na lokacijah,	

	kjer sta bili nabrani obe rastlini, in pH vrednosti na posameznih točkah	32
Slika 14:	Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v navadnem regratu (<i>Taraxacum officinale</i> L.) in velikem trpotcu (<i>Plantago major</i> L.) na lokacijah, kjer sta bili nabrani obe rastlini, in pH vrednosti na posameznih točkah	32
Slika 15:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm ter v listih ozkolistnega trpotca (<i>Plantago lanceolata</i> L.) (A), navadnega regrata (<i>Taraxacum officinale</i> L.) (B) in velikega trpotca (<i>Plantago major</i> L.) (C)	33
Slika 16:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm in v listih ozkolistnega trpotca (<i>Plantago lanceolata</i> L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)	34
Slika 17:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 5–10 cm in v listih ozkolistnega trpotca (<i>Plantago lanceolata</i> L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)	34
Slika 18:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 10–20 cm in v listih ozkolistnega trpotca (<i>Plantago lanceolata</i> L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)	34
Slika 19:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm in v listih navadnega regrata (<i>Taraxacum officinale</i> L.) pri pH območju 4–6,7 (A) in pri pH območju 6,8–8 (B)	35
Slika 20:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 5–10 cm in v listih navadnega regrata (<i>Taraxacum officinale</i> L.) pri pH območju 4–6,7 (A) in pri pH območju 6,8–8 (B)	35
Slika 21:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 10–20 cm in v listih navadnega regrata (<i>Taraxacum officinale</i> L.) pri pH območju 4–6,7 (A) in pri pH območju 6,8–8 (B)	35
Slika 22:	Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm in v listih velikega trpotca (<i>Plantago major</i> L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)	36

- Slika 23: Vsebnosti Zn v tleh na globini 5–10 cm in v listih velikega trpotca (*Plantago major* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B) 36
- Slika 24: Vsebnosti Zn v tleh na globini 10–20 cm in v listih velikega trpotca (*Plantago major* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B) 36

KAZALO PRILOG

- PRILOGA A: Vrednosti pH tal, organske snovi, kationske izmenjalne kapacitete ter deleži gline, melja in peska v tleh v globini 0–5 cm.
- PRILOGA B: Vrednosti pH tal, organske snovi, kationske izmenjalne kapacitete ter deleži gline, melja in peska v tleh v globini 5–10 cm.
- PRILOGA C: Vrednosti pH tal, organske snovi, kationske izmenjalne kapacitete ter deleži gline, melja in peska v tleh v globini 10–20 cm.

OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

TK	težke kovine
Cd	kadmij
Ca	kalcij
Cr	krom
Pb	svinec
Cu	baker
Hg	živo srebro
Ni	nikelj
Zn	cink
AAS	atomska absorpcijska spektrometrija
FAAS	plamenska atomska absorpcijska spektrometrija
ETAAS	elektrotermična atomska absorpcijska spektrometrija
sod.	sodelavci
\leq	manjše ali enako
\geq	večje ali enako

1 UVOD

Posledica človekovih dejavnosti je tudi onesnaženost okolja: zraka, vode in tal. Eden izmed problemov, ki se pojavlja tako v urbanih kot kmetijskih okoljih, je onesnaženost tal s težkimi kovinami (TK). Zn je TK, ki je tako za rastline kot živali in ljudi nujno potrebna (mikrohranilo), vendar je lahko v prevelikih koncentracijah v tleh tudi toksična za organizme (Alloway, 1990). Mobilnost TK v tleh in njihova dostopnost rastlinam sta odvisni od številnih talnih dejavnikov, kot so pH, organska snov v tleh, kationska izmenjalna kapaciteta tal, ... (Ross, 1994). Dostopnost TK rastlinam lahko ocenjujemo s pomočjo različnih ekstrakcij tal oz. neposredno z analizami rastlin, ki rastejo na onesnaženih tleh (Markert, 1993).

Glavni povod za izdelavo naloge so bile predhodne raziskave onesnaženosti tal in rastlin v Mestne občine Celje (Lobnik s sod., 1989; Lobnik s sod., 1991). V teh raziskavah je bil ozkolistni trpotec testiran kot potencialni bioindikator. Rezultati analiz so pokazali, da sprejem Zn in Cd v testno rastlino ozkolistni trpotec pri višjih pH vrednostih (> 6,0) ni odvisen od vsebnosti TK v tleh. Zanimalo nas je, kako se druge rastline odzivajo na sprejem Zn in Cd pri različnem pH in koncentracijah Zn in Cd v tleh.

Namen diplomskega dela je ugotoviti vsebnost Zn v tleh in izbranih travniških rastlinah: ozkolistnem trpotcu (*Plantago lanceolata* L.), velikem trpotcu (*Plantago major* L.) in navadnem regratu (*Taraxacum officinale* L.) z območja MO Celje, ki je zaradi delovanja Cinkarne Celje onesnaženo s Zn in Cd, ter ugotoviti vpliv talnih lastnosti na sprejem Zn v izbrane rastline.

1.1 DELOVNE HIPOTEZE

1. Predpostavljamo, da poleg same koncentracije Zn v tleh na sprejem v rastline vplivajo tudi talne lastnosti, predvsem pH tal. Rastline naj bi sprejemale več Zn pri nižjem pH tal.
2. Predpostavljamo, da je navadni regrat bolj primeren bioindikator kot ozkolistni trpotec.

2 PREGLED OBJAV

2.1 TEŽKE KOVINE

Težke kovine (TK) so tiste kovine, katerih specifična teža je večja od 5 g cm^{-3} , atomsko število pa večje od 20 (Barceló in Poschenrieder, 1990). To je največja skupina potencialno nevarnih anorganskih snovi v tleh. TK sestavljajo manj kot 1 % zemeljske skorje, zato jih imenujemo tudi elementi v sledovih oziroma sledne prvine.¹ Njihova koncentracija v zemeljski skorji navadno ne presega 100 mg kg^{-1} (Alloway, 1990).

TK v majhnih koncentracijah niso nevarne za organizme, nekatere so celo nujno potrebne (esencialne) za rast in razvoj organizmov in jih imenujemo mikrohranila. O onesnaženosti okolja s TK govorimo, kadar se koncentracija teh elementov na nekem območju poveča prek določene meje, pri čemer ni pomembno, ali je določen element mikrohranilo ali ne; visoke koncentracije TK so vedno toksične (Alloway, 1990). Najbolj pogosto najdemo v naravi povečane koncentracije Cd, Pb, Zn in Cu, na določenih območjih tudi As, Be, Cr, Hg in Ne (Kabata-Pendias in Pendias, 1984).

Na koncentracijo TK v tleh, kjer njihova prisotnost ni odvisna od človekovih dejavnosti, v največji meri vpliva vsebnost TK v matični podlagi – kamnini (Preglednica 1).

Preglednica 1: Vsebnost nekaterih TK (mg kg^{-1} suhih tal) v različnih kamninah (Alloway, 1990: 31)

	Magmatske kamnine			Sedimentne kamnine		
	Ultramafične (serpentin)	Mafične (bazalt)	Granit	Apnenci	Peščenjaki	Skrilavci
Cr	2000–2980	200	4	10–11	35	90–100
Mn	1040–1300	1500–2200	400–500	620–1100	4–60	850
Co	110–150	35–50	1	0,1–4	0,3	19–20
Ni	2000	150	0,5	7–12	2–9	68–70
Cu	10–42	90–100	10–13	5,5–15	30	39–50
Zn	50–58	100	40–52	20–25	16–30	100–120
Cd	0,12	0,13–0,2	0,09–0,2	0,028–0,1	0,05	0,2
Sn	0,5	1–1,5	3–3,5	0,5–4	0,5	4–6
Hg	0,004	0,01–0,08	0,08	0,05–0,16	0,03–0,29	0,18–0,5
Pb	0,1–14	3–5	20–24	5,7–7	8–10	20–23

Mnogokrat pa se vsebnost TK v okolju poveča zaradi človekovih dejavnosti. Glavni antropogeni izvori TK so: emisije – aerosoli, suspendirani delci, izpušni plini (Preglednica 2); sredstva za varstvo rastlin, mineralna gnojila, blata čistilnih naprav in namakalne vode (Preglednica 3) (Ross, 1994). Onesnaževanje je lahko razpršeno (posledica imisij,

¹ Izraz zajema vse elemente, ki se v naravnih sistemih pojavljajo v zelo majhnih koncentracijah, in ne le težke kovine.

požarov, ...), točkovno (deponije in odlagališča, izlivi ob nesrečah, ...) ali pa linijsko, ki ga zaznamo ob prometnih povezavah (Leštan in sod., 1997).

Preglednica 2: Antropogeni izvor TK v okolju (Ross, 1994: 7)

1. Rudarjenje in taljenje rude

Jalovina in žindra (preperevanje in vetrna erozija): As, Cd, Hg, Pb

Rečni sedimenti in poplave: As, Cd, Hg, Pb

Izgube pri transportu rude in njenih separatov: As, Cd, Hg, Pb

Taljenje rude (vetrno prenašanje prahu in aerosolov): As, Cd, Hg, Pb, Sb, Se

Železarne in jeklarne: Cu, Ni, Pb

Brušenje kovin: Zn, Cu, Ni, Cr, Cd

2. Industrija

Plastike: Co, Cr, Cd, Hg

Tekstilna: Zn, Al, Ti, Sn

Mikroelektronika: Cu, Ni, Cd, Zn, Sb

Zaščita lesa: Cu, Cr, As

Rafinerije: Pb, Ni, Cr

3. Atmosferski depozit

Urbana in industrijska središča skupaj s sežigalnicami: Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V

Metalurška industrija: As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl, Zn

Avtomobilski izpusti: Mo, Pb, V

Izgorevanje fosilnih goriv in termoelektrarne: As, Pb, Sb, Se, U, V, Zn, Cd

4. Kmetijstvo

Mineralna gnojila: As, Cd, Mn, U, V, Zn

Organska gnojila: As, Cu, Mn, Zn

Apno: As, Pb

Fitofarmacevtska sredstva: Cu, Mn, Zn, As, Pb

Vode za namakanje: Cd, Pb, Se

5. Odlaganje odpadkov

Blata čistilnih naprav: Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn

Vode, ki odtekajo iz deponij: As, Cd, Fe, Pb

Odlagališča kovin: Cd, Cr, Cu, Pb, Zn

Požari in pepel: Cu, Pb

Preglednica 3: Skupne količine zračnih depozitov TK ($\text{g ha}^{-1} \text{ leto}^{-1}$) na različnih lokacijah (Alloway, 1990: 37)

Kovina	VB	Neurbane lokacije			Urbane lokacije		
		Tennessee (ZDA)	Great Lakes (ZDA)	Texel (Nizozemska)	New York (ZDA)	Swansea (VB)	Göttingen (Nemčija)
As	8–55	/	/	/	/	61	/
Cu	98–480	280	64	29	/	360	110
Cr	21–88	44	/	/	/	190053	/
Cd	< 100	120	/	2,9	9,1	< 200	3,9
Ni	35–110	/	37	/	66	220	/
Pb	160–450	230	120	150	790	620	230
Se	2,2–6,5	/	/	/	/	7,3	/
Zn	490–1200	540	530	400	/	1000	470

V evropskem merilu je s TK onesnaženih nekaj milijonov ha kmetijskih površin (Flathman in Lanza, 1998). V Sloveniji so tla sorazmerno neonesnažena s TK, vendar imamo nekaj žarišč: s Cd in Zn onesnaženo območje Celja (Lobnik in sod., 1994), s Pb, Ni in Cr onesnaženo območje Jesenic (Zupan, 1999), s Pb, Zn in Cd obremenjeno Mežiško dolino (Prpić-Majić in sod., 1996; Kerin, 1974; Souvent, 1992) ter onesnažena območja ob prometnicah (Vidic in sod., 1997).

TK, ki dospejo v tla, so stabilni in obstojni onesnaževalci okolja. V pedosferi ostanejo mnogo let, tudi če odstranimo vir onesnaževanja (Chen in sod., 1997; Pichtel in sod., 1997). Čas, v katerem se koncentracija TK v tleh zmanjša za polovico, je od nekaj deset do več tisoč let, odvisno od posamezne TK (Kabata-Pendias in Pendias, 1984), njene geokemične oblike, vrste tal, vsebnosti organske snovi v tleh, podnebnih razmer (predvsem padavin) ter vrste rastlinskega pokrova. Glavne poti TK v sistemu tla – rastlina – talna voda so: vezava na organsko snov v tleh (imobilizacija), mobilizacija, kationska izmenjava, adsorpcija in desorpcija, preperevanje, erozija tal, sprejem v rastline in spiranje v podtalje. Sprejem v rastlinske dele, spiranje v podtalje in erozija tal prispevajo k zmanjševanju vsebnosti TK v tleh (Kabata-Pendias in Pendias, 1984).

TK so v tleh prisotne v talni raztopini oziroma vezane na različne frakcije trdne faze tal (izmenljivo vezane na talne koloide, vezane na karbonate, vezane na Fe in Mn okside, vezane na organsko snov). Biodostopnost TK v tleh je odvisna od porazdelitve TK med trdno fazo tal in talno raztopino. Najbolj dostopne oblike so: ioni TK v talni raztopini, ioni TK, ki so izmenljivo adsorbirani na površini talnih koloidov, in del organsko vezanih TK. Ostale frakcije lahko rastlinam postanejo dostopne skozi procese preperevanja ali razgradnje organske snovi (Adriano, 1990).

2.2 CINK

2.2.1 Splošne in kemijske lastnosti Zn

Cink (Zn) je kot sestavina zlitin poznan že od bronaste dobe, kot element pa ga je prvi opisal nemški kemik Andreas Sigismunt Marggraf leta 1746 (Leksikon kemije, 2001). Spada med nežlahtne kovine in se v kislinah živahno raztaplja, pri čemer se razvija vodik. Na zraku je dokaj obstojen, ker se prevleče s tanko zaščitno plastjo cinkovega oksida in bazičnega karbonata (Leksikon Cankarjeve založbe, 1987). Zn je modrikasto bela, relativno mehka kovina z gostoto $7,133 \text{ g cm}^{-3}$. Pripada II-B skupini periodnega sistema. Njegovo atomsko število je 30, atomska masa 65,37, tališče $419,6 \text{ °C}$, vrelišče 907 °C . V naravi ima pet stabilnih izotopov: ^{64}Zn , ^{66}Zn , ^{67}Zn , ^{68}Zn in ^{70}Zn . Oksidativno stanje Zn je v naravi, npr. v tleh, izključno II. Zn^{2+} je brezbarven (Adriano, 1986).

V kisljih in nevtralnih raztopinah nastopa v hidratni, v alkalnih pa v hidroksidni obliki. Čeprav poznamo več kot 80 mineralov, ki vsebujejo Zn, za njegovo pridobivanje izkoriščamo le nekatere. Najpomembnejši so sfalerit ((Zn, Fe)S), wurtzit (ZnS), hemimorfit ($\text{ZnSi}_2\text{O}_7(\text{OH}_2) \times (\text{H}_2\text{O})$) in smithsonit (ZnCO_3) (Adriano, 1986).

Zn je četrta najpogosteje uporabljena kovina na svetu. Največji porabnik je avtomobilska industrija, uporablja pa se tudi kot antikorozijsko sredstvo, v farmacevtski industriji za proizvodnjo mazil in zdravil, v kemični industriji in v kmetijstvu za proizvodnjo pripravkov za zaščito rastlin in kot sestavina mineralnih gnojil (Adriano, 1986). Uporablja se tudi za zlitine (medenina, novo srebro) in galvansko pocinkanje. Od cinkovih spojin je najpomembnejši cinkov oksid (ZnO), ki se uporablja kot barvilo (cinkovo belilo), kot dodatek pri vulkanizaciji kavčuka in za cinkove paste (Leksikon kemije, 2001).

2.2.2 Toksičnost Zn za ljudi

Za žive organizme je Zn esencialen element. Kot katalitična ali strukturna komponenta ima pomembno vlogo v številnih encimih, ki so povezani z energijskim metabolizmom – na primer pri sintezi in razgradnji ogljikovih hidratov, lipidov, proteinov in nukleinskih kislin. Ima vlogo pri ekspresiji genov. Povečane količine Zn v organizmu so predvsem posledica zaužitja s Zn onesnažene prsti (geofagija, predvsem otroci), vstopa Zn v prehranjevalno verigo prek rastlinske in živalske hrane ter vdihavanja onesnaženega zraka (inhalacija Zn, vezanega na aerosole) (Leštan, 2002).

Pomanjkanje in presežek Zn v organizmu nakazujejo značilni simptomi. Pri človeku in živalih se primanjkljaj te kovine kaže kot pomanjkanje apetita, zaostalost v rasti, kožne rane in spolna nedozorelost (Kiekens, 1990).

Priporočena varna in zadostna količina zaužitega Zn je na odraslo osebo približno $15 \mu\text{g dan}^{-1}$ (Alloway, 1990). Najvišja priporočena količina je za odraslo osebo približno $45 \mu\text{g dan}^{-1}$. Koncentracije, višje od $150 \mu\text{g dan}^{-1}$, so toksične ter povzročajo poškodbe in spremembe, ki jih lahko opazimo na organizmu (Oliver, 1997).

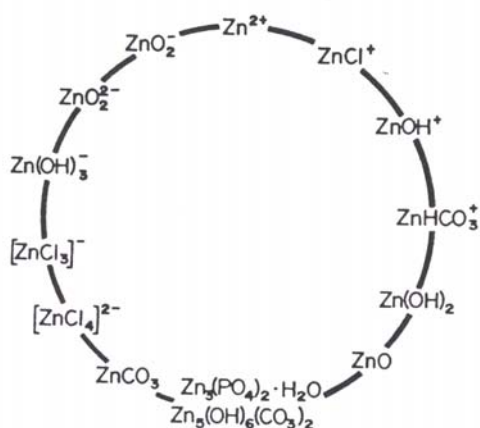
2.2.3 Zn v tleh

Zn se nahaja v vseh kamninah zemeljske skorje. V tleh je običajno zastopan v mejah $10\text{--}300 \text{ mg kg}^{-1}$ tal. Količina je odvisna od matične podlage, biogeokemičnih procesov in procesov preperevanja. V splošnem je vsebnost Zn večja v kamninah vulkanskega kot sedimentnega izvora (Preglednica 4). Najdemo ga v številnih kamninah, predvsem v tistih, ki so bogate z Fe magnetitom (FeO_4), pirokseni ((Mg, Fe) $_2\text{Si}_2\text{O}_6$ in $\text{Ca}(\text{Mg, Fe})\text{Si}_2\text{O}_6$), amfiboli ($\text{Ca}_2(\text{Mg, Fe})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$) in biotitom (Adriano, 1986).

Zn se adsorpcijsko veže na minerale in organske spojine, zato se v večini talnih tipov kopiči v površinskih horizontih (Kabata-Pendias in Pendias, 1984). Najbolj pogosta in mobilna oblika Zn so Zn^{2+} ioni. Prisotnost topnih Zn organskih kompleksov in anionskih oblik Zn (Slika 1) lahko kaže na topnost in dostopnost Zn v tleh. Dosegljivost Zn je večja pri manjšem pH, medtem ko glina, organska snov tal in seskvioksidi vežejo Zn v trdno fazo tal. Najbolj je mobilna v rahlo kislih mineralnih tleh. Topni Zn organski kompleksi, ki se pojavljajo v blatih komunalnih čistilnih naprav, so v tleh mobilni in rastlinam zelo dostopni (Kabata-Pendias in Pendias, 1984). Topnost in dostopnost sta v negativni korelaciji z nasičenostjo tal s Ca in P spojinami (Kabata-Pendias in Pendias, 1984). Z apnenjem posredno preprečujemo rastlinski sprejem Zn iz onesnaženih zemljišč (Adriano, 1986).

Preglednica 4: Povprečna koncentracija Zn in meje pojavljanja v okolju, v mg Zn kg⁻¹ (Adriano, 1986: 424)

Material	Povprečna koncentracija	Meje pojavljanja
Magmatske kamnine	65	5–1070
Apnenci	20	<1–180
Peščenjaki	30	5–170
Skrilavci	97	15–1500
Surova nafta	30	/
Premog	50	3–300
Zračni pepel (lignit)	14	/
Apno	6	<5–8
Fosfatna gnojila	305	40–600
Organski odpadki	390	8–1600
Blato čistilnih naprav	2250	1000–10000
Tla	90	1–900



Slika 1: Ionske oblike in spojine, v katerih se Zn pojavlja v tleh (Kabata-Pendias in Pendias, 1984: 103)

Adriano (1986) navaja, da vsebnost izmenljivega oziroma dostopnega Zn v tleh z globino pada, medtem ko vsebnost celokupnega Zn, ki je enakomerno razporejen v tleh, ne variira glede na globino tal. V nekaterih predelih Louisiane (ZDA) je koncentracija celokupnega

Zn največja v globini 10–20 cm, koncentracija izmenljivega Zn pa v površinski plasti tal (Adriano, 1986). Na splošno predvidevajo, da je zgornja plast tal najbogatejša z izmenljivim Zn. Rastline sprejemajo Zn iz globljih plasti. Z nabiranjem odmrle biomase se Zn kopiči v zgornji plasti tal (Adriano, 1986).

2.2.4 Zn v rastlinah

Za rast in razvoj potrebujejo rastline zelo majhne količine Zn. Hektar ovsa npr. v svoji vsebuje le 70 g Zn v suhi snovi nadzemnih delov rastlin. Brez Zn bi bila rast in razvoj rastlin močno ovirana ali onemogočena. Kot komponenta aktivnih skupin različnih encimov (dehidrogenaz, proteinaz in fosfohidrolaz) ima Zn pomembno vlogo pri metabolizmu rastlin. Kljub temu da imajo številne rastlinske vrste visoko toleranco za povišane vsebnosti Zn v tleh, prihaja do fitotoksičnih učinkov, in sicer predvsem v kislih tleh, v tleh z majhno vsebnostjo glinenih mineralov, majhno vsebnostjo fosfatov in majhno izmenjalno kapaciteto (Kabata-Pendias in Pendias, 1984).

V kakšni obliki korenine absorbirajo Zn, še ni točno definirano, v splošnem pa velja, da rastline absorbirajo predvsem hidratirani obliki Zn in Zn^{2+} (Kabata-Pendias in Pendias, 1984). Markert (1993) navaja, da Zn prehaja v rastlino v obliki hidratnega iona Zn^{2+} , v obliki organskih kelatov in kot vezan na Fe in Mn okside.

Na splošno Zn kot mikrohranila primanjkuje, tako da ga je rastlinam treba dodajati v obliki gnojil (Adriano, 1990). Pomanjkanje Zn v rastlinah povzroča medžilne kloroze, deformiranost mladih listov, kratke internodije in nekoliko omejeno rast korenin. Pomanjkanje Zn v rastlinah se lahko pojavi, kadar:

1. je v tleh majhna vsebnost Zn
2. so v tleh rastlinam nedostopne oblike Zn
3. nepravilno ravnanje s tlemi zavira razpoložljivost ali sprejem Zn v rastline.

V rastlini se največ Zn nahaja v koreninah, v nadzemnem delu pa v starejših listih. Mobilnost Zn je odvisna od njegove koncentracije v tleh. Iz starejših listov se transportira v mlajše. Najmanjše vrednosti Zn so v plodovih. Kadar je koncentracija Zn v tleh velika, je tudi transport po rastlini večji in obratno (Kabata-Pendias in Pendias, 1984).

Zaradi gnojenja z gnojili, ki vsebujejo Zn, in onesnaževanja z industrijskimi odpadki se Zn v naravi vedno pogosteje pojavlja v koncentracijah, ki veljajo za fitotoksične. Pri večini rastlin je meja toksičnosti $500 \mu\text{g Zn kg}^{-1}$ suhe snovi, vendar pa je močno odvisna od rastlinske vrste. Pri bombažu je meja fitotoksičnosti že pri $200 \mu\text{g Zn kg}^{-1}$ suhe snovi, pri ovsu pa se znaki toksičnosti pojavijo šele pri $1700 \mu\text{g Zn kg}^{-1}$ suhe snovi. Med najbolj

občutljive na prevelike količine Zn sodijo špinača in solata ter nekatere vrste žit (Adriano, 1986).

Znaki prekomerne koncentracije Zn v rastlinah so podobni znakom pomanjkanja Fe. Listi porumenijo in postanejo nekrotični, zavrta je rast rastline, solata ne tvori glav (Adriano, 1986). Bergmann (1992) navaja, da previsoke koncentracije Zn v tleh povzročajo rdečkasto rjave pege in nekroze ob robovih listov.

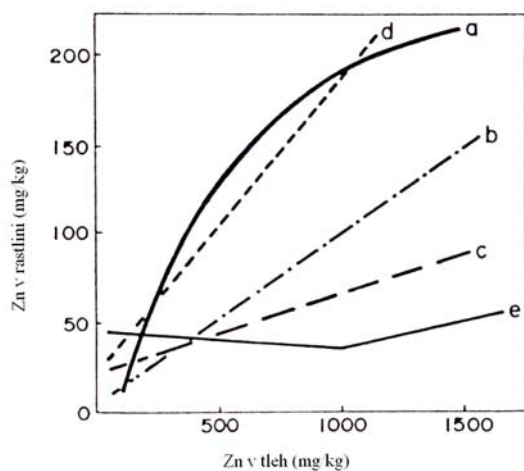
Akumulacija kovin v rastlinah je posledica tako sprejema kovin prek korenin iz tal kot tudi kontaminacije iz zraka (aerosoli, prašni delci, ...), katere rezultat je kopičenje kovin na površini rastlin (Markert, 1993).

2.2.5 Talni parametri, ki vplivajo na sprejem Zn v rastline

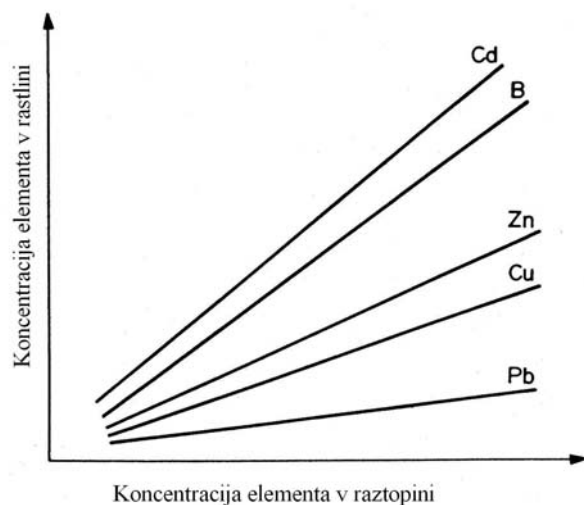
Na dostopnost Zn rastlinam vplivajo predvsem talni parametri, kot so celokupna vsebnost Zn v tleh, pH, organska snov, kationska izmenjevalna kapaciteta (CEC), mikrobiološka aktivnost in vodni režim. Pomembni pa so tudi drugi dejavniki, kot so podnebne razmere (temperatura, osvetlitev) ter interakcije med Zn in drugimi makro- in mikrohranili v tleh, ki prav tako vplivajo na dostopnost rastlinam (Kabata-Pendias in Pendias, 1984).

2.2.5.1 Vsebnost Zn v tleh

Alloway (1990) ter Kabata-Pendias in Pendias (1984) poročajo o korelaciji med vsebnostjo Zn v tleh in rastlinah, kar velja tudi za ostale TK. Topne oblike Zn so rastlinam lahko dostopne, njihov sprejem pa je največkrat linearen glede na koncentracijo v hranilni raztopini in v tleh (Slika 2 in Slika 3). V tleh, kjer so Zn ioni močno vezani, je njihov sprejem v rastlino močno odvisen tudi od obsega (velikosti) koreninskega sistema (Alloway, 1990).



Slika 2: Sprejem Zn iz kontaminiranih tal: (a) pašne rastline, (b) pšenično steblo, (c) pšenično zrno, (d) krompirjevo steblo, (e) krompirjev gomolj (Kabata-Pendias in Pendias, 1984: 103)



Slika 3: Sprejem Cd, B, Zn, Cu in Pb v rastline v odvisnosti od koncentracije kovin v hranilni raztopini (Kabata-Pendias in Pendias, 1984: 54)

2.2.5.2 pH

pH tal je najpomembnejši dejavnik, ki vpliva na koncentracijo topnega in rastlinam dostopnega Zn. Pri nižjem pH talne raztopine je koncentracija protonov (H^+) večja, posledica tega pa je protonacija karboksilnih kislin humusa ter s tem zmanjšanje kationske izmenjalne kapacitete že pri pH, manjšem od 5. Zaradi velike koncentracije H^+ ionov ti močno konkurirajo in izpodrivajo katione TK iz tistih vezavnih mest talnih koloidov, ki sicer niso odvisna od pH. Navedeni procesi so vzrok, da se delež TK v talni raztopini večja z zniževanjem pH talne raztopine (Adriano, 1986).

V naravnih talnih razmerah je pH vrednost največkrat 5–7. V kislih tleh pri pH 4,2–6,6 je Zn relativno mobilna, v tleh s pH 6,7–7,8 pa je njegova mobilnost majhna, prav tako pa se sprejem Zn v rastlino zmanjša z naraščanjem pH vrednosti. Skratka: Zn je najbolj topen v kislih tleh in zato v takih razmerah rastlinam tudi najlažje dostopen. Tudi v karbonatnih tleh, kjer je veliko $CaCO_3$, Zn primanjkuje. Za sojo so ugotovili, da je pH pomemben dejavnik pri določanju relativne odpornosti na Zn (Adriano, 1986).

2.2.5.3 Kationska izmenjevalna kapaciteta (CEC)

CEC v tleh je v največji meri odvisna od količine in vrste gline, organske snovi, Fe, Mn in Al oksidov. V splošnem velja, da tla z višjo CEC lahko sprejmejo večje količine TK, ki niso nevarne – so nedostopne rastlinam. Tako je Adriano (1986) proučeval tla, ki so jim dodajali blata z velikimi vsebnostmi Zn in Cd, in ugotovil, da je izmenljivega Zn in Cd v takih tleh samo 1 %.

2.2.5.4 Redoks potencial

Voda v tleh z oksidacijsko-redukcijskimi procesi vpliva na količino dostopnih TK v tleh. V redukcijskih razmerah se npr. iz Zn, Cd, Ni, Co, Cu, Pb in Sn elementov tvorijo sulfidi. Ti sulfidi so dokaj netopni, tako da sta njihova mobilnost in dostopnost manjša kot v tleh, ki imajo dovolj kisika (Adriano, 1986).

2.2.5.5 Organska snov

Organska snov, predvsem koloidna frakcija, ima velik vpliv na kemične lastnosti tal. V tleh z malo organske snovi je dostopnost Zn neposredno povezana s prisotnostjo organskih kompleksov ali kelatnih ligandov, ki izvirajo iz razpadajoče organske snovi ali koreninskih eksudatov.

2.2.5.6 Vpliv ostalih elementov v tleh

Zn je relativno aktiven v biokemičnih procesih. Zanj je značilno, da sodeluje v bioloških in kemijskih interakcijah z drugimi elementi. Zn je kemijsko zelo podoben Cd, zato ga slednji lahko zamenjuje v nekaterih reakcijah in tako deluje toksično. Pri majhnih koncentracijah obeh elementov je sprejem Zn in Cd v rastlino približno enak, pri večjih koncentracijah pa Cd zavira sprejem Zn v rastline (Alloway, 1990). Njegovo dostopnost zavirajo tudi velike količine P, Cu, Fe, Mn in N. Tako je lahko v tleh z visoko koncentracijo celokupnega Zn koncentracija rastlinam dostopnega Zn majhna. Na splošno pa velja, da je v primerjavi z drugimi TK Zn rastlinam dokaj dostopen (Kabata-Pendias in Pendias, 1984).

2.2.6 Lastnosti rastlin, ki vplivajo na sprejem Zn

Poleg vsebnosti Zn v tleh in ostalih talnih lastnosti na vsebnost Zn v rastlinah vplivajo tudi lastnosti samih rastlin: vrsta, starost, prehranski status, rastiščne razmere.

2.2.6.1 Genotip rastline

Rastline se odzivajo na visoke koncentracije TK z visokim sprejemom ali pa z odpornostjo na sprejem toksičnih snovi. V okoljih, kjer so koncentracije TK visoke in delujejo kot stresni dejavnik, so rastline razvile številne mehanizme, ki preprečujejo sprejem in premeščanje TK po rastlinah (izključitveni mehanizmi), in mehanizme, ki omogočajo akumulacijo TK v nadzemnih delih (indikatorji, hiperakumulatorji) (Ross, 1994; Taylor, 1997). Med izključitvene mehanizme štejemo imobilizacijo kovin na celični steni, selektivnost plazmatske membrane, tvorbo kompleksnih spojin z organskimi in anorganskimi spojinami, fenolnimi derivati in glikozidi ter kopičenje teh spojin v vakuolah koreninskih celic. Rastline, ki so razvile tako odpornost, najdemo na območjih s povečano

vsebnostjo kovin, nimajo pa povečane vsebnosti TK v nadzemnih delih. Akumulacijo TK v nadzemnih delih pa omogočajo: razvoj na določeno TK rezistentnih encimov, spreminjanje poti metabolnih procesov, tako da se rastlina izogne škodljivemu učinku TK, in vezava TK s posebnimi organskimi spojinami – fitokelatini (Zenk, 1996). Tiste, ki akumulirajo visoke koncentracije (več kot stokrat višje kot običajne), imenujemo hiperakumulatorji TK. Zelo dober hiperakumulator Zn je *Thlaspi caerulescens* (Ross, 1994).

Rastline se razlikujejo tudi po sposobnosti sprejema TK iz zraka. Rastline s kosmatimi in hrapavimi listnimi ploskvami so boljši sprejemniki imisij TK kot rastline z gladkimi listnimi ploskvami. Hrapave listne površine omogočajo boljše kopičenje in zadrževanje zračnih depozitov TK (Wittig, 1993).

2.2.6.2 Rastišče rastline

Zgradba in relativna masa lista zavisita od vodnih in svetlobnih razmer, v katerih rastline rastejo. Osvetljeni listi so težji od osenčenih listov. To dejstvo je treba upoštevati, ko primerjamo koncentracijo TK v rastlinah v g kg^{-1} suhe snovi rastlin. Transpiracijski tok je pomemben način transporta TK od korenin proti listom, zato rastline na sončnih legah akumulirajo večje količine TK kot rastline na senčnih legah. Iz istih razlogov lahko listi iz zgornjih delov krošnje dreves pokažejo večjo vrednost Zn kot pa listi iz spodnjih osenčenih delov krošnje (Wittig, 1993).

2.2.7 Rastline kot bioindikatorji onesnaženost

Uporaba rastlin kot indikatorjev kakovosti okolja je poznana toliko časa kot kmetijstvo samo. To so dokazali z opazovanjem t. i. prvotnih ljudstev, ki tako, kot so to verjetno počeli naši predniki, uporabljajo rastline kot indikatorje rodovitnosti tal (Wittig, 1993). Ernst (1993) navaja, da je prvo pisano poročilo o uporabi teh rastlin staro več kot 400 let. Izraz bioindikatorji pa so prvič uporabili v šestdesetih letih 20. stoletja, ko so analizirali rastline (trave, drevesa, sadje in zelenjavo) ob prometnicah (Djingova in Kuleff, 1993). V splošnem velja, da organizme v naravnem okolju, ki ga preiskujemo, imenujemo pasivni bioindikatorji, kot aktivne bioindikatorje pa označujemo organizme, ki jih za določen čas in v nadzorovanih razmerah gojimo v testnem okolju (Wittig, 1993).

Nekatere rastline akumulirajo TK ali pa so celo njihovi hiperakumulatorji, nekatere pa jih sploh ne sprejemajo. Za spremljanje majhnih koncentracij TK v naravi so najboljši pokazatelji hiperakumulacijske rastline, v okolju z visokimi koncentracijami pa dajejo boljšo sliko rastline, ki imajo nižjo stopnjo kopičenja TK. Rastline, ki z vsebnostjo TK v svoji biomasi kažejo na koncentracijo TK v okolju, imenujemo akumulacijski bioindikatorji (Wittig, 1993).

Rastline kot bioindikatorje TK – te so bodisi onesnaževalci ali pa so v okolju naravno prisotne v visokih koncentracijah – lahko uporabljamo na tri načine:

1. opazovanje prisotnosti/odsotnosti določenih ekotipov, rastlinskih vrst ali rastlinskih združb
2. preučevanje fizioloških pojavov, kot so obarvanje/razbarvanje (kloroza)
3. proučevanje elementarne koncentracije v določenih delih rastlinskega tkiva.

Izredno visoke vsebnosti TK v tleh vplivajo na vegetacijo in na preživetje samo nekaterih rastlinskih vrst. Določene rastlinske vrste obdržijo populacije tudi na tleh, izredno obremenjenih s TK. V takih primerih je pomembno poznati metode in parametre, s katerimi lahko ocenimo toksičnost TK za rastline, ter toleranco rastlin na posamezne TK. Te metode uporabljajo podatke o razrasti koreninskega sistema, relativni prirasti rastlin, proizvodnji rastlinske biomase, koncentraciji TK v tleh in rastlinah, rastnih razmerah in fizioloških lastnostih rastlin (Verkleij, 1993).

Kemične analize rastlinskega tkiva največkrat uporabljajo kot pokazatelje prehranskega stanja rastlin, posledično pa tudi založenosti tal s hranili. Pokažejo nam pomanjkanje ali pa velike vsebnosti določenega elementa. Prisotnost esencialnih in neesencialnih TK v rastlinskem tkivu je lahko tudi pokazatelj onesnaženja okolja s TK (Streit in sod., 1993).

Pogosto kot bioindikatorje sprejema TK uporabljamo višje rastline, posebno semenke (spermatofite), prav tako pa tudi t. i. nižje rastline, lišaje, mahove in manj pomembne glive. Alge, ki se pojavljajo tudi v kopenskih ekosistemih, pa kot bioindikatorji TK niso uporabne. Katero skupino ali vrsto izberemo, je odvisno od namena nadzora in od značilnosti ekosistema, ki ga preiskujemo (Wittig, 1993).

Za indikatorske rastline je pomembno, ali vir onesnaženja prihaja prek zraka ali tal. Pri širjenju onesnaženja prek obeh medijev je pomembno, da (Wittig, 1993):

1. so rastline geografsko razširjene na širokem območju
2. lahko dobimo gensko izenačene rastline
3. rastline niso zahtevne glede rastišča
4. uspevajo tudi v nadzorovanih razmerah v laboratoriju
5. imajo čim daljšo vegetativno dobo (v vseh letnih časih)
6. imajo čim manj sezonskih oblik rasti.

2.2.7.1 Lišaji

Lišaji so znani kot indikatorji kakovosti zraka. Posebno so občutljivi na prisotnost višjih koncentracij SO₂. Pogosto jih uporabljajo tudi kot indikatorje akumulacije TK. Njihova prednost je, da rastejo na geografsko raznolikem območju – najdemo jih v zelo različnih ekosistemih, rastejo vse leto in nimajo sezonskih oblik rasti. Po drugi strani pa je lišaje zelo težko gojiti v nadzorovanih razmerah v laboratoriju, nadzorovano razmnoževanje ni možno, tako da vse rastline, ki jih uporabljamo za poizkuse, izvirajo iz naravnega okolja. To lahko privede do težav, če primanjkuje lišajev na močno onesnaženih predelih in jih moramo pridobiti iz oddaljenih območij, kjer so podnebne razmere drugačne (Wittig, 1993).

Lišaje so testirali tudi kot indikatorje Zn v tleh. Tako so v nekaterih lišajih, tolerantnih na Zn (*Diploschistes scruposus* var. *bryophillus*), odkrili zelo velike koncentracije Zn (93400 mg Zn kg⁻¹). Ti lišaji so uspevali na substratu, ki je vseboval 10900 mg Zn kg⁻¹. Zn se v lišajih akumulira intracelularno, je pa znano, da je občutljivost lišajev na TK odvisna od tega, ali vsebujejo modro-zelene (cianobakterije) ali pa zelene alge (Garty, 1993).

2.2.7.2 Mahovi

Ker so mahovi prav tako kot lišaji primerni kot bioindikatorske rastline za zrak, se v razpravah pogosto pojavljajo skupaj. Lišaji in mahovi kot indikatorske rastline imajo zelo podobne lastnosti. Tako kot lišaji so tudi mahovi občutljivi na SO₂ in so vse leto razširjeni na geografsko raznolikem območju (Wittig, 1993). Za mahove lahko rečemo, da so bioindikatorji onesnaženja zraka, kar lahko trdimo zaradi naslednjih lastnosti (Brüning, 1993):

1. tanka povrhnjica olajša sprejem polutantov
2. minerali, hranila in voda se v celoti absorbirajo iz zraka
3. mahovi preživijo dolgotrajno obdobje zmrzali ali suše
4. so zimzeleni – kot bioindikatorji so na voljo celo leto
5. veliko občutljivih vrst uspeva v onesnaženem okolju
6. analiza vzorcev je preprosta in ekonomična.

Pomembna razlika je, da imajo mahovi življenjsko dobo približno tri leta, kar nam omogoča lažje spremljanje akumulacije TK v krajšem časovnem obdobju. Mahove uporabljamo tudi kot aktivne bioindikatorje, saj skoraj v celoti izpolnjujejo zahteve za uporabo v laboratoriju: rast in razmnoževanje sta možna tudi v nadzorovanih razmerah,

možno je pridobivanje genetsko uniformnih rastlin, na njih se opazijo fiziološke spremembe (Wittig, 1993).

2.2.7.3 Glive

Zn je za glive esencialen element. V primerjavi z ostalimi TK vsebnost Zn v tkivih gliv pogosto ne odraža vsebnosti Zn v substratu. Tako Meisch in sod. (1977, cit. po Wondratschek in sod., 1993), ki so proučevali vsebnost Zn v glivah pri različnih vsebnostih TK v substratu, poročajo, da je bila variabilnost koncentracije Zn majhna v vseh obravnavanih 80 vrstah gliv. Vsebnost Zn je bila 50–300 mg kg⁻¹. Podobno poročajo tudi drugi avtorji. Pri glivah (gobah), gojenih na substratih, ki so vsebovali tudi 1400 mg Zn kg⁻¹, ni bilo povišanih vrednosti Zn v njihovem tkivu (Wondratschek in sod., 1993). V poljskem poizkusu, ki so ga izvedli Gast in sod. (1988, cit. po Wondratschek in sod., 1993), je bila koncentracija Zn v glivah neodvisna od koncentracije Zn v tleh, kar kaže, da uporaba gliv kot bioindikatorjev onesnaženja tal s Zn ni primerna.

2.2.7.4 Višje rastline

V nasprotju z lišaji, mahovi in glivami imajo višje rastline (praprotnice in semenke) bolj razvite organe in tkiva. Višje rastline so od omenjenih nižjih rastlin običajno veliko večje, tako da lahko brez težav razločimo dele rastline. Pri njih je posebno dobro razvit prevajalni del, kar pomeni, da je translokacija snovi po rastlini zelo dobra, s tem pa tudi mobilnost TK.

Pri monitoringu onesnaženosti zraka moramo pri izbiri rastlin, v katere onesnažila prehajajo preko listov, upoštevati naslednje lastnosti (Wittig: 1993):

1. dlakavi, grobi listi imajo boljši sprejem kot listi z gladko površino
2. vsebnost kovin v listu je odvisna od letnega časa
3. transpiracija je pomemben mehanizem transporta TK iz korenin v liste – rastline na senčnih legah akumulirajo manj TK kot rastline na sončnih legah; iz istega razloga imajo listi na vrhu rastline večje koncentracije TK kot listi v tleh
4. anatomija lista in posledično relativna masa lista sta odvisni od vodnih in svetlobnih razmer, kar moramo upoštevati, ko podajamo koncentracije v g kg⁻¹ suhe snovi
5. novo tkivo na mestu poškodbe rastline – kalus vsebuje nižje koncentracije TK kot normalno tkivo.

Korenine in rizomi so pogosto primerni indikatorji TK v tleh, prav tako drevesno lubje (Walkenhorst, 1993). Med različnimi rastlinskimi tkivi na isti rastlini so pogosto velike razlike v koncentraciji TK; mladi poganjki jih pogosto sploh ne vsebujejo.

Kot bioindikatorji imajo višje rastline veliko prednosti pred nižjimi. Fiziologija, ekologija in morfologija višjih rastlin so bolje poznane kot pri nižjih rastlinah. Gojenje višjih rastlin v rastlinjakih je dobro raziskano. Drevesa kot bioindikatorji (listi) so npr. dobri pokazatelji stanja onesnaženosti.

Djingova in sod. (1993) so kot bioindikator onesnaženosti tal s TK uporabili regrat, in sicer zaradi njegove razširjenosti po svetu, velike reprodukcijske sposobnosti in botaničnih lastnosti. Pri raziskavi se je regrat zaradi dobrega odziva na povečane vsebnosti TK v tleh izkazal kot dober bioindikator onesnaženosti tal s TK. V raziskavo je bilo vključenih 22 različnih kemijskih elementov. Narejena je bila primerjava med regratom in šestimi rastlinskimi vrstami: plazečo deteljo (*Trifolium repens* (L.)), malo kislico (*Rumex acetosella* (L.)), ozkolistnim trpotcem (*Plantago lanceolata* (L.)), laško ljuljko (*Lolium multiflorum* (L.)), enoletno latovko (*Poa annua* (L.)) in črnim topolom (*Populus nigra* (L.)). Regrat je imel najboljše rezultate pri sprejemu Zn, Au, Sb, dobro je sprejemal tudi As, Br in Se, slabše, vendar še vedno boljše kot večina drugih izbranih rastlin, pa Cu, Ni in Pb. Podobne rezultate je pokazal tudi črni topol. Višje koncentracije kot regrat je pri sprejemu Cd, Br, Se imel ozkolistni trpotec, pri sprejemu As, Ni in Pb pa plazeča detelja in mala kislica. Enoletna latovka in laška ljuljka sta skoraj v vseh primerih slabo sprejemali TK.

Aksoy in sod. (1999) so kot bioindikator onesnaženosti tal s TK uporabili plešec (*Capsella bursa-pastoris* L.) in ga primerjali z enoletno latovko (*Poa annua* L.). Plešec se je izkazal kot uporaben bioindikator onesnaženosti tal s Pb, Cd, Zn in Cu.

Djingova in sod. (1999) navajajo uporabo črnega topola (*Populus nigra* L. convar. "Italica") kot bioindikatorske rastline za ugotavljanje onesnaženosti tal s TK na industrijskem in urbanem območju Bolgarije.

Askoy in Ozturk (1997) pa poročata o uporabi navadnega oleandra (*Nerium oleander* L.) kot možne bioindikatorske rastline za ugotavljanje TK (Zn, Pb, Cd, Cu) v tleh. Navadni oleander sta izbrala zaradi njegove razširjenosti v urbanem in neurbanem okolju, zaradi razširjenosti v svetu ter enostavne vzgoje in vzorčenja. Povprečne koncentracije TK, ki so bile izmerjene v opranih in neopranih listih navadnega oleandra, so bile v urbanem okolju višje kot v neurbanem. Rezultati so pokazali, da listi oleandra lahko akumulirajo visoke koncentracije TK. Listi navadnega oleandra so na najbolj onesnaženih delih (224 mg Zn kg⁻¹ suhih tal) v povprečju akumulirali 21 mg Zn kg⁻¹ suhe snovi (neoprani listi) oz. 15 mg Zn kg⁻¹ suhe snovi (oprani listi), v najmanj onesnaženih območjih (40 mg Zn kg⁻¹ suhih tal) pa so oprani listi v povprečju akumulirali 8 mg Zn kg⁻¹ suhe snovi, neoprani listi pa 7 mg

Zn kg⁻¹ suhe snovi. Navadni oleander se je izkazal kot dober indikator onesnaženosti tal s TK, saj je njihova vsebnost v rastlinah posledica vsebnosti TK v tleh.

Lobnik in sod. (1989, 1991) so kot bioindikatorsko rastlino za ugotavljanje onesnaženost tal s TK na območju Celja uporabili ozkolistni trpotec (*Plantago lanceolata* L.). Izkazal se je kot dobra indikatorska rastlina za Cd, Zn in Pb pri nizkem talnem pH.

2.3 ZAKONODAJA NA PODROČJU ONESNAŽEVANJA IN VARSTVA TAL

Zaradi toksičnosti TK so številne države omejile pridelavo hrane na onesnaženih območjih in določile tudi meje dovoljenega letnega vnosa TK v tla s komposti in blati čistilnih naprav. V Sloveniji TK v tleh obravnava Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednostih nevarnih snovi v tleh iz leta 1996 (Preglednica 5). Po definiciji je **mejna imisijska vrednost** koncentracija posamezne nevarne snovi v tleh, ki pomeni takšno obremenitev tal, da se zagotavljajo normalne življenjske razmere za rastline in živali ter pri kateri se ne poslabšujeta kakovost podtalnice in rodovitnost tal. Pri tej vrednosti so učinki ali vplivi na zdravje človeka ali na okolje še sprejemljivi. **Opozorilna imisijska vrednost** je koncentracija posamezne nevarne snovi v tleh, ki pri določenih vrstah rabe tal pomeni verjetnost škodljivih učinkov ali vplivov na zdravje človeka ali na okolje. **Kritična imisijska vrednost** je koncentracija posamezne nevarne snovi v tleh, pri kateri zaradi škodljivih učinkov ali vplivov na človeka in okolje onesnažena tla niso primerna za pridelavo rastlin, namenjenih prehrani ljudi ali živali ter za zadrževanje ali filtriranje vode (Uredba ..., 1996).

Preglednica 5: Slovenska uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednostih nevarnih snovi v tleh; vse vrednosti so v mg kg⁻¹ (Uredba ..., 1996)

	Mejna vrednost	Opozorilna vrednost	Kritična vrednost
Cd	1	2	12
Cu	60	100	300
Ni	50	70	210
Pb	85	100	530
Zn	200	300	720
Cr	100	150	380
Cr ⁶⁺			25
Hg	0,8	2	10
Co	20	50	240
Mo	10	40	200
As	20	30	55

* kovine, ekstrahirane z zlatotopko, razen Cr⁶⁺

Zakonodaja vpliva na interpretacijo dobljenih analitskih rezultatov. Vrednosti primerjamo z vrednostmi v normativih in na podlagi teh primerjav ter ob upoštevanju nekaterih ostalih dejavnikov določimo, kakšno je nadaljnje ukrepanje.

Zupan in sod. (2000) so na podlagi raziskav, ki so pokazale, da so nekatera področja v Sloveniji močno onesnažena s TK, izdelali program ukrepov, kako ravnati na območjih z določeno doseženo stopnjo onesnaženosti (Preglednica 6).

Preglednica 6: Okvirni program ukrepov glede na doseženo stopnjo onesnaženosti tal (Zupan in sod., 2000)

Stopnja onesnaženosti tal	Vpliv onesnaženih tal na okolje	Potrebni ukrepi	Bodoča raba	Pridelava hrane in krme ter območja za zajem pitne vode
Pod mejo detekcije	Ni vpliva	Preventiva	Neomejena	Neomejena
Pod mejo določljivosti	Ni vpliva	Preventiva	Neomejena	Neomejena
Do mejne vrednosti	Ni vpliva	Preventiva	Neomejena	Neomejena
Mejna do opozorilna vrednost	Tveganja zaradi onesnaženih tal ne pričakujemo	Ostrejša preventiva in kontrola stanja tal	Možne so vse rabe tal ob občasni kontroli stanja	Omejena pridelava najbolj »kritičnih« vrtin, ne priporoča se intenzivna pridelava listne zelenjave in korenovk, kontrola vrtin, krme in podtalnice
Opozorilna do kritična vrednost	Tveganje je možno	Nadaljnje raziskave tal: posredni sanacijski ukrepi (omejitve rabe tal); lahko tudi nekatere enostavne izvedbe neposrednih sanacijskih ukrepov	Pogojno so možne vse rabe tal, vrtove za pridelavo vrtin odsvetujemo, redna kontrola stanja – monitoring	Zelo omejena pridelava vrtin (le najmanj dovzetne za sprejem težkih kovin, redna in pogosta kontrola kmetijskih rastlin, krme in podtalnice)
Presežena kritična vrednost	Tveganje je zelo verjetno	Neposredni sanacijski ukrepi oziroma izključitev vsakovrstne rabe tal, ki lahko predstavlja izvor širjenje nevarnih snovi iz tal v okolje oziroma kakorkoli ogroža zdravje človeka	Nekmetijska raba tal	Prepovedana uporaba rastlin za prehrano živali in človeka, površine morajo biti ozelenjene, rastlinska masa se kompostira in odlaga na deponijo (rekultivacija deponij, avtocestnih brežin, ...); kontrola podtalnice in eventualna prepoved rabe vode za pitje

3 MATERIAL IN METODE

3.1 OPIS VZORČNEGA OBMOČJA MESTA CELJE

Območje Mestne občine Celje smo izbrali, ker smo na osnovi predhodnih raziskav vedeli, da je to območje onesnaženo s Zn in Cd. K onesnaženosti obravnavanega območja je gotovo v največji meri pripomoglo dolgoletno delovanje Cinkarne Celje. S praženjem cinkove rude in z odlaganjem ostankov praženja (žlindre) so v okolje vnesli precejšnjo koncentracijo Zn.

Mesto Celje leži na nadmorski višini 240 m, na južnem robu Celjske kotline, kjer prevladuje nizek gričevnat svet. Po Koppenovi klimatski klasifikaciji spada v vlažni zmernotopli klimatski pas s padavinami čez vse leto (Žetko, 2000). Pri proučevanju širjenja onesnaženosti v Celjski kotlini moramo upoštevati predvsem veter in vertikalno porazdelitev temperature zraka. Pri vertikalni porazdelitvi nastajajo temperaturne inverzije, ob katerih se hladen zrak zadržuje na dnu kotline. Pri tem lahko v t. i. jezeru hladnega zraka na dnu kotline pride do zelo visokih koncentracij škodljivih snovi, ki se pozneje z vetrovi prenašajo na območja, bolj oddaljena od mesta izvora onesnaženja (Lobnik in sod., 1989).

3.2 IZBOR LOKACIJ

Kot izhodišče za sistematično vzorčenje smo v izbrali mesto Celje (torej urbani del) z ožjo okolico. Na topografsko karto v merilu 1:25.000 smo v prostorsko mrežo 500 x 500 m vrisali 50 vzorčnih točk, o katerih smo se predhodno dogovorili. Da bi na terenu lahko natančneje določili mesta vzorčenja, smo jih prenesli na zemljevid mesta Celje v merilu 1:5000. Ker pa nekaterih točk zaradi neustreznosti terena (stavbe, njive, infrastruktura) ni bilo mogoče vzorčiti, smo jih predstavili na čim bližjo primernejšo lokacijo.

3.3 IZBOR TESTNIH RASTLIN

Za testne rastline smo izbrali navadni regrat (*Taraxacum officinale* L.), ozkolistni trpotec (*Plantago lanceolata* L.) in veliki trpotec (*Plantago major* L.), ki uspevajo v podobnih življenjskih prostorih. Razširjenost vseh treh rastlin tako v Sloveniji kot po svetu omogoča primerjave dobljenih rezultatov.

3.3.1 Navadni regrat (*Taraxacum officinale* L.)

Sistematika je povzeta po Mali flori Slovenije: ključ za določanje praprotnic in semenk (1999).

Regnum – kraljestvo: *Plantae* – rastline

Phyllum – deblo: *Spermatophyta* – semenke

Subphyllum – poddeblo: *Magnoliophytina (Angiospermae)* – kritosemenke

Clasis – razred: *Magnoliopsida (Dicotyledoneae)* – dvokaličnice

Subclasis – podrazred: *Asteridae*

Ordo – red: *Asterales* – košarnice

Familia – družina: *Cichoriaceae* – radičevke

Genus – rod: *Taraxacum* Weber – regrat

Species – vrsta: *Taraxacum officinale* Weber in Wiggers – navadni regrat



Slika 4: Navadni regrat (*Taraxacum officinale* L.); levo (Stüber, 1999), desno (De natuur ..., 2004)

Regrat je večletni plevel z užitnimi listi, ki so zelo priljubljeni za solate. Zgodaj spomladi razvije rumeno socvetje, po katerih najlažje določimo njegovo razširjenost. Močne korenine so vretenaste, rumenkaste in segajo globoko v zemljo. Iz vsakega kosa korenin v ugodnih razmerah lahko zraste nova rastlina. Predvsem zaradi takih korenin je regrat zelo trdoživa rastlina, ne prenese pa zgodnje in pogoste košnje. Navadni regrat fotosintetizira tudi pozimi, saj vedno obdrži vsaj nekaj listov (Mamilovič, 1987).

3.3.2 Ozkolistni trpotec (*Plantago lanceolata* L.)

Sistematika je povzeta po Mali flori Slovenije: ključ za določanje praprotnic in semenk (1999).

Regnum – kraljestvo: *Plantae* – rastline

Phyllum – deblo: *Spermatophyta* – semenke

Subphyllum – poddeblo: *Magnoliophytina (Angiospermae)* – kritosemenke

Clasis – razred: *Magnoliopsida (Dicotyledoneae)* – dvokaličnice

Subclasis – podrazred: *Lamiidae*

Superordo – nadred: *Lamianae*

Ordo – red: *Scrophulariales* – črnobinovci

Familia – družina: *Plantaginaceae* – trpotčevke

Genus – rod: *Plantago* L. – trpotec

Species – vrsta: *Plantago lanceolata* L. – ozkolistni trpotec



Slika 5: Ozkolistni trpotec (*Plantago lanceolata* L.), levo (Project Runeberg, 1997), desno (De natuur ..., 2004)

Ozkolistni trpotec je večletni plevel s šopom (rozeto) suličastih listov. Listi so dolgi do 15 cm, imajo 3–5 poudarjenih žil, ki tečejo vzporedno po vsej dolžini lista. Steblo socvetja

požene tudi do 50 cm visoko. Socvetje je kratek klasek. Poškodovani del korenine se lahko vnovič ukorenini, kar je eden od načinov razmnoževanja te rastline. Srednje močno semeni (Mamilovič, 1987).

3.3.3 Veliki trpotec (*Plantago major* L.)

Sistematika je povzeta po Mali flori Slovenije: ključ za določanje praprotnic in semenk (1999).

Regnum – kraljestvo: *Plantae* – rastline

Phyllum – deblo: *Spermatophyta* – semenke

Subphyllum – poddeblo: *Magnoliophytina (Angiospermae)* – kritosemenke

Clasis – razred: *Magnoliopsida (Dicotyledoneae)* – dvokaličnice

Subclasis – podrazred: *Lamiidae*

Superordo – nadred: *Lamianae*

Ordo – red: *Scrophulariales* – črnobinovci

Familia – družina: *Plantaginaceae* – trpotčevke

Genus – rod: *Plantago* L. – trpotec

Species – vrsta: *Plantago major* L. – veliki trpotec

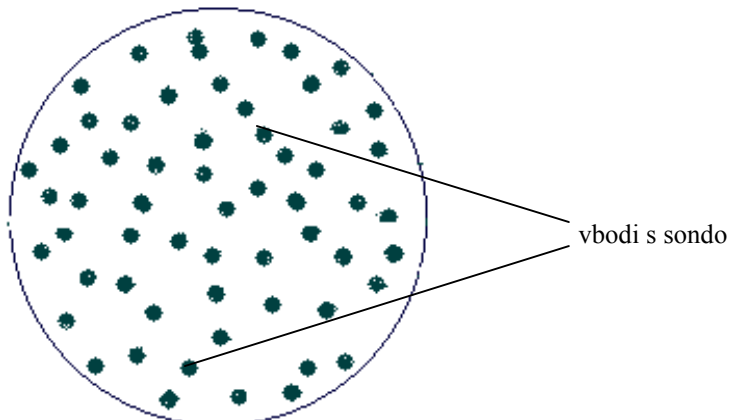


Slika 6: Veliki trpotec (*Plantago major* L.), levo (Stüber, 1999), desno (De natuur ..., 2004)

Veliki trpotec je večletna rastlina »pohojenih tal«, šopasto razrasla z eno ali več rozetami. Posamezen list okroglasto-elipsaste oblike je velik 10–15 x 5–30 cm in ima 3–9 poudarjenih, vzporedno tekočih žil. Steblo socvetja požene tudi do 50 cm visoko. Socvetje je kratek klasek. Ko ob obdelavi razrežemo korenine, se poškodovani del ponovno ukorenini. To je tudi eden od načinov trpotčevega razmnoževanja. Veliki trpotec srednje močno semeni (Mamilovič, 1987).

3.4 VZORČENJE TAL

Za točko vzorčenja smo določili površino v obliki kroga s premerom 50 m. S koničasto sondo smo vzorčili na treh globinah: 0–5 cm, 5–10 cm in 10–20 cm. V vsaki globini smo zajeli okrog 2 kg vzorca, kar pomeni, da smo s sondo približno 60-krat naključno vbodli v zemljo na površini točke. Vbodi so bili približno enakomerno razporejeni po celotni površini točke vzorčenja. Vzorce odvzete zemlje smo zbirali v plastičnih vedrih, in sicer ločeno po globini odvzema. Vedra smo zaščitili z vrečkami iz PVC-ja, da bi preprečili kontaminacijo vzorca s predhodnim vzorcem. Po končanem vzorčenju smo odvzete talne vzorce pretresli v papirnate vrečke in jih primerno označili. Pred vzorčenjem na naslednji točki smo sondo dobro očistili, pred zajetjem novega vzorca pa smo jo še nekajkrat zabodli v površino nove točke, da smo odstranili morebitne ostanke prejšnjega vzorca.

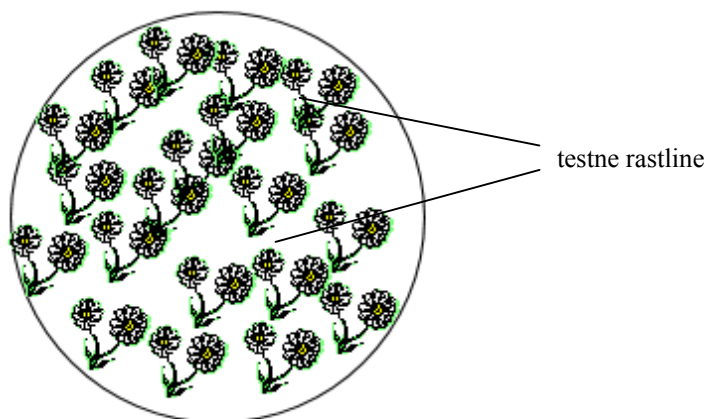


Slika 7: Prikaz vzorčne točke s premerom 50 m in naključnimi razporeditvami posameznih odvzemnih mest

3.5 VZORČENJE RASTLIN

Na površini točke, kjer smo odvzeli talne vzorce, smo nabrali tudi vse tri testne rastline (navadni regrad, ozkolistni trpotec in veliki trpotec), in sicer okoli 100 listov vsake rastline.

Pazili smo, da smo na celotni površini točke vzorčenja izbirali le zdrave in čiste liste različnih rastlin. Vzorce smo shranili v označene papirnate vrečke.



Slika 8: Prikaz vzorčne točke v premeru 50 m z naključnimi razporeditvami testnih rastlin

3.5 PRIPRAVA VZORCEV TAL IN RASTLIN ZA NADALJNJE FIZIKALNO-KEMIJSKE ANALIZE

Vzorce tal smo za nadaljnje fizikalno-kemijske analize pripravili po navodilih standarda ISO/DIS 11464 (1996).

Rastlinske vzorce smo po končanem vzorčenju oprali v deionizirani vodi. S pranjem listov lahko odstranimo zračne depozite Zn, ki so znatni predvsem v urbanih območjih (Aksoy in sod., 1999). Tako pripravljene vzorce smo pri temperaturi 40 °C posušili v sušilnikih.

3.6 ANALITSKE METODE

3.6.1 Analize tal

Kislost smo določali elektrometrično v suspenziji 10 ml talnega vzorca in 50 ml 0,01 M CaCl₂ (SIST ISO 10390, 1996).

Teksturo smo določili s sedimentacijsko pipetno metodo.² V plastenko smo natehtali 10 g vzorčenih tal, jih prelili s 25 ml Na-pirofosfata (0,4 mol l⁻¹) in na stresalniku stresali štiri ure. Suspenzijo smo prenesli na sito z odprtinami premera 0,2 mm ter z mokrim sejanjem

² O sedimentacijski pipetni metodi gl.: Janitzky, 1986; Soil survey laboratory methods manual, 1992.

izločili delce grobega peska. Suspenzijo, ki je odtekla skozi sito, smo prenesli v valj s prostornino 1000 ml in manjkajočo tekočino (do oznake za 1000 ml) nadomestili z deionizirano vodo. Valj smo zamašili, stresali tri minute in postavili na podlago, da so se delci začeli usedati. Po 44 sekundah smo iz globine 10 cm odpipetirali 10 ml suspenzije in tako zajeli delce, ki so manjši od 0,05 mm (grobi in fini melj, glina). Maso odpipetirane suspenzije smo določili po izparevanju na peščeni kopeli in sušenju pri 105 °C. Valj smo vnovič stresali tri minute in na enak način po štirih minutah in 27 sekundah določili delce, ki so manjši od 0,02 mm (fini melj in glina). Valj smo še enkrat stresali tri minute in na enak način po 7 urah in 35 minutah določili delce, ki so manjši od 0,002 mm (glina).

Organsko snov v tleh smo določili po metodi Walkley-Black (SIST ISO 14235, 1999). V 200 ml bučko smo natehtali talni vzorec (0,05–2,0 g) in ga prelili z 10 ml K_2CrO_7 (0,166 mol l^{-1}), rahlo premešali in dodali 20 ml H_2SO_4 (96 %). Po 20–30 minutah smo bučko dopolnili z deionizirano vodo. V erlenmajerico smo odpipetirali 20 ml alikvota, dodali 10 kapljic H_3PO_4 (85 %), 0,2 g NaF in 3 kapljice indikatorja difenilamina (0,5 g indikatorja raztopimo v 20 ml deionizirane vode in dodamo 100 ml konc. H_2SO_4) ter titrirali z raztopino $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$ (0,5 mol l^{-1}) do preskoka barve v smaragdno zeleno. Iz razlike med slepo vrednostjo in vzorcem smo izračunali vsebnost organske snovi v vzorcu.

Kationsko izmenjalno kapaciteto tal smo določili kot vsoto bazično delujočih kationov (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) in izmenljive kislosti (H^+) tal (Soil survey laboratory methods manual, 1992). Izmenljive bazične katione smo določili po ekstrakciji 10 g tal s 100 ml NH_4OAc (1 mol l^{-1}). Na in K v ekstraktu smo določili s plamenskim emisijskim spektrofotometrom (plamen: butan – propan, zrak: 1,5 atm), Ca in Mg pa z atomskim absorpcijskim spektrofotometrom (FAAS, Perkin Elmer 1100). Za določitev izmenljive kislosti smo natehtali 10 g tal, jih prelili s 100 ml ekstrakcijske raztopine ($BaCl_2$ in trietanolamin), premešali, stresali eno uro in prefiltrirali. Filtratu (20 ml) smo dodali 2 kapljici indikatorja in titrirali z 0,1 M HCl do rahlo vijoličaste barve (preskok pri pH = 5). Iz razlike med slepo vrednostjo in vzorcem smo izračunali izmenljivo kislost tal.

3.6.1.1 Določanje skupne vsebnosti TK v tleh

Skupno vsebnost TK v talnih vzorcih smo določili po razkroju z zlatotopko (SIST ISO 11466, 1995; ISO/DIS 11047, 1995). Talne vzorce (< 2 mm) smo dodatno strli v ahadni terilnici in presejali skozi plastično sito (150 mm). V reakcijsko posodo smo natehtali 3 g vzorca, navlažili s približno 0,5–1 ml vode in dodali 21 ml HCl in 7 ml HNO_3 . Reakcijske posode smo opremili s povratnimi hladilniki in pustili 16 ur pri sobni temperaturi ter nato segrevali 2 uri. Po končanem razklopu smo ekstrakte prefiltrirali v 100 ml bučke in dopolnili z deionizirano vodo. V ekstraktih smo Zn pomerili z metodo AAS (Perkin Elmer 1100). Kontrolo analitskih postopkov smo zagotovili s slepimi vzorci in standardnim referenčnim materialom (Quevauviller in sod., 1996).

3.6.2 Analiza rastlinskega tkiva

Zn v rastlinskem tkivu smo določili po mikrovalovnem razkroju s koncentracijo HNO_3 . V reagenčno posodo smo natehtali 250–300 mg suhega rastlinskega tkiva in ga prelili z 2 ml HNO_3 (65 %) in 2 ml deionizirane vode. Posode smo zaprli in vzorce razkrojili v mikrovalovni pečici (MDS-2000). Po končanem razkroju smo vzorce ohladili in razredčili na 25 ml. Vsebnost Zn smo določili z metodo plamenske absorpcijske spektrometrije (FAAS) oz. pri nizkih koncentracijah Zn z elektrotermično metodo atomske absorpcijske spektrometrije (ETAAS, Perkin Elmer, Zeeman 5100). Kontrolo analitskih postopkov smo zagotovili s slepimi vrednostmi in standardnim referenčnim materialom (Griepink, 1987).

3.8 STATISTIČNA ANALIZA PODATKOV

Podatke meritev in kemijskih analiz smo statistično analizirali z računalniškim programskim orodjem Microsoft Excel, opisno statistiko pa smo izvedli z računalniškim programom Statgraphic 4.0 in Microsoft Excel. Povezanost med vsebnostjo Zn v tleh in vseh treh testnih rastlinah smo pojasnjevali s koeficientom korelacije.

4 REZULTATI Z RAZPRAVO

4.1 PEDOLOŠKE LASTNOSTI TAL

Na lokacijah, kjer smo vzorčili, v splošnem prevladujejo evtrična rjava tla, ki so nastala na rečnem aluviju Savinje.

Organske snovi je največ v zgornjem sloju (v globini 0–5 cm), in sicer 4–17,6 % (povprečje je 8,5 %), v srednjem sloju (v globini 5–10 cm) je organske snovi 0–9,2 % (povprečje je 5,2 %), v spodnjem sloju (v globini 10–20 cm) pa 0–9,7 % (povprečje 4,8 %). Sorazmerno velike koncentracije organske snovi v tleh lahko pojasnimo z rabo tal. Vse vzorčene površine so pokrite s travno rušo (travniki ali zelenice).

Tla imajo predvsem ilovnato teksturo z deležem gline v razponu 10–32 % v globini 0–5 cm, 7,9–36,6 % v globini 5–10 cm in 7,9–38,6 % v globini 10–20 cm. Vsebnost gline je eden od parametrov, ki vplivajo na dostopnost TK rastlinam. V tleh z večjim deležem gline lahko pričakujemo manjši sprejem v rastline.

CEC po globini tal v povprečju pada, vrednosti pa so 25,1–56,8 mmol_c 100 g⁻¹ v globini 0–5 (povprečje 37), 18,6–55 mmol_c 100 g⁻¹ v globini 5–10 cm (povprečje 35,3) in 19,9–55 mmol_c 100 g⁻¹ v globini 10–20 cm (povprečje 34,1).

V globini 0–5 cm so vrednosti talnega pH med 4,6 in 7,2, v globini 5–10 cm med 4,7 in 7,3, v globini 10–20 cm pa med 4,7 in 7,4. pH vrednost se po posameznih globinah bistveno ne spreminja. Mediana je na vseh treh globinah enaka, in sicer 6,8, kar pomeni, da prevladujejo nevtralna tla. Vrednosti pH po vseh globinah so medsebojno primerljive. Na nekaterih vzorčnih točkah so tla zelo kislja, saj je bila najnižja izmerjena vrednost 4,6. Najvišja vrednost talnega pH pa je bila le malo nad nevtralnim, in sicer 7,4. Vrednosti talnega pH po posameznih točkah in globinah so prikazane na Sliki 9.



Slika 9: Vrednosti talnega pH po posameznih vzorčnih točkah in globinah

4.2 Zn V TLEH

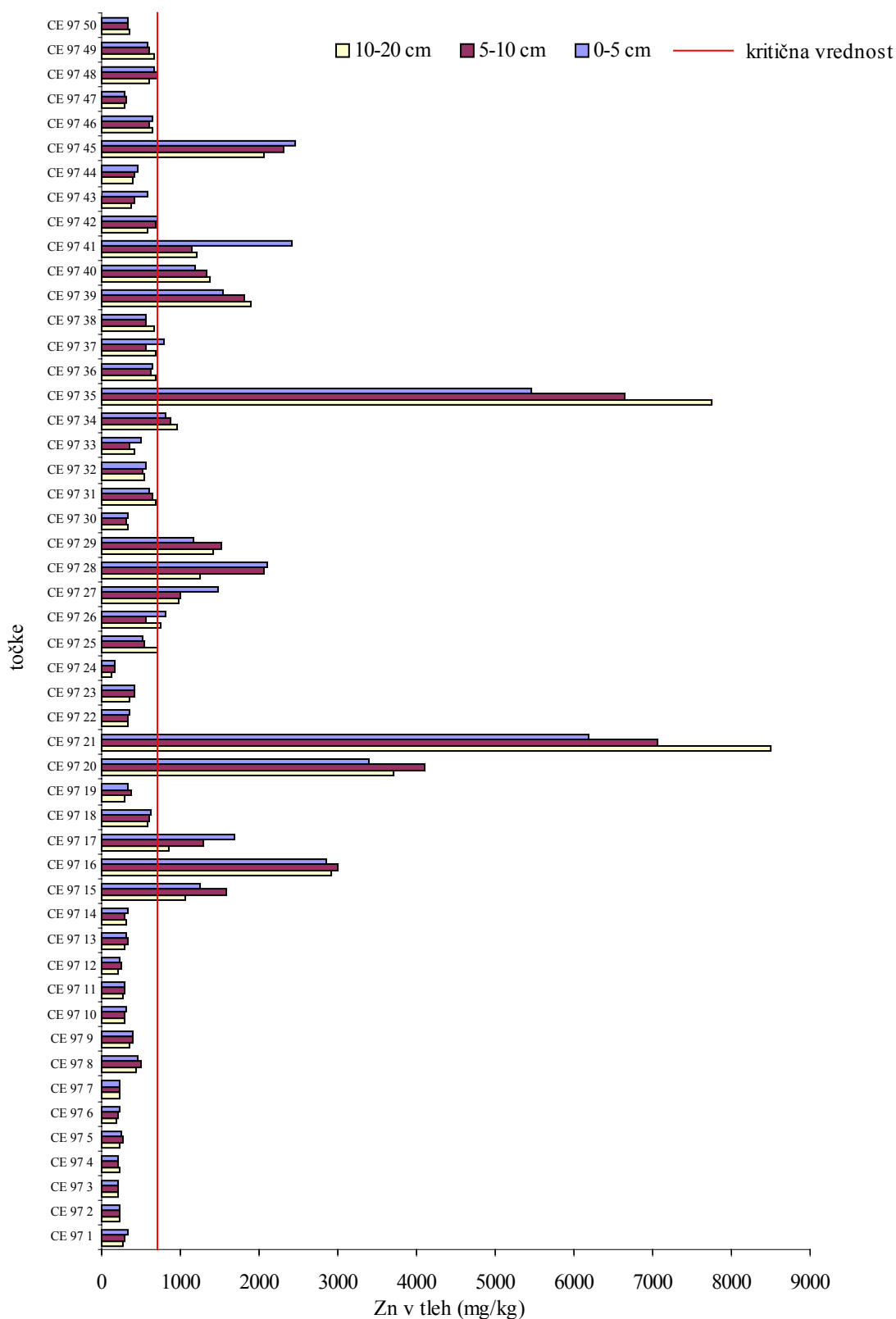
Na vseh 50 lokacijah smo na treh globinah določili vsebnosti Zn v tleh (mg kg^{-1} suhih tal). Vsebnosti Zn v tleh so povečane, v zgornjem sloju je mejna koncentracija presežena na 49 lokacijah, opozorilna na 42 lokacijah in kritična imisijska vrednost Zn v tleh na 16 lokacijah. Podobno velja tudi za spodnji dve globini. V zgornjih plasteh so koncentracije Zn v tleh $170\text{--}6178 \text{ mg kg}^{-1}$ suhih tal, v srednjih $163\text{--}7060 \text{ mg kg}^{-1}$ suhih tal in v spodnjih plasteh $128\text{--}8500 \text{ mg kg}^{-1}$ suhih tal. Vsebnosti Zn v tleh po posameznih vzorčnih točkah in globinah so prikazane na Sliki 10.

Preglednica 7: Povprečne, srednje, minimalne in maksimalne vrednosti, število ponovitev ter variacijski razmik vsebnosti Zn v tleh na treh globinah na 50 vzorčnih točkah urbanega območja Celje. Prikazano je tudi število lokacij, ki presegajo mejno, opozorilno in kritično imisijsko vrednost Zn v tleh glede na slovensko zakonodajo.

Zn v tleh	0–5 cm	5–10 cm	10–20 cm
Število ponovitev	50	50	50
Povprečje	991	1009	1015
Mediana	569	531	559
Minimum	170	163	128
Maksimum	6178	7060	8500
Variacijski razmik	6008	6897	8372
n > mejna vrednost	49	49	48
n > opozorilna vrednost	42	39	37
n > kritična vrednost	16	14	15

Na devetih vzorčnih točkah koncentracija Zn narašča z globino. Nasprotno na 15 lokacijah koncentracije po globini padajo. Na ostalih vrednosti po globinah ne kažejo trenda rasti ali padanja, izstopa srednja globina ali pa so koncentracije zelo izenačene. Povprečne vrednosti vsebnosti Zn z globino minimalno naraščajo (Preglednica 7), mediana pa je največja v globini 0–5 cm (569), sledi globina 10–20 cm (559), najmanjša pa je na globini 5–10 cm (531).

Neizenačeno spreminjanje vsebnosti Zn z globino je težko obrazložiti, ker je trenutna vsebnost rezultat različnih procesov. Tako na eni strani zračne imisije in zadrževanje Zn na organski snovi tal pripomorejo k zadrževanju Zn v zgornjem sloju tal, na drugi strani pa ob predpostavki, da ni več tako močnega izvora onesnaženja s Zn (postopno prenehanje metalurške dejavnosti v Cinkarni Celje po letu 1970) in da se je lahko del Zn tudi spral v nižje plasti tal, lahko zagovarjamo trend naraščanja vsebnosti Zn z globino tal. Dejstvo je tudi, da na tla v mnogih primerih vplivajo ljudje (so premešana, dodani so nanosi žindre), kar še otežuje razlago.



Slika 10: Vsebnost Zn (mg kg^{-1}) v tleh po posameznih vzorčnih točkah in globinah

Točke 20, 21 in 35 imajo zelo visoke vrednosti Zn (Slika 10), ki se po globinah razlikujejo tudi za več kot 2000 mg kg⁻¹ suhih tal. Vzrokov za tako visoko vrednost je lahko več. Možna razlaga je v antropogenem nanosu materiala (žlindre iz obratov Cinkarne). Zato tla niso homogena in vsebujejo dele z visoko vsebnostjo Zn. Pri vzorčenju smo mesta, za katera bi lahko trdili, da so bila nasuta, opazili predvsem v okolici stanovanjskih blokov.

4.3 Zn V RASTLINAH

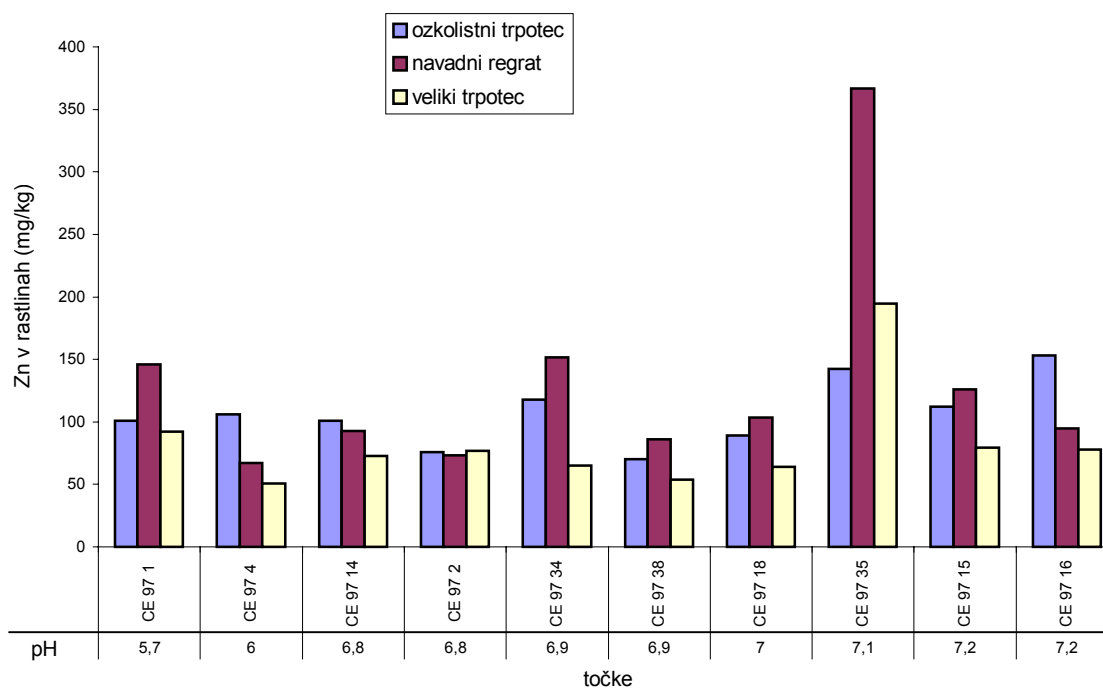
Ozkolistni trpotec smo našli na vseh 50 lokacijah, regrat na 29 lokacijah, veliki trpotec pa na 15 lokacijah. Slike 11, 12, 13, 14 kažejo primerjavo med rastlinami, za vsako točko na globini 0–5 cm pa je prikazan tudi pH.

Na desetih lokacijah smo našli vse tri rastline (Slika 11). Na osmih skupnih lokacijah so listi velikega trpotca vsebovali manjše koncentracije Zn kot listi ostalih dveh rastlin. Na šestih lokacijah je največje koncentracije Zn vseboval regrat, na treh lokacijah pa ozkolistni trpotec. Na devetih lokacijah je regrat vseboval več Zn kot veliki trpotec (Slika 14).

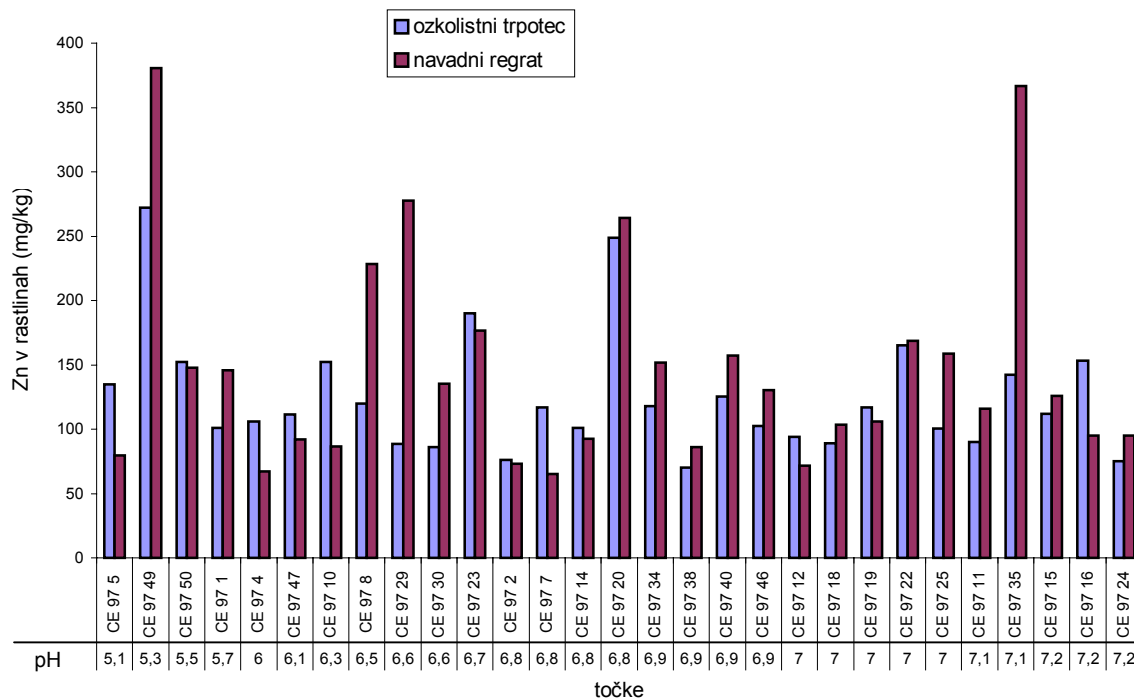
Na 29 lokacijah smo našli tako regrat kot ozkolistni trpotec. Primerjava med regratom in ozkolistnim trpotcem (Slika 12) ni pokazala nekega pravila; na 12 lokacijah je bila večja vsebnost Zn v regratu, na 17 pa v ozkolistnem trpotcu.

Na 15 lokacijah smo našli obe vrsti trpotca. Na 13 lokacijah smo večje koncentracije Zn izmerili v ozkolistnem trpotcu, na dveh pa v velikem trpotcu.

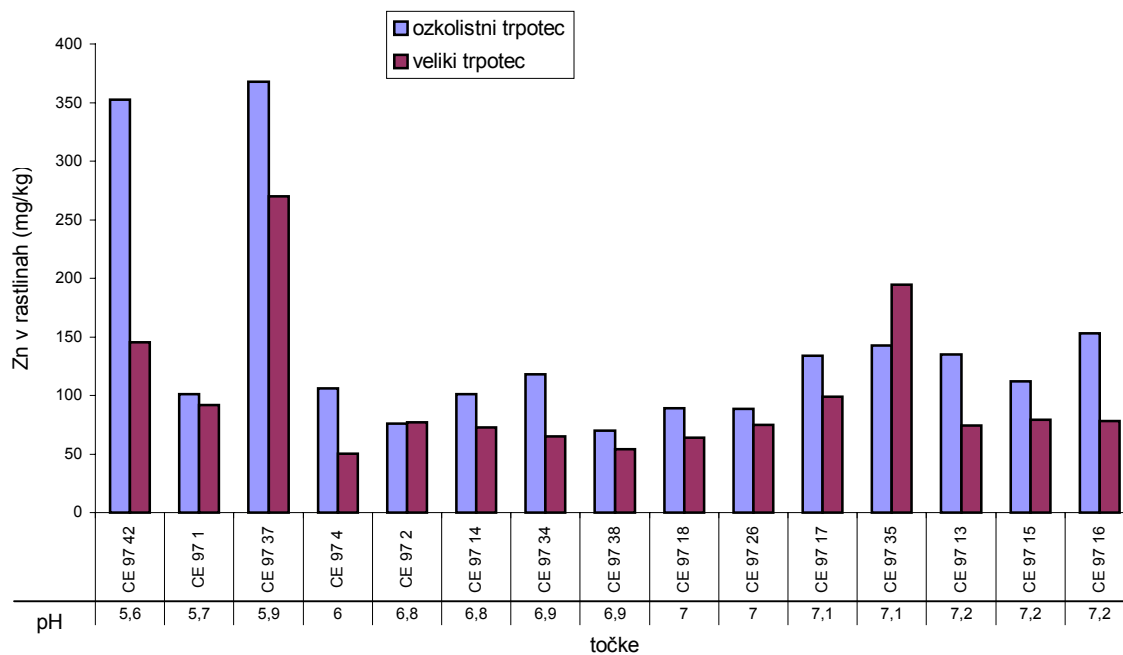
Koncentracije Zn v ozkolistnem trpotcu so bile od 70–698 mg kg⁻¹ suhe snovi, v navadnem regratu 65–380 mg kg⁻¹ suhe snovi in v velikem trpotcu 50–270 mg kg⁻¹ suhe snovi (Slike 11, 12, 13, 14). V povprečju je bila koncentracija Zn v listih ozkolistnega trpotca 173,8 mg kg⁻¹ suhe snovi, v listih navadnega regrata 146,3 mg kg⁻¹ suhe snovi in v listih velikega trpotca 99,4 mg kg⁻¹ suhe snovi.



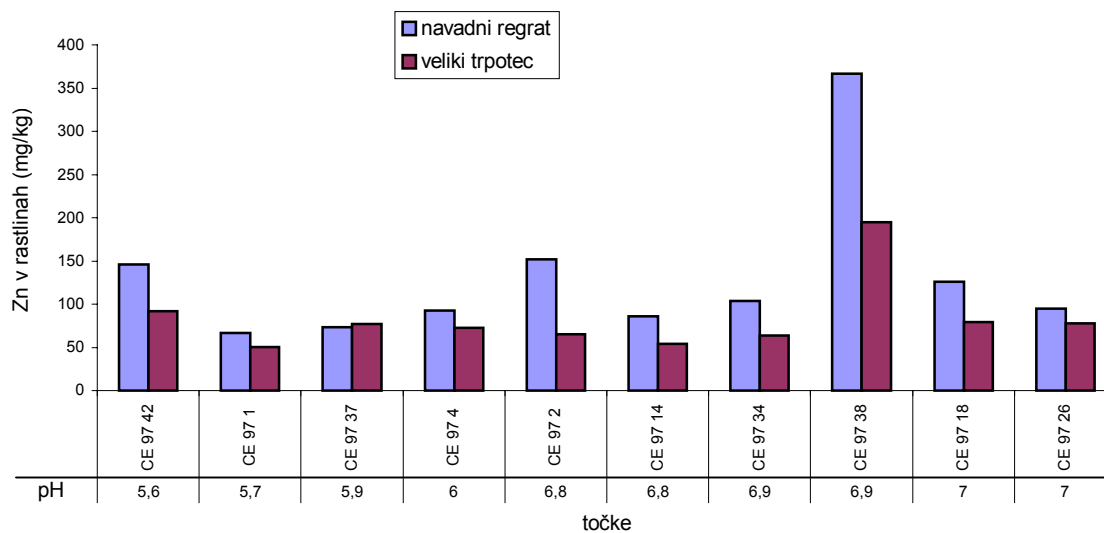
Slika 11: Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v rastlinah na lokacijah, kjer so bile nabrane vse tri rastline, in pH vrednosti na posameznih točkah



Slika 12: Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v ozkolistnem trpotcu (*Plantago lanceolata* L.) in navadnem regratu (*Taraxacum officinale* L.) na lokacijah, kjer sta bili nabrani obe rastlini, in pH vrednosti na posameznih točkah

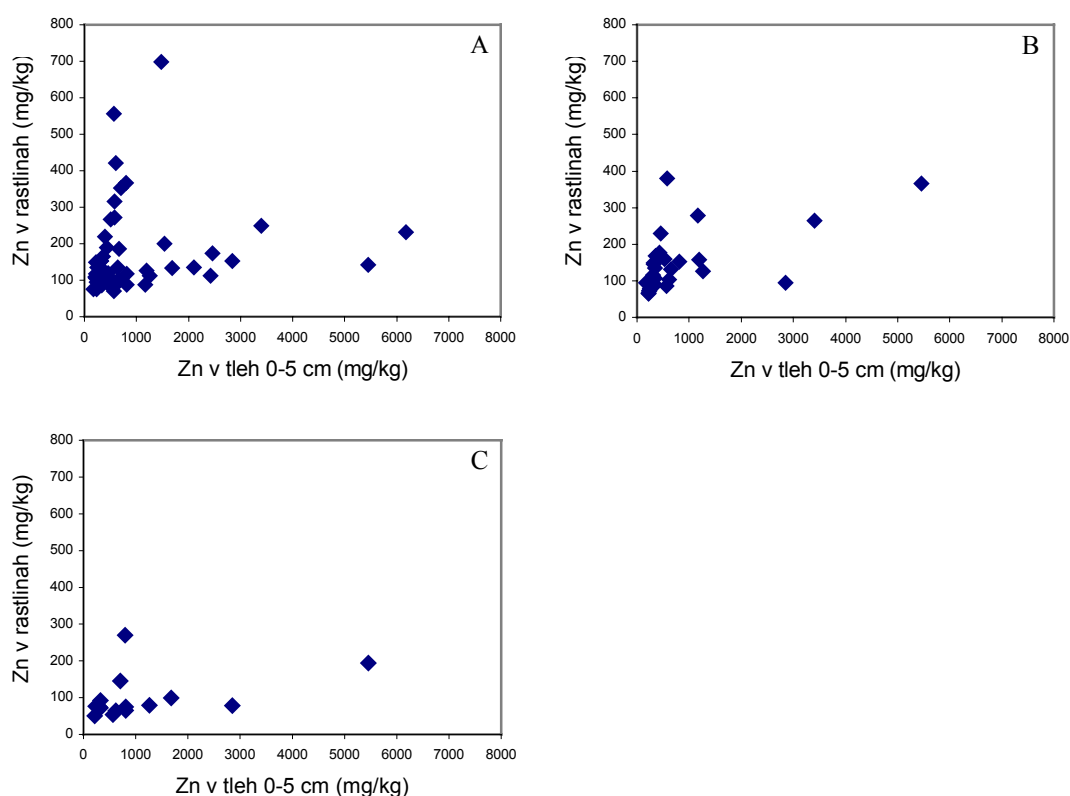


Slika 13: Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v ozkolistnem trpotcu (*Plantago lanceolata* L.) in velikem trpotcu (*Plantago major* L.) na lokacijah, kjer sta bili nabrani obe rastlini, in pH vrednosti na posameznih točkah

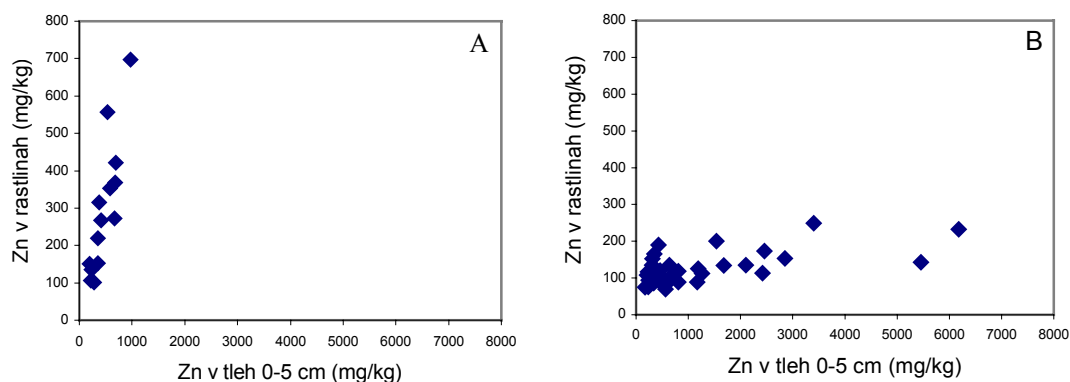


Slika 14: Koncentracije Zn (mg kg^{-1}) v navadnem regratu (*Taraxacum officinale* L.) in velikem trpotcu (*Plantago major* L.) na lokacijah, kjer sta bili nabrani obe rastlini, in pH vrednosti na posameznih točkah

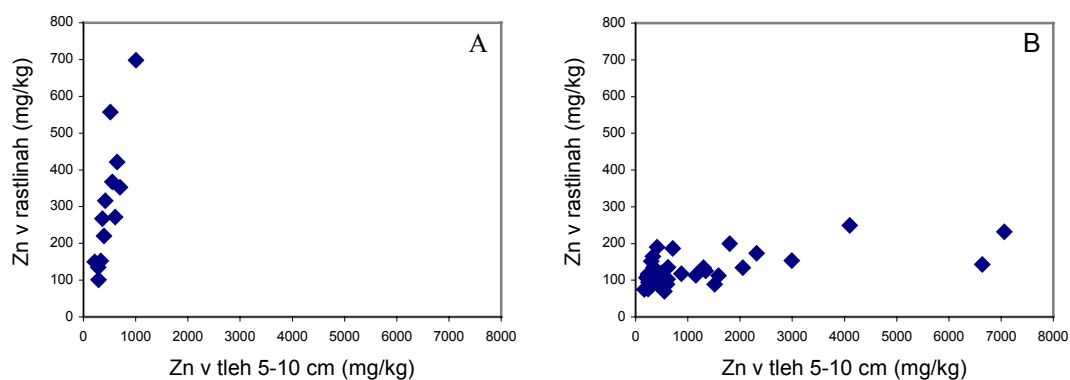
Želeli smo ugotoviti zvezo med vsebnostjo Zn v tleh in vsebnostjo Zn v rastlinah (Slika 15). Pri ozkolistnem trpotcu sta izraziti dve skupini podatkov. Pri navadnem regratu in velikem trpotcu pa lahko rečemo, da so prikazane vrednosti bolj razpršene, vendar bi se pri večjem številu podatkov lahko pokazala tudi podobna slika kot pri ozkolistnem trpotcu. Predvidevali smo, da poleg vsebnosti Zn v tleh na sprejem vplivajo tudi ostali talni dejavniki, predvsem pH tal, zato smo v nadaljevanju iskali povezavo pri dveh različnih vrednostih talnega pH, ki smo ju določili tako, da smo čim bolj učinkovito razdelili obe skupini podatkov (Slike 16–24).



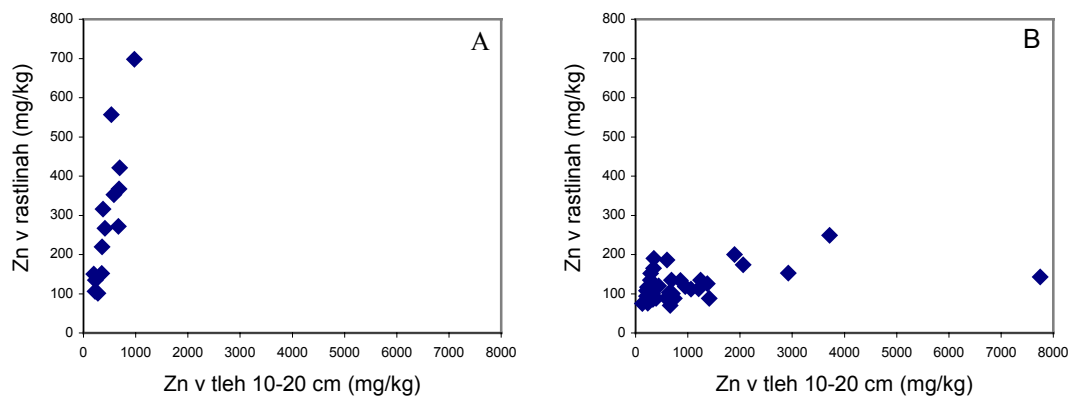
Slika 15: Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm ter v listih ozkolistnega trpotca (*Plantago lanceolata* L.) (A), navadnega regrata (*Taraxacum officinale* L.) (B) in velikega trpotca (*Plantago major* L.) (C)



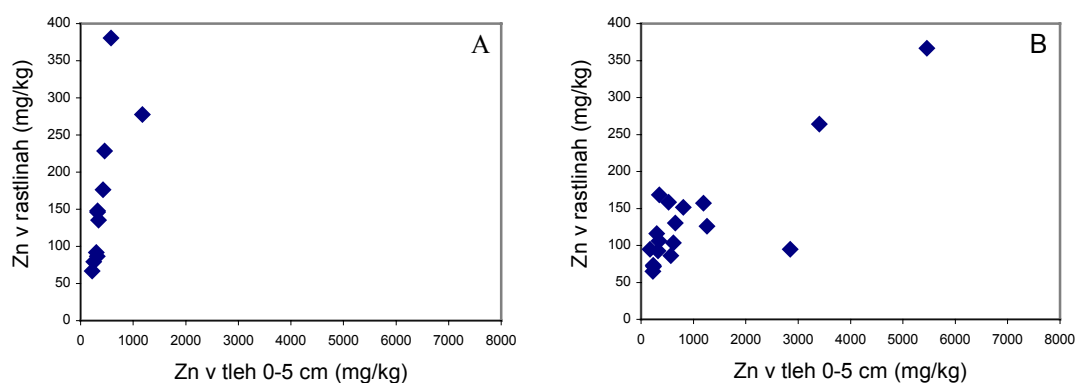
Slika 16: Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm in v listih ozkolistnega trpotca (*Plantago lanceolata* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)



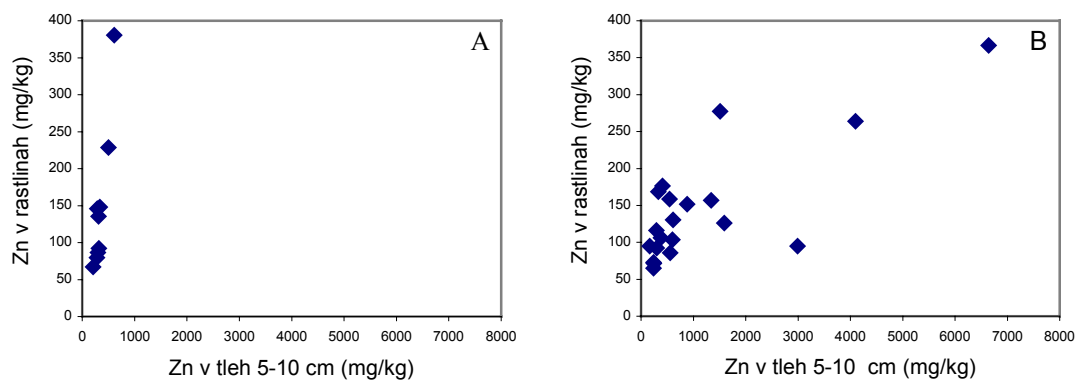
Slika 17: Vsebnosti Zn v tleh na globini 5–10 cm in v listih ozkolistnega trpotca (*Plantago lanceolata* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)



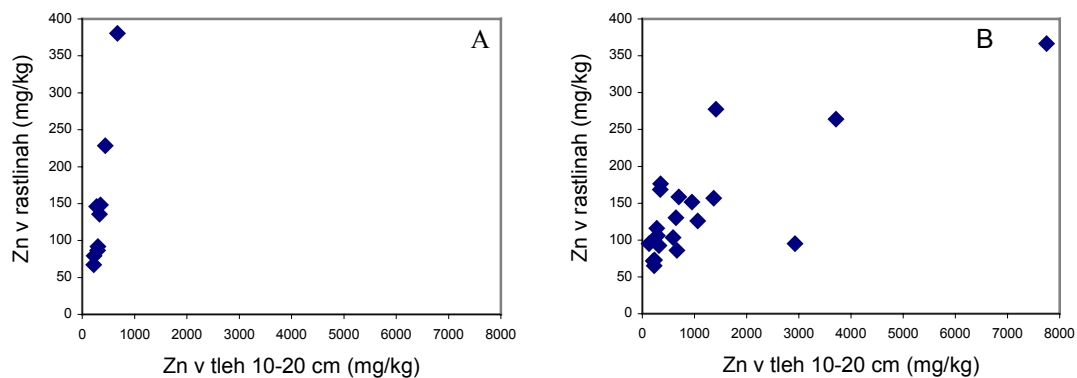
Slika 18: Vsebnosti Zn v tleh na globini 10–20 cm in v listih ozkolistnega trpotca (*Plantago lanceolata* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)



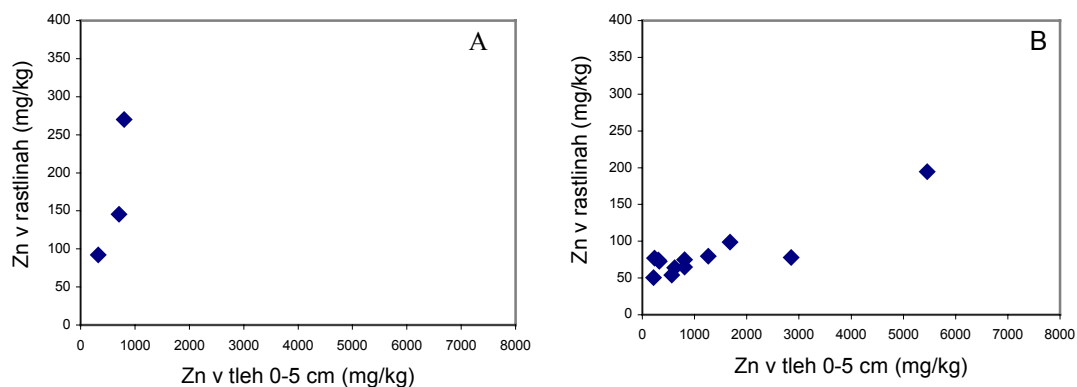
Slika 19: Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm in v listih navadnega regrata (*Taraxacum officinale* L.) pri pH območju 4–6,7 (A) in pri pH območju 6,8–8 (B)



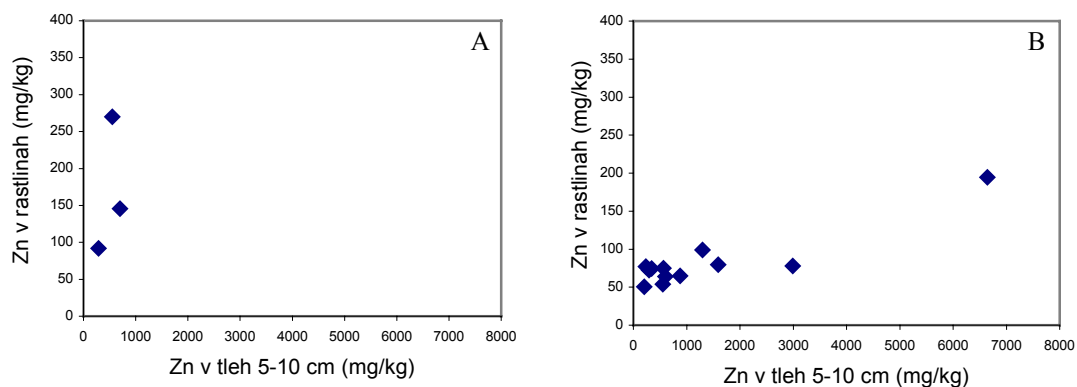
Slika 20: Vsebnosti Zn v tleh na globini 5–10 cm in v listih navadnega regrata (*Taraxacum officinale* L.) pri pH območju 4–6,7 (A) in pri pH območju 6,8–8 (B)



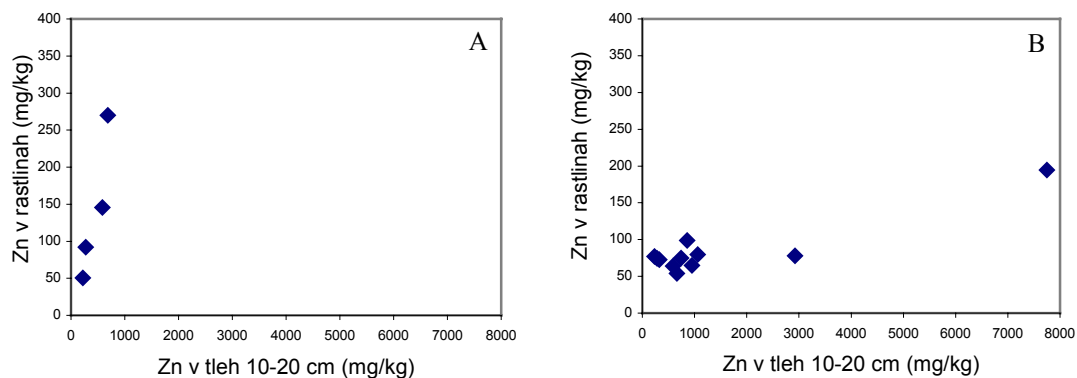
Slika 21: Vsebnosti Zn v tleh na globini 10–20 cm in v listih navadnega regrata (*Taraxacum officinale* L.) pri pH območju 4–6,7 (A) in pri pH območju 6,8–8 (B)



Slika 22: Vsebnosti Zn v tleh na globini 0–5 cm in v listih velikega trpotca (*Plantago major* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)



Slika 23: Vsebnosti Zn v tleh na globini 5–10 cm in v listih velikega trpotca (*Plantago major* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)



Slika 24: Vsebnosti Zn v tleh na globini 10–20 cm in v listih velikega trpotca (*Plantago major* L.) pri pH območju 4–6 (A) in pri pH območju 6,1–8 (B)

Izračunali smo regresijske zveze med vsebnostjo Zn v posameznih rastlinah in vsebnostjo Zn v tleh za vse tri globine, za vse podatke skupaj in ločeno glede na talni pH. Glede na vrednosti talnega pH smo vzorčne točke razdelili v dve skupini. Ozkolistni trpotec in veliki trpotec smo razdelili na točke z nižjim pH ($\text{pH} \leq 6,0$) in točke z višjim pH ($\text{pH} > 6,0$). Tudi pri regratu smo razdelili podatke na dve skupini. Pokazalo se je, da je za boljšo delitev podatkov potrebno izbrati nekoliko drugačno razdelitev in sicer: točke s $\text{pH} \leq 6,7$ in točke s $\text{pH} > 6,7$. Podatki so prikazani v Preglednici 8.

Kot smo predvidevali že na osnovi grafikona, ki prikazuje koncentracije Zn v ozkolistnem trpotcu in vsebnost Zn tleh za vse lokacije, ni statistično značilnih zvez med obema spremenljivkama za vse tri globine ($r_{0-5} = 0,11$, $r_{5-10} = 0,07$, $r_{10-20} = 0,07$) (Preglednica 8) kadar analiziramo vse podatke skupaj. Pri pH območju $\leq 6,0$ je zveza med Zn v listih ozkolistnega trpotca in Zn v tleh statistično značilna za vse tri globine, in sicer najboljše za globino 10–20 cm ($r = 0,87$). Nekoliko slabše, a še vedno statistično značilne so zveze med vsebnostjo Zn v listih ozkolistnega trpotca in Zn v tleh za vse tri globine pri pH območju $> 6,0$ (Preglednica 8). Žal je število točk s $\text{pH} \leq 6,0$ samo 15, kar poslabša kakovost regresijske analize.

Pri regratu obstajajo statistično značilne zveze med koncentracijo Zn tleh in koncentracijo Zn v listih, tudi če upoštevamo vse lokacije, kjer smo našli regrat (29) ne glede na talni pH za vse tri globine ($r_{0-5} = 0,57$, $r_{5-10} = 0,59$, $r_{10-20} = 0,60$) (Preglednica 8). Vendar sta zvezi boljši, če razdelimo podatke glede na pH tal. Pri pH območju $\leq 6,7$ je zveza med Zn v listih regrata in Zn v tleh statistično značilna za vse tri globine. Najboljša je za globino 10–20 cm ($r = 0,98$), za globino 5–10 cm je 0,95, slabša, vendar še vedno značilna pa je na globini 0–5 cm (0,69). Tudi pri vrednostih $\text{pH} > 6,7$ je zveza med Zn v tleh in Zn v regratu statistično značilna za globino 0–5 cm ($r = 0,84$), na globini 5–10 in 10–20 pa nekoliko slabša ($r_{5-10} = 0,77$, $r_{10-20} = 0,78$). Zavedati se moramo, da je število podatkov za regrat pri ločenih pH vrednostih (9 za območje $\text{pH} \leq 6,7$ in 20 za območje $\text{pH} > 6,7$) premajhno za zanesljivo sklepanje o taki zvezi, še posebno za območje z nižjim pH. Pri obdelavi podatkov smo opazili, da smo regrat redkeje našli v tleh z nižjim pH kot v tleh z višjim, kar bi bilo vsekakor treba preveriti z vnovičnim vzorčenjem na terenu in s hidroponskimi poskusi pri različnih pH.

Pri velikem trpotcu smo imeli samo 15 podatkov, s katerimi smo računali zvezo med koncentracijo Zn v tleh in Zn v rastlinah. Za vse podatke skupaj zveza ni bila statistično značilna, ko pa smo podatke razdelili glede na pH, smo dobili samo štiri oz. tri podatke za $\text{pH} \leq 6,0$ in 11 oz. 12 podatkov za $\text{pH} > 6,0$, kar je premalo za ugotavljanje regresijskih zvez. Koeficienti r so zgolj informativno podani v Preglednici 8 in kažejo na določene trende. Tako kot pri regratu bi bilo tudi za veliki trpotec treba vnovično vzorčiti in izvesti poskuse v nadzorovanih razmerah.

Preglednica 8: Koeficienti korelacije med vsebnostjo Zn v tleh po globinah in rastlinah za vse točke in za posamezna pH območja

Ozkolistni trpotec			
	pH tal	št. vzorcev	r
Zn v tleh 0–5 cm	celotno pH območje	50	0,11
	pH ≤ 6,0	15	0,85 *
	pH > 6,0	35	0,61 *
Zn v tleh 5–10 cm	celotno pH območje	50	0,07
	pH ≤ 6,0	13	0,86 *
	pH > 6,0	37	0,59 *
Zn v tleh 10–20 cm	celotno pH območje	50	0,07
	pH ≤ 6,0	14	0,87 *
	pH > 6,0	36	0,55 *
Navadni regrat			
Zn v tleh 0–5 cm	celotno pH območje	29	0,57 *
	pH ≤ 6,7	11	0,69 **
	pH > 6,7	18	0,84 *
Zn v tleh 5–10 cm	celotno pH območje	29	0,59*
	pH ≤ 6,7	9	0,95*
	pH > 6,7	20	0,77*
Zn v tleh 10–20 cm	celotno pH območje	29	0,60 *
	pH ≤ 6,7	9	0,98*
	pH > 6,7	20	0,78*
Veliki trpotec			
Zn v tleh 0–5 cm	celotno pH območje	15	0,41
	pH ≤ 6,0	4	0,91 ***
	pH > 6,0	11	0,90*
Zn v tleh 5–10 cm	celotno pH območje	15	0,38
	pH ≤ 6,0	3	0,45
	pH > 6,0	12	0,91 *
Zn v tleh 10–20 cm	celotno pH območje	15	0,41
	pH ≤ 6,0	4	0,92 ***
	pH > 6,0	11	0,92*

* obstaja statistično značilna zveza med vsebnostjo Zn v tleh in rastlini ($\alpha = 0,01$)** obstaja statistično značilna zveza med vsebnostjo Zn v tleh in rastlini ($\alpha = 0,05$)*** obstaja statistično značilna zveza med vsebnostjo Zn v tleh in rastlini ($\alpha = 0,1$)

5 SKLEPI

Na podlagi meritev Zn v tleh lahko trdimo, da so tla v urbanem delu Celja z ožjo okolico močno onesnažena s Zn. Zgornje plasti tal vsebujejo 170–6178 mg kg⁻¹ Zn.

Izbrane rastline sprejemajo Zn v nadzemne dele. Ozkolistni trpotec je vseboval 70–698 mg Zn kg⁻¹ suhe snovi, navadni regrat 65–380 mg Zn kg⁻¹ suhe snovi in veliki trpotec 50,5–270 mg Zn kg⁻¹ suhe snovi. Na točkah, kjer smo lahko vzorčili vse tri rastline, so listi velikega trpotca vsebovali nižje koncentracije Zn kot ostali dve rastlini. Primerjava med regratom in ozkolistnim trpotcem pa ni pokazala nekega pravila; na nekaterih lokacijah je bila večja vsebnost Zn v regratu, na drugih pa v ozkolistnem trpotcu.

Poleg koncentracije Zn v tleh na sprejem Zn v rastline vpliva talni pH. Pokazalo se je, da je pri nižjih vrednostih pH v tleh (< 6,0) sprejem Zn v vse tri izbrane rastline večji kot pri višjem talnem pH. To je bilo najbolj izrazito pri ozkolistnem trpotcu.

Ugotovili smo statistično značilne regresijske zveze med vsebnostjo Zn v listih testnih rastlin in talnim Zn tako za ozkolistni trpotec, če smo podatke obravnavali ločeno za visoke in nizke vrednosti pH (in sicer za obe območji pH v tleh), kot tudi za regrat. Pri regratu so bile regresijske zveze statistično značilne tako za vse podatke skupaj kot za ločene na dve pH območji.

Na osnovi predstavljene študije ne moremo zaključiti, katera izmed preučevanih rastlin je najbolj primerna kot bioindikator s Zn onesnaženih tal. Vendar podatki kažejo, da je navadni regrat bolj primeren kot ozkolistni trpotec, ker sprejem Zn v liste ni tako odvisen od talnega pH. Za izbor indikatorske rastline bi bile potrebne še dodatne raziskave v nadzorovanih razmerah (lončni, hidroponski poskusi), ki bi potrdile vpliv pH na rast (pojavljanje posamezne vrste) in na sprejem Zn v nadzemne dele rastlin. Da bi dobili bolj natančne podatke o korelaciji med vsebnostjo Zn v tleh in vsebnostjo Zn v rastlinah, bi morali vzorce tal odvzeti neposredno ob koreninah.

V nadaljnjih raziskavah bi morali preveriti tudi vpliv ostalih talnih parametrov na mobilnost TK v sistemu tla – rastlina.

6 POVZETEK

Onesnaževanje okolja je ena od posledic človekovih dejavnosti. V diplomskem delu obravnavamo onesnaženost tal s Zn, ki tako kot druge TK lahko prehaja v prehranjevalno verigo. Zn ima tako pozitivne kot negativne učinke na organizme: v ustreznih količinah je mikrohranilo, v prevelikih koncentracijah pa je toksičen.

Na dostopnost Zn rastlinam vplivajo talni parametri, kot so celokupna vsebnost v Zn v tleh, pH, organska snov, kationska izmenjevalna kapaciteta (CEC), mikrobiološka aktivnost in vodni režim. Pomembni pa so tudi drugi dejavniki, kot so podnebne razmere (temperatura, osvetlitev) ter interakcije med Zn in drugimi makro in mikro hranili v tleh, ki prav tako vplivajo na dostopnost rastlinam. Dostopnost TK rastlinam lahko ocenjujemo s pomočjo različnih ekstrakcij tal oz. neposredno z analizami rastlin, ki rastejo na onesnaženih tleh.

V diplomskem delu smo ugotavljali vsebnost Zn v tleh ter v ozkolistnem trpotcu (*Plantago lanceolata* L.), velikem trpotcu (*Plantago major* L.) in navadnem regratu (*Taraxacum officinale* L.) z območja MO Celje. Želeli smo preveriti, ali bi bila katera izmed izbranih rastlin primeren bioindikator onesnaženosti tal.

S pomočjo mreže 500 x 500 m smo izbrali 50 lokacij (travniki ali zelenice) v mestu Celje z ožjo okolico. Vsaka vzorčna lokacija je bila krog premera 50 m, znotraj katerega smo na treh globinah (0–5, 5–10 in 10–20 cm) nabrali povprečni vzorec tal in liste izbranih testnih rastlin. Določili smo osnovne pedološke lastnosti tal ter vsebnost Zn v tleh (po razkroju z zlatotopko) in listih izbranih rastlin (po razkroju s HNO₃).

Ugotovili smo, da so tla zaradi delovanja Cinkarne Celje močno onesnažena s Zn. Vsebnosti Zn v tleh so bile povečane na vseh 50 vzorčnih točkah. V zgornjem sloju je bila mejna koncentracija presežena na 49 lokacijah, opozorilna na 42 lokacijah in kritična imisijska vrednost na 16 lokacijah. Podobno velja tudi za spodnji dve globini. V zgornjih plasteh so bile koncentracije Zn v tleh 170–6178 mg kg⁻¹ suhih tal, v srednjih 163,0–7060,0 mg kg⁻¹ suhih tal in v spodnjih plasteh 128–8500 mg kg⁻¹ suhih tal.

Koncentracije Zn v ozkolistnem trpotcu so bile od 70–698 mg kg⁻¹ suhe snovi, v navadnem regratu 65–380 mg kg⁻¹ suhe snovi in v velikem trpotcu 50–270 mg kg⁻¹ suhe snovi. Ozkolistni trpotec smo našli na vseh 50 lokacijah, regrat na 29 lokacijah, veliki trpotec pa na 15 lokacijah. Na točkah, kjer smo lahko vzorčili vse tri rastline, so listi velikega trpotca vsebovali nižje koncentracije Zn kot ostali dve rastlini, primerjava med regratom in ozkolistnim trpotcem pa ni pokazala katera rastlina ima boljši sprejem Zn v liste.

Poleg koncentracije Zn v tleh na sprejem Zn v rastline vpliva talni pH. Pokazalo se je, da je pri nižjih vrednostih pH v tleh (< 6,0) sprejem Zn v vse tri izbrane rastline večji kot pri višjem talnem pH. To je najbolj opazno pri ozkolistnem trpotcu.

Ugotovili smo statistično značilne regresijske zveze med vsebnostjo Zn v listih testnih rastlin in talnim Zn tako za ozkolistni trpotec, če smo podatke obravnavali ločeno za visoke in nizke vrednosti pH (in sicer za obe območji pH v tleh), kot tudi za regrat. Pri regratu so bile regresijske zveze statistično značilne tako za vse podatke skupaj kot za ločene na dve pH območji.

Na osnovi predstavljene študije ne moremo zaključiti, katera izmed preučevanih rastlin je najbolj primerna kot bioindikator onesnaženih tal s Zn. Vendar podatki kažejo, da je navadni regrat bolj primeren kot ozkolistni trpotec, ker sprejem Zn v liste ni tako odvisen od talnega pH. Za izbor indikatorske rastline bi bile potrebne še dodatne raziskave v nadzorovanih razmerah (lončni, hidroponski poskusi), ki bi potrdile vpliv pH na rast (pojavljanje posamezne vrste) in na sprejem Zn v nadzemne dele rastlin. Da bi dobili bolj natančne podatke o korelaciji med vsebnostjo Zn v tleh in vsebnostjo Zn v rastlinah, bi morali vzorce tal odvzeti neposredno ob koreninah. Predlagamo, da se v nadaljnjih raziskavah preveri tudi vpliv ostalih talnih parametrov na mobilnost TK v sistemu tla – rastlina.

7 VIRI

7.1 CITIRANI VIRI

- Adriano D. C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. New York, Springer-Verlag: 533 str.
- Aksoy A., Hale W. H. G., Dixon J. M. 1999. *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. as a biomonitor of heavy metals. *The Science of the Total Environment*, 226: 177–186.
- Aksoy A., Ozturk M. A. 1997. *Nerium oleander* L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments. *The Science of the Total Environment*, 205: 145–150.
- Alloway B. J. 1990. Heavy metals in soils. London, Blackie, John Wiley & Sons: 339 str.
- Barcelo J., Poschenrieder C. 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress. A review. *Journal of Plant Nutrition*, 13, 1: 1–37.
- Bergman W. 1992. Nutritional disorders of plants. Jena, Stuttgart, New York, Gustav Fisher Verlag: 741 str.
- Brüning F., Krieb K. H. 1993. Mosses as Biomonitors of Heavy Metal Contamination within Urban Areas. V: *Plants as Biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 395–401.
- Chen T. B., Wong J. W. C., Zhou H. Y., Wong M. H. 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution*, 96: 61–68.
- De natuur op en buiten de Universitaire Campus te Kortrijk, Foto's van flora en fauna. 2004. Katholieke Universiteit Leuven (4. okt. 2004).
<http://www.kulak.ac.be/nl/KULAKAlgemeen/Natuur> (16. dec. 2004)
- Djingova R., Kuleff I. 1993. Monitoring of heavy metal pollution by *Taraxacum officinale*. V: *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 435–460.
- Djingova R., Wagner G., Kuleff I. 1999. Screening of heavy metal pollution in Bulgaria using *Populus nigra* (L) "*Italica*". *The Science of the Total Environment*, 234: 175–184.
- Ernst W. H. O., 1993. Geobotanical and Biogeochemical Prospecting for Heavy Metal Deposits in Europe and Africa. V: *Plants as Biomonitors*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 107 – 126.
- Flathman P.E., Lanza G.R. 1998. Phytoremediation: current views on an emerging green technology. *Journal of Soil Contamination*, 7: 415–432.
- Garty J. 1993. Lichens as Biomonitors for Heavy Metal Pollution. V: *Plants as Biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 193–263.

- Griepink B. 1987. CRM 60, 61, 62. The additional certification of the content of aluminium in three plant materials. Brussels, Commission of the European Communities: 22 str.
- ISO/DIS 11047. Soil quality – Determination of cadmium, chromium, cobalt, copper, lead, manganese, nickel and zinc – Flame and electrothermal atomic absorption spectrometric methods. 1995: 7 str.
- ISO/DIS 11464. Kakovost tal – Priprava vzorcev za fizikalno-kemijske analize. 1996: 9 str.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1984. Trace elements in soils and plants. Boca Raton, Florida, USA, CRC Press, Inc.: 315 str.
- Kerin Ž. 1974. Ekološki parametri kontaminacije biosfere z industrijskimi ekshalacijami aerosolov svinca v Mežiški dolini. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za naravoslovje in tehnologijo, Oddelek za kemijo: 186 str.
- Kiekens L., 1990. Zinc. V: Heavy metals in soils. Alloway B.J. (ed.). London, Blackie, New York, John Wiley & Sons, 261–279.
- Leksikon Cankarjeve založbe. 1987. 5. izdaja. Ljubljana, Cankarjeva založba: 1080 str.
- Leksikoni Cankarjeve založbe – Kemija. 1986. Ljubljana, Cankarjeva založba: 268 str.
- Leštan D., 2002. Študijsko gradivo za dodiplomski študij ekopedologije, Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo: 268 str.
- Leštan D., Zupan M., Hudnik V., Lobnik F. 1997. Kemikalije v tleh. V: Kemizacija okolja in življenja-do katere meje? Lah A. (ed.). Ljubljana, Slovensko ekološko gibanje: 187–204.
- Lobnik F., Hrustel M., Zupan M., Vrščaj B., Hodnik A., Omerza V., Andoljšek L., Ruprecht J., Šporar M., Virant D., Vidic N., Prus T., Hudnik V., Kozak E., Vučko H., Bizjak M., Grgič I., Medved M., Lapajne S., Brumen S., Žerjal E., Vončina E., Štajnbaher D., Štancer A. 1991. Vpliv onesnaženosti tal na nekatere rastline na območju občine Celje. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo, Katedra za pedologijo, prehrano rastlin in ekologijo: 143 str.
- Lobnik F., Hrustel M., Zupan M., Vrščaj B., Ruprecht J., Šporar M., Hodnik A., Trobiš-Lednik M., Vidic N., Pus T., Virant D., Kočever H., Hudnik V., Vučko H., Bizjak M., Grgič I., Medved M., Lapajne S., Brumen S., Žerjal E., Vončina E., Štajnbaher D., Štancer A. 1989. Tematska karta onesnaženosti zemljišč Celjske občine. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, VTOZD za agronomijo, Katedra za pedologijo, prehrano rastlin in ekologijo: 159 str.
- Lobnik F., Zupan M., Hudnik V., Vidic N. J. 1994. Soil and Plant Pollution Case Study in Industrial Areas of Slovenia, Biogeochemistry of trace elements. Environmental Geochemistry and Health, 16: 287–300.
- Mamilovič J. 1987. Pleveli. Ljubljana, ČZP Kmečki glas: 140 str.
- Markert B. 1993. Plants as biomonitors, Weinheim, VCH: 644 str.

- Martinčič A., Wraber T., Jogan N., Ravnik V., Podobnik A., Turk B., Vreš B. 1999. Mala flora Slovenije: ključ za določanje praprotnic in semenk. 3. dopolnjena in spremenjena izdaja. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije: 845 str.
- Oliver M. A. 1997. Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, 48: 573–592.
- Pichtel J., Sawyerr H. T., Czarnowska K. 1997. Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environmental Pollution*, 98: 169–174.
- Project Runeberg 1997. Lindman C. A. M. – Bilder ur Nordens Flora (2. jan. 2005).
<http://runeberg.org/nordflor> (2. jan. 2005)
- Prpić-Majić D., Fugaš M., Souvent P., Sušnik J., Šarić M. 1996. Istraživanja olova, kadmija i cinka u dolini rijeke Meže. Institut za medicinska istraživanja i medicinu rada, Zagreb: 149 str.
- Quevauviller P., Muntau H., Fortunati U., Vercoutere K. 1996. CRM 141 R. The certification of the total contents (mass fractions) of Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn and the aqua regia soluble contents (mass fractions) of Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in a calcareous loam soil. Brussels, European commission: 81 str.
- Ross M. S. 1994. Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. V: Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: 3–25.
- SIST ISO 10390. Kakovost tal – Ugotavljanje pH. 1996: 5 str.
- SIST ISO 11466. Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia. 1995: 6 str.
- SIST ISO 14235. Kakovost tal – Določanje organskega ogljika z oksidacijo v kromžvepleni kislini. 1995: 5 str.
- Soil survey laboratory methods manual. 1992. United states department of agriculture. Soil Conservation service, National soil survey center: 400 str.
- Souvent, P. 1992. Svinec, metalurgija svinca, okolje. Rudarsko metalurški zbornik, 39: 447–469.
- Streit B., Stumm W. 1993. Chemical Properties of Metals and the Process of Bioaccumulation in Terrestrial Plants. V: Plants as Biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 31–62.
- Stüber K. 1999. Prof. Dr. Thomé, Otto Wilhelm – Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz – in Wort und Bild für Schule und Haus (3. avg. 1999).
<http://www.mpiz-koeln.mpg.de/~stueber/thome/index.html> (16. dec. 2004)
- Taylor G. J. 1987. Exclusion of metals from the symplasm: A possible mechanism of metal tolerance in higher plants. *Journal of plant nutrition*, 10: 1213–1222.
- Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednostih nevarnih snovi v tleh. Ur. l. RS št. 68-5773/96.

- Verkleij J. A. C. 1993. The effects of Heavy metal stress on higher plants and their use as biomonitors. V: *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 417–424.
- Vidic N. J. Ivacič M., Zupan M. 1997. A case study of heavy metal pollution along roadways in Slovenia. V: *Fourth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 23–26. junij 1997. Berkeley, California. Iskandar I. K., Hardy S. E., Chang A. C., Pierzyski G. M. (eds.). *Extended abstracts*: 45–46.
- Walkenhorst A., Hagermeyer J., Breckle S. W. 1993. Passive Monitoring of Airborne Pollutants, Particularly Trace Metals, with Tree Bark. V: *Plants as Biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 523–540.
- Wittig R. 1993. General Aspects of Biomonitoring Heavy Metals by Plants. V: *Plants as Biomonitors*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 3–27.
- Wondratschek I., Röder U. 1993. Monitoring of Heavy Metals in Soil by Higher Fungi. V: *Plants as Biomonitors*. Markert B. (ed.). Weinheim, New York, Basel, Cambridge: 345–363.
- Zenk M. H. 1996. Heavy metal detoxification in higher plants—a review. *Gene*, 179: 21–30.
- Zupan M. 1999/2000. Izvorni načini onesnaženja tal. V: *Študijsko gradivo za dodiplomski študij ekopedologije*. Leštan D. (ur). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo.
- Žetko M. 2000. Vsebnost svinca v nekaterih kmetijskih rastlinah glede na stanje onesnaženosti tal. *Diplomska naloga*. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo: 69 str.

7.2 DRUGI VIRI

- Bartol T., Bradač J., Hočevar I., Koler-Povh T., Siard N., Stopar K. 2000. Navodila za oblikovanje pisnih diplomskih in podiplomskih izdelkov na biotehniški fakulteti univerze v Ljubljani. Ljubljana, Biotehniška fakulteta Univerze v Ljubljani: 23 str.
- Ćirić M. 1984. *Pedologija*. Sarajevo, SOUR »Svjetlost«, OOUR Zavod za udžbenike i nastavna sredstva: 311 str.
- Dudka S., 1994. Effect of concentrations of Cd and Zn in soil on spring wheat yield and the metal contents of the plants. *Water, air and soil pollution*, 76: 333–341.
- Gogala N. 1997. *Slikovno gradivo za študij fiziologije rastlin*. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 169 str.
- Grčman H. 2001. *Fitoekstrakcija onesnaženih tal s kontrolirano mobilizacijo težkih kovin*. Doktorska disertacija. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo: 98 str.
- Jackson M. L. 1962. *Soil chemical analysis*. New York, Prentice-Hall, inc. Englewood Cliffs: 498 str.

- Leksikon Cankarjeve založbe – okolje. 1985. Druga, popravljena izdaja. Ljubljana, Cankarjeva založba: 279 str.
- Leštan D., Hudnik V., Lobnik F., Zupan M., Hrustel M., Mihelič R., Kadunc V., Verščaj B. 1999/2000. Študijsko gradivo za dodiplomski študij ekopedologije. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo: 353 str.
- Petelin-Hudnik V. 1982. Sledovi elementov v človeških tkivih in tekočinah; študij reprezentativnosti vzorcev in njihove analize. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza Edvarda Kardelja. Fakulteta za naravoslovje in tehnologijo, VTOZD kemija in kemijska tehnologija: 124 str.
- Petauer T. 1993. Leksikon rastlinskih bogastev. 1. izdaja. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije: 685 str.
- Rump H. H., Krist H. 1992. Laboratory Manual for the Examination of Water, Waste Water, and Soil. Second edition. Weinheim, New York, Basel, Cambridge, VCH Verlagsgesellschaft mbH: 190 str.
- Stritar A. 1990. Krajina, krajinski sistemi. Raba in varstvo tal v Sloveniji. Ljubljana, Partizanska knjiga: 173 str.
- Uredba o ugotavljanju onesnaženosti kmetijskih in gozdnih zemljišč ter vegetacije. 1990. Uradni list RS, 47, 6: 354–357.
- Uredba o vnosu nevarnih snovi in rastlinskih hranil v tla. 1996. Uradni list RS, 68: 5769–5774.
- Zakon o varstvu okolja. 1993. Uradni list RS, 32: 1750–1767.

ZAHVALA

Zahvaljujem se doc. dr. Heleni Grčman za vse nasvete, pomoč in čas, ki mi ga je posvetila med izdelavo diplomske naloge. Mag. Marku Zupanu se zahvaljujem za strokovno pomoč pri vzorčenju, hvaležen pa sem tudi univ. dipl. ing. Tomažu Kralju in univ. dipl. ing. Pii Korošec ter vsem sodelavcem Centra za pedologijo in varstvo okolja, ki so mi pomagali v različnih fazah raziskovalnega dela.

Saški se zahvaljujem za lektoriranje in za vse, kar je pripomoglo k nastajanju diplomske naloge.

Vsem domačim pa hvala za podporo in razumevanje.

PRILOGA A

Vrednosti pH tal, organske snovi, kationske izmenjalne kapacitete ter deleži gline, melja in peska v tleh v globini 0–5 cm.

Točke	pH tal	Org. snov %	Glina %	Pesek %	Melj %	CEC mmol _c 100g ⁻¹
1	5,7	12,5	28,1	16,5	55,4	48,3
2	6,8	6,3	24,1	16	59,9	38,8
3	6,8	7,2	16,4	23,6	60	37,9
4	6	5,2	27,5	21,6	50,9	33,6
5	5,1	8,5	26,2	17,2	56,6	40,3
6	4,7	13,5	32,8	19,8	47,4	45,6
7	6,8	6,2	14,3	47	38,7	28,8
8	6,5	12,3	26,1	27	46,9	47,2
9	5,2	10,4	29,6	19	51,4	41,8
10	6,3	9,9	24,5	29,7	45,8	41,7
11	7,1	7,5	16,4	28,8	54,8	36,3
12	7	7,6	21,8	33,6	44,6	32,1
13	7,2	6,6	11,9	37,2	50,9	34,8
14	6,8	6,7	19,5	33,5	47	36,9
15	7,2	9,8	10,8	41,4	47,8	38,3
16	7,2	13,2	10,3	46,3	43,4	45,4
17	7,1	9,4	10,7	48,3	41	34,5
18	7	8,1	25,7	19,3	55	41,8
19	7	7,3	20,7	34,5	44,8	41,8
20	6,8	10,3	15,5	39,5	45	36,8
21	7	9,6	15,6	44,8	39,6	35,4
22	7	5,5	11,9	54,2	33,9	31,4
23	6,7	9,6	31,9	16	52,1	41,6
24	7,2	4	10	61,8	28,2	30,9
25	7	5,2	17,3	43,5	39,2	25,3
26	7	6,9	27,2	26,8	46	42,8
27	5,5	10,7	22,1	27,3	50,6	33,6
28	6,2	13	17,1	21,1	61,8	38,5
29	6,6	8,1	23,7	22	54,3	38,3
30	6,6	7,4	32,7	19,8	47,5	41,4
31	5,8	6,5	23,5	23,6	52,9	29,7
32	4,6	7,1	20,8	31,6	47,6	26,3
33	5,1	10,1	26	22,8	51,2	36,5
34	6,9	5,9	22,1	11,7	66,2	30,4
35	7,1	4	31,2	30,3	38,5	38,6
36	6,8	5,5	14,3	56,5	29,2	32,1
37	5,9	8,9	19,4	50	30,6	30,4
38	6,9	5,2	19,2	25,9	54,9	29,4
39	7	8	18,1	43,2	38,7	37
40	6,9	5,5	21,3	23,1	55,6	35,5
41	6,7	17,6	30,3	29,7	40	56,8
42	5,6	7,9	17	56,6	26,4	27,3

se nadaljuje

nadaljevanje

Točke	pH tal	Org. snov %	Glina %	Pesek %	Melj %	CEC mmol _c 100g ⁻¹
43	5,1	9,6	13,1	68,5	18,4	25,1
44	7	7,4	15,2	48,9	35,9	34,4
45	6,8	17,1	20	32,2	47,8	51,3
46	6,9	7	25,9	24,6	49,5	41,6
47	6,1	7,8	25,5	13,6	60,9	40,6
48	5,9	14,3	23,5	24	52,5	44,1
49	5,3	5,4	20,9	28,4	50,7	26,3
50	5,5	7,3	21,3	17,7	61	33,8

PRILOGA B

Vrednosti pH tal, organske snovi, kationske izmenjalne kapacitete ter deleži gline, melja in peska v tleh v globini 5–10 cm.

Točke	pH tal	Org. snov %	Glina %	Pesek %	Melj %	CEC mmol _c 100g ⁻¹
1	5,8	9,2	26	21,1	52,9	46,2
2	6,8	6	23,1	22,5	54,4	40,1
3	6,6	6,1	18,1	27,1	54,8	36,7
4	6,2	4,4	28,1	25,4	46,5	33,2
5	5,1	6,7	24,9	20,6	54,5	37,7
6	4,7	7,6	33,5	21,3	45,2	41,5
7	0,9	0	7,9	8,9	3,2	28,3
8	6,3	0,2	22,3	36,4	41,3	47,4
9	5,2	8	29	20	51	30,8
10	6,4	6,7	26,6	28,2	45,2	38,8
11	7,1	5,6	16,7	30	53,3	36
12	7,1	5,5	21,5	40,2	38,3	31,4
13	7,2	5,8	11,2	37,1	51,7	34,5
14	6,8	5,5	18,8	33,1	48,1	30,8
15	7,2	8,3	11,5	46,6	41,9	37,7
16	7,2	1,7	9	54,5	36,5	49,6
17	7,1	6,4	12,2	55,9	31,9	40,1
18	7	5,1	27	17,9	55,1	43,9
19	7,1	5,8	20,9	33	46,1	41,1
20	6,9	7,3	14,1	47,6	38,3	32,8
21	7,2	7	16,4	44,7	38,9	42,2
22	7,2	5,3	13	54	33	39,4
23	6,8	5,8	31,9	16,4	51,7	41,3
24	7,3	2,9	9,5	62,7	27,8	31
25	7,2	2,3	18,4	41	40,6	24,8
26	7,1	3,6	30,9	25	44,1	37,7
27	5,2	3,8	23,3	22,7	54	19,7
28	6,2	8,7	17,8	20,2	62	27,5
29	6,8	5,5	30,4	21,3	48,3	32,6
30	6,7	4,1	35	13	52	32,3
31	5,5	5,5	25,3	21,8	52,9	22,5
32	4,7	4,5	22,4	30,7	46,9	19,3
33	5,1	5,2	27,4	24,9	47,7	26,1
34	6,8	5,6	17,1	13,8	69,1	28,5
35	7,2	4	30,7	24,7	44,6	41,4
36	6,9	4,8	15,6	53	31,4	32,6
37	5,8	3,4	20,8	52,5	26,7	26,2
38	6,8	4,1	21,1	23,1	55,8	31,7
39	7,1	5,7	17,8	41,8	40,4	39
40	7,1	4,3	20,3	24,5	55,2	43,3
41	6,7	7	36,6	25,1	38,3	52

se nadaljuje

nadaljevanje

Točke	pH tal	Org. snov %	Glina %	Pesek %	Melj %	CEC mmol _c 100g ⁻¹
42	5,4	5,1	17	55,9	27,1	18,7
43	5,1	4,1	15,5	65,2	19,3	18,6
44	7,1	5,1	18,4	47,1	34,5	39,6
45	7,1	0,3	32,6	16,4	51	53,6
46	7	5,4	29,8	21,3	48,9	55
47	6,3	5,3	25,7	27,8	46,5	33
48	6,3	8,9	24,9	19,4	55,7	39,4
49	5,4	3,8	20,3	28,8	50,9	30,7
50	5,4	5,4	20	19,7	60,3	29

PRILOGA C

Vrednosti pH tal, organske snovi, kationske izmenjalne kapacitete ter deleži gline, melja in peska v tleh v globini 10–20 cm.

Točke	pH tal	Org. snov %	Glina %	Pesek %	Melj %	CEC mmol _c 100g ⁻¹
1	5,8	9,6	26,4	20,9	52,7	33,8
2	6,8	5,4	24,9	19,1	56	35,7
3	6,6	6,1	18,5	24,5	57	31
4	6	4,2	29,3	22,1	48,6	28,7
5	5,2	6,5	25,5	16,3	58,2	24,2
6	4,7	8,2	35,1	17,4	47,5	24,7
7	7	3,5	16,9	46,7	36,4	24,3
8	6,2	0,8	22,4	24	53,6	40,5
9	5	7,1	26,4	18,1	55,5	24,7
10	6,4	6,6	24,3	25,5	50,2	32,8
11	7,1	5	15,8	32,4	51,8	40,1
12	7,1	4,1	22,6	37	40,4	32,1
13	7,2	4,9	11,5	35,7	52,8	40,3
14	6,8	4,9	19,7	31,8	48,5	30,1
15	7,4	5,8	12,3	43,4	44,3	40,8
16	7,3	9,7	12,4	48,9	38,7	54,5
17	7,2	4,8	10,6	55,3	34,1	44,1
18	7	4,9	27,7	17,2	55,1	47,7
19	7,1	4,5	24,3	27	48,7	46
20	7	6,6	15,1	47,2	37,7	36,7
21	7,2	6,2	15,4	45,7	38,9	42,9
22	7,3	4,3	12,1	56,1	31,8	38,5
23	6,8	4,5	29	17,9	53,1	41,5
24	7,3	2,2	7,9	67,9	24,2	30,4
25	7,1	2,3	18,7	41,1	40,2	24,7
26	7,1	3,8	28,6	25,9	45,5	37,8
27	5,1	3,8	24,7	22	53,3	20,3
28	6,3	5,8	18,9	19,3	61,8	25,8
29	6,8	5	25,5	22,5	52	32,4
30	6,7	4,5	30,9	21,7	47,4	35,2
31	5,2	4,4	24,9	23	52,1	21,5
32	4,8	3,4	21,7	32	46,3	19,9
33	5,2	4,9	28,3	22,6	49,1	26,2
34	6,9	5	22,1	15,2	62,7	29,7
35	7,2	4	29,3	27,3	43,4	43,1
36	6,9	4,5	16,1	53,1	30,8	31,1
37	5,9	4	21,4	52,2	26,4	23,4
38	6,8	3,7	22,5	23,5	54	29,7
39	7,2	4,8	19,2	42,6	38,2	39,3
40	7,3	3,6	22,9	23,6	53,5	42,4
41	6,9	7,7	38,6	19,8	41,6	55

se nadaljuje

nadaljevanje

Točke	pH tal	Org. snov %	Glina %	Pesek %	Melj %	CEC mmol _c 100g ⁻¹
42	5,4	4,4	18,4	51,7	29,9	21,9
43	5,5	2,6	13,9	70,4	15,7	20,7
44	7,1	4,7	16,7	45,6	37,7	33,4
45	6,7	0	31,1	18,1	50,8	49,4
46	6,9	4,5	31,6	23,2	45,2	39,9
47	6,4	5,1	26,8	12,8	60,4	39,1
48	6,1	6	28,9	20,1	51	37,7
49	5,5	3,5	22,4	27,5	50,1	24,5
50	5,5	4,8	22,1	18	59,9	32,9