

SLOVENSKÁ TECHNICKÁ UNIVERZITA
V BRATISLAVE

CHEMICKOTECHNOLOGICKÁ
FAKULTA

KATEDRA
ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA

DIPLOMOVÁ PRÁCA

1995

ANDREA KUNDRÁTOVÁ

SLOVENSKÁ TECHICKÁ UNIVERZITA

Dekanát Chemickotechnologickej fakulty STU v Bratislave

Katedra : Životného prostredia

Číslo : 19.

Vec : Zadanie diplomovej práce

1. Meno študenta /ky/ :...Kundráťová Andrea.....
/u vydatých aj rodné/

2. Meno vedúceho diplomovej práce :.....Doc.RNDr.Fargašová Agáta,CS^U.....

3. Názov diplomovej práce :
/So všetkými podrobnosťami : rozsah, technické a technologické ukazo-
vatele, zoznam literatúry a pod./

Ovplyvňovanie klíčivosti semien a rastu koreňového
systému SINAPIS alba kombináciou kovov Cd,Pb,Zn,Cu,Fe.

4. Termín odovzdania diplomovej práce : 19.5.1995

5. Diplomová práca sa odovzdava v 3 exemplároch vedúcemu katedry.



Prof. Ing. J. Tölgyessy, DrSc.
Vedúci katedry :



Prof. Ing. M. Hronec, DrSc.
Dekan fakulty :

Ďakujem Doc.RNDr. Agáte Fargašovej, CSc.
za odbornú pomoc, cenné rady, ochotu
a trpezlivosť pri vypracúvaní tejto
diplomovej práce.

OBSAH

1. Úvod.....	1
2. TEORETICKÁ ČASŤ.....	3
2.1 Zdroje ťažkých kovov v životnom prostredí.....	3
2.1.1 Kadmium.....	3
2.1.2 Olovo.....	3
2.1.3 Med'.....	4
2.1.4 Zinok.....	5
2.1.5 Železo.....	5
2.2 Výskyt ťažkých kovov vo vodách a v atmosfére.....	6
2.2.1 Kadmium.....	6
2.2.2 Olovo.....	7
2.2.3 Med'.....	8
2.2.4 Zinok.....	8
2.2.5 Železo.....	9
2.3 Obsah ťažkých kovov v pôdach.....	10
2.3.1 Pôda.....	10
2.3.2 Zdroje a výskyt ťažkých kovov v pôdach.....	11
2.4 Príjem ťažkých kovov rastlinami.....	14
2.4.1 Rastliny a ťažké kovy.....	14
2.4.2 Kumulácia ťažkých kovov v rastlinách.....	15
2.4.2.1 Kadmium.....	15
2.4.2.2 Olovo.....	16
2.4.2.3 Zinok.....	17
2.4.2.4 Med'.....	18
2.4.3 Vplyv Cd,Pb,Zn,Cu a Fe na vybrané druhy rastlín.....	19
2.4.4 Vzájomné interakcie kovov v kombináciách.....	21
2.5 Toxiccké účinky ťažkých kovov na človeka.....	22
2.5.1 Kadmium.....	22
2.5.2 Olovo.....	23
2.5.3 Zinok.....	24

2.5.4 Med'	25
2.5.5 Železo	26
2.6 Atómová absorpčná spektrometria (AAS)	26
2.6.1 Princíp AAS	26
2.6.2 Atómový absorpčný spektrometer a jeho funkcia	28
2.6.3 Využitie AAS	29
3. EXPERIMENTÁLNA ČASŤ	30
3.1 Materiál	30
3.1.1 Použité testovacie látky	30
3.1.2 Biologický objekt použitý na testovanie	30
3.2 Testy toxicity	30
3.2.1 Základné podmienky testov toxicity	30
3.2.1.1 Test toxicity na semená <i>Sinapis alba</i>	31
3.2.2 Vyhodnotenie testov toxicity	33
3.2.2.1 Vzťahy použité pri štatistických výpočtoch	33
3.3 Meranie obsahu ťažkých kovov metódou absorpčnej atómovej spektrometrie	34
3.3.1 Príprava vzoriek na analýzu AAS	35
3.3.2 Štandardy pre AAS	35
3.3.3 Meracie zariadenie a pracovný postup	36
4. VÝSLEDKY	37
4.1 Účinok testovaných ťažkých kovov na rast a klíčivosť semien horčice bielej <i>Sinapis alba</i>	37
4.1.1 Testovaný kov Cd	37
4.1.2 Testovaný kov Pb	38
4.1.3 Testovaný kov Zn	40
4.1.4 Testovaný kov Cu	41
4.1.5 Testovaný kov Fe	42
4.2 Účinok testovaných kombinácií ťažkých kovov na rast semien horčice bielej <i>Sinapis alba</i>	44

4.2.1 Testovaná kombinácia: kadmium a olovo.....	44
4.2.2 Testovaná kombinácia: kadmium a zinok.....	45
4.2.3 Testovaná kombinácia: kadmium a meď.....	46
4.2.4 Testovaná kombinácia: kadmium a železo.....	47
4.3 Kumulácia ťažkých kovov v koreňoch a nadzemných častiach horčice bielej <i>Sinapis alba</i>	48
4.3.1 Kovy.....	48
4.3.2 Kombinácie kovov.....	50
5. Diskusia.....	64
6. Záver.....	67
7. Súhrn.....	68
8. Literatúra.....	70

1. ÚVOD

Ochrana životného prostredia si v súčasnosti vyžaduje veľkú pozornosť a rýchle riešenie problémov s ňou súvisiacich. Rozvoj modernej techniky na jednej strane prispieva k zvýšeniu životnej úrovne človeka, no na strane druhej podstatnou mierou prispieva k ohrozeniu zdravia nielen človeka, ale celej prírody, zvierat a rastlín. Priemysel, poľnohospodárstvo, ale i mnohé iné odvetvia produkujú veľké množstvo znečistenín, ktoré kontaminujú vodu, vzduch, pôdu a ohrozujú tým život na Zemi. Najhorším aspektom tejto situácie je to, že cesta škodlivín vždy nielen začína, ale i končí u človeka. Škodliviny zo vzduchu, vody a pôdy sa dostávajú do potravného reťazca, čím ohrozujú potenciálnych konzumentov.

Znečisťovanie životného prostredia kovmi predstavuje mimoriadne závažný ekologický problém, hlavne vzhľadom k nedostatočným znalostiam o chovaní kovov, ich veľkej stabilite a často i nevhodnými či nejasnými opatreniami príslušných orgánov v niektorých krajinách. Hlavné nebezpečenstvo spočíva v tom, že obrovské množstvá odpadových materiálov v pôdach a vodných systémoch sú dlhodobými zdrojmi kovov, ktoré by mohli ohroziť zdravie človeka. Ťažké kovy predstavujú pre živé organizmy stresový faktor, ktorý vyvoláva mnohé fyziologické zmeny a v ich dôsledku inhibície rastu až zánik organizmov.

Osudy toxických látok v potravných reťazcoch sú veľmi rôznorodé a ich nepriaznivé vplyvy sú funkciou mnohých faktorov. Jedným z nich je aj kumulácia látok znečisťujúcich životné prostredie v organizmoch, do ktorých sa dostávajú spolu s potravou. Ťažké kovy patria medzi látky, ktoré majú schopnosť kumulovať sa v organizme, čím ohrozujú hlavne konzumentov stojacich na vrchole ekologickej pyramídy, medzi ktorých patrí aj človek. Problematika toxických kovov z ekologického hľadiska neustále vzrastá a je mimoriadne zložitá a málo prebádaná.

Na počiatku potravného reťazca stojí aj *Sinapis alba* ako predstaviteľ kultúrnych rastlín, o ktorých význame pre člo-

veka nie je potrebné diskutovať. Obsah ťažkých kovov vo vode, v sedimentoch a pôde je veľký. To je jeden z dôvodov, prečo je treba skúmať vplyv ťažkých kovov na rôzne organizmy a určovať hraničné koncentrácie, ktoré môžu byť obsiahnuté vo vodách vypúšťaných do recipientov, prípadne využívaných na závlahy.

2. TEORETICKÁ ČASŤ

2.1 ZDROJE ŤAŽKÝCH KOVOV V ŽIVOTNOM PROSTREDÍ

2.1.1 KADMIUM

Kadmium má atómové číslo 48 a atómovú hmotnosť 112,4. Je chemicky blízke zinku a preto ho sprevádza vo všetkých horninách obvykle v pomere Cd:Zn:1:100 až 1:1000.

Pre svoje vlastnosti chrániť železo pred koróziou je používané pri výrobe plechov, hlavne v automobilovom priemysle. Je pridávaný ako stabilizátor plastických hmôt a sulfid kademnatý je súčasťou farebných pigmentov pridávaných do plastických hmôt a farbív. Dôležité je jeho využitie ako súčasť elektród v alkalických akumulátoroch. (Bencko,1984).

Kontaminácia životného prostredia kadmium je v poslednej dobe vyvolaná hlavne jeho rastúcim používaním v priemysle. V súčasnej dobe patrí Cd medzi cudzorodé látky, ktoré tvoria najväčšiu hrozbu pre životné prostredie. Hlavnou príčinou jeho veľkého rozšírenia je popri priemyselných emisiách zamorenie našej pôdy kadmium z umelých hnojív, vyrobených z afrických fosforitov, ktoré obsahujú mimoriadne veľké množstvá Cd. Najväčším znečisťovateľom je metalurgia farebných kovov (produkcia Cd,Cu,Zn a Ni), spaľovanie odpadov, uhlia, ropy a dreva, výroba cementu a fosforečných hnojív (Ginter,1993).

Kadmium emitované do ovzdušia sa nakoniec hromadí v pôde a vo vode a vstupuje takto do potravinových reťazcov (Bencko,1984).

2.1.2 OLOVO

Olovo má atómové číslo 82 a atómovú hmotnosť 207,2. Patrí medzi najrozšírenejšie ťažké kovy v prírode. V prírodných materiáloch je však viazané a neohrozuje ľudí ani živočíchov. Primerný obsah olova v zemskej kôre sa pohybuje okolo 12,5 mg/kg.

Vo väčšine anorganických zlúčenín sa Pb vyskytuje v dvojmocnej forme. Anorganické soli olova sú väčšinou zle

rozpuštné (Bencko,1984). Pozoruhodné technologické vlastnosti Pb zapríčinili, že ho človek už od nepamäti získaval z prírody a využíval pri výrobe nádob a potrubí. Už v antike človek spoznal aj hrozbu toxických účinkov Pb. Olovo sa využívalo na výrobu farbív, brokov a rôznych zliatin, ale k obrovskému zvýšeniu spotreby Pb došlo až v 20.storočí následkom prudkého rozvoja automobilizmu (Ginter,1994).

Aj keď toxicita Pb a jeho zlúčenín je známa už po stáročia, záujem o štúdium toxického účinku tohto prvku nepoklesol, skôr naopak. Stále širšie využitie Pb v rôznych oblastiach priemyslu a dlhodobé používanie tetraetylolova ako antidetonačnej prísady do benzínu má za následok zvýšenú kontamináciu životného prostredia týmto kovom (Bencko,1984).

Hoci v súčasnosti rastie tendencia použitia bezolovnatých benzínov, percentuálny príspevok dopravy tvorí 3/4 (75,3%) celkového množstva Pb, ktoré sa dostáva do atmosféry ľudskou činnosťou. Príspevok ostatných aktivít je podstatne nižší. (Ginter,1994).

2.1.3 MEĎ

Meď je prvok s atómovým číslom 29 a atómovou hmotnosťou 63,54. Patrí medzi prvky, ktoré sú na jednej strane pre človeka dôležité-je to biogénny prvok, ktorý hrá dôležitú úlohu v organizmoch, no na strane druhej jeho nadbytok pôsobí toxicky. Kovová Cu, zlúčeniny Cu alebo zliatiny obsahujúce Cu boli používané človekom už v prehistorickej dobe. Rimania nazývali Cu " aes cyprium "(kov cyperský), neskôr " cuprum ", pretože v tej dobe sa ťažila na Cypre (Bencko,1984).

Antropogénnymi zdrojmi Cu sú teplárne (v uhlí 1,8-2,5 g Cu/t), prevádzkárne farebnej metalurgie, chemické prevádzkárne, prostriedky na ochranu rastlín na báze Cu, minerálne hnojivá so stopovými prvkami a pod..

Približne polovica produkcie Cu je spotrebovaná na výrobu elektrotechnických zariadení. Meď tvorí tiež dôležitú súčasť niektorých zliatin spolu s inými kovmi, ako je striebro, kadmium, cín a zinok.

2.1.4 ZINOK

Zinok má atómové číslo 27 a relatívnu atómovú hmotnosť 65,4. Patrí medzi stopové prvky s rozmanitými biologickými funkciami, a preto je významným esenciálnym prvkom. Jeho bežné využívanie človekom - protikorózna úprava kovov, chemický priemysel, prísada do farbív, moridiel a pod. - a častý výskyt v pohyblivých iónových formách spôsobujú, že je prakticky všadeprítomný

Produkcia zinku vo svete neustále stúpa. Uvádza sa ročný nárast 5%. V priemysle je najčastejšie využívaný ZnO, ktorý je vo väčšine rozpúšťadiel málo rozpustný. Zinok je chemicky aktívny a ľahko vytvára zliatiny s inými kovmi; tieto vlastnosti sa využívajú na priemyselnú výrobu veľkého počtu zliatin obsahujúcich Zn a jeho zlúčeniny (Pokorný a Peterka, 1989).

Pri flotácii rozdrvenej rudy môže Zn kontaminovať odpadové vody. Zinok sa v priemysle najčastejšie využíva pri výrobe nekorozívnych zliatin, mosadzí, pri výrobe železa, galvanizácii ocele a na ochranu proti korózii. ZnO sa využíva v gumárenstve a ako zinková beloba pri výrobe farieb. V zdravotníctve sa podáva ZnSO₄ pri liečbe stavov spojených s deficitom zinku. Zn-karbamát je používaný ako pesticíd (Bencko, 1984).

Spálením 1t uhlia sa odparí 15,7 až 19,4 g zinku, preto je pomerne vo veľkom množstve zastúpený v dažďových zrážkach a nimi sa deponuje do pôdy. Zlúčeniny Zn, aj vysoko chemicky čisté, môžu obsahovať významné množstvá niektorých iných viac toxických kovov, ako sú kadmium alebo olovo (Bencko, 1984).

2.1.5 ŽELEZO

Železo je prvok s atómovým číslom 26 a relatívnou atómovou hmotnosťou 55,85. V ľudskom organizme má mnohostranný význam, je esenciálne pre mnohé biochemické procesy. Vysoké dávky Fe môžu byť toxické (Škárka, 1992).

Železo je najrozšírenejší ťažký kov na Zemi. V zemskej kôre sa však nachádza len v podobe zlúčenín. Zemské jadro je však tvorené prevažne kovovým železom. Čisté Fe má praktický význam len v práškovej forme ako surovina na výrobu spekaných materiálov v metalurgii. Hlavný význam majú zliatiny Fe s uhlíkom, prípadne s kremíkom. K základným metalurgickým procesom patrí výroba ocele (Pokorný a Peterka, 1989).

2.2 VÝSKYT ŤAŽKÝCH KOVŮ VO VODÁCH A V ATMOSFÉRE

2.2.1 KADMIUM

Rozpustné Cd sa vo vodách vyskytuje ako jednoduchý hydrátovaný ión Cd^{2+} , vo forme anorganických komplexov a vo forme organických komplexov s rôznymi ligandami. V morskej vode, kde je veľká koncentrácia chloridov, prevažujú chlorokomplexy. Kadmium je vo vodách sprevádzaný zinkom, ale v podstatne menších koncentráciách. Kadmium sa na prirodzenom pozadí prírodných vôd podieľa asi jednotkami až desiatkami $\mu g.l^{-1}$. Výnimočne bola v niektorých podzemných vodách v USA zistená koncentrácia Cd okolo $3 mg.l^{-1}$. V niektorých kyslých podzemných vodách v okolí Kutnej Hory bola zistená koncentrácia až $80 mg.l^{-1}$ (Pitter, 1990). Vo vodárenských tokoch je prípustná najvyššia koncentrácia $0.005 mg.l^{-1}$ a v ostatných povrchových vodách $0.01 mg.l^{-1}$.

Obsah Cd v povrchových vodách v oblastiach bez zdrojov kontaminácie je veľmi nízky – pod $1 \mu g.l^{-1}$. Nachádza sa v sedimentoch na dne vodných nádrží. Absorbuje sa na suspendované častice sedimentu dna tokov, čo sťažuje jeho stanovenie v znečistenej vode (Blažej a kol., 1981).

Napríklad v rieke Tisze bol zisťovaný obsah ťažkých kovov vo vode a sedimentoch v hĺbke 5 – 10 cm. Obsah ťažkých kovov v sedimentoch bol vyšší, než vo vode. Koncentrácia Cd bola $1 \mu g.l^{-1}$ vo vode, zatiaľ čo v sedimentoch bola $10 - 20 mg.kg^{-1}$ (Mészáros a kol., 1991).

Pod vplyvom priemyslu a dopravy sa Cd vyskytuje tiež v ovzduší veľkých mestských aglomerácií (Bencko, 1984). V ovzduší sa nachádza priemerne $0.002 \mu g.m^{-3}$ Cd, ale v okolí

niektorých závodov vo Švédsku a Japonsku až $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Blažej a kol., 1981). Vyššie hodnoty ($0,2 - 0,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) boli zistené priamym meraním v okolí zlievárni (Bencko, 1984). Hladiny Cd vo veľkých mestách sú až 100 násobne vyššie, než vo vidieckom ovzduší. Významným zdrojom Cd sú cigarety. Jedna cigareta obsahuje $1 - 2 \mu\text{g}$ Cd a jej vyfajčenie má za následok inhaláciu až $0,2 \mu\text{g}$ Cd (Ginter, 1993).

2.2.2 OLOVO

V prírodných vodách prevažujú z rozpustných foriem Pb^{2+} a $[\text{PbCO}_3(\text{aq})]^0$, ktoré môžu byť v širokom rozmedzí pH dominantnou formou výskytu. Pri veľkých koncentráciách chloridov je nutné rátať aj s chlorokomplexami. U organicky znečistených vôd môže byť značná časť Pb viazaná v organických komplexoch (Pitter, 1990). Prípustné množstvo Pb vo vodárenských tokoch je $0,02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a v ostatných povrchových vodách $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

V pitnej vode je ho zvyčajne menej ako $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, ale v niektorých oblastiach je jeho množstvo oveľa väčšie. V riekach a jazerách je obsah Pb 1 až $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Blažej a kol., 1981).

Olovo nachádzajúce sa vo výfukových plynch motorových vozidiel môže značne znečistiť atmosferické vody, a tým aj vody povrchové. Napr. v dažďovej vode v Londýne bolo zistené Pb v koncentracii až $0,46 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Pretože Pb má veľký kumulčný koeficient (rádu až 10^5), odstraňuje sa jeho veľká časť zo znečistených povrchových vôd adsorpciou na dnových sedimentoch (Pitter, 1990).

Koncentrácia Pb v ovzduší je zvyčajne v rozpätí 2 až $4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ vo veľkých mestách, inde menej ako $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Približne 18% celkových emisií Pb sa dostáva do vzduchu zo spaľovania benzínu (Blažej a kol., 1981). Koncentrácia Pb v prachu pri vyústení diaľnice pri Národnom múzeu v Prahe prevyšovala 1000 násobne pozadie a v silne frekventovaných uliciach našich veľkých miest množstvo Pb v ovzduší dosahuje $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, čo je viac ako 3000 násobok hodnôt

zistených v čistom vzduchu (Ginter, 1994).

2.2.3 MEĎ

V prírodných vodách sa z rozpustných foriem Cu vyskytuje jednoduchý hydratovaný ión Cu^{2+} , uhličitanové komplexy a hydrokomplexy. Významnými komplexotvornými látkami sú polyfosforečnany, ktoré môžu viazať Cu do stabilných chelátových štruktúr. Vo vodách z povrchovej úpravy môžu byť prítomné rôzne aminokomplexy. Toxicita Cu voči rybám a riasam značne závisí na formách jej výskytu. Toxicity pôsobí hlavne jednoduchý ión Cu^{2+} a hydrokomplexy (Pitter, 1990).

Prípustný stupeň znečistenia vodárenských tokov je $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ a u ostatných povrchových vôd $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$.

Meď kontaminujúca povrchové vody pochádza najčastejšie z priemyselných odpadov. V pitnej vode kolíše koncentrácia od niekoľko mikrogramov do 1 mg.l^{-1} v závislosti na pH, tvrdosti vody, typu použitého potrubia a armatúr. V niektorých prípadoch môže teda obsah Cu v pitnej vode prispievať k celkovému dennému príjmu (Bencko, 1984). V kyslých vodách z niektorých rudných ložísk je koncentrácia Cu vysoká, napr. v Kutnej Hore asi 80 mg.l^{-1} , v Zlatých horách cca 450 mg.l^{-1} (Pitter, 1990).

Americkí autori udávajú koncentráciu Cu v ovzduší od 10 do 570 ng.m^{-3} , pričom vyššie hodnoty sú zistené v priemyselných oblastiach. V okolí hutí spracúvajúcich rudu bohatú na Cu môžu jej koncentrácie dosahovať v ovzduší relatívne vysoké hodnoty ($1-2 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$). Zdrojom emisií Cu do ovzdušia sú predovšetkým prevádzky spracúvajúce rudy bohaté na Cu, výroby Fe a ocele, zlievárne mosadzí a bronzu (Bencko, 1984).

2.2.4 ZINOK

Z rozpustných foriem výskytu prichádzajú do úvahy Zn^{2+} , $[\text{Zn}(\text{OH})]^+$, $[\text{Zn}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$ a pod.. V organicky znečistených vodách sa nachádzajú rôzne komplexy Zn s organickými ligandami. V priemyselných odpadových vodách z galvanického pokovovania môžu byť prítomné aj kyanokomplexy a aminokomp-

lexy (Pitter,1990). Prípustné limity vo vodárenských to-
koch pre Zn sú $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ a v ostatných povrchových vodách
 $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$.

Z hygienického hľadiska je Zn vo vodách pomerne málo zá-
vadný. Ochorenia spôsobené používaním vody s obsahom Zn nie
sú známe. Vo väčších koncentráciách môže spôsobiť gastroin-
testinálne potiaže. Pri koncentráciách 10 až 20 mg.l^{-1} sa
obsah Zn zreteľne prejaví zvieravou chuťou vody. Zinok však
značne škodí rybám a iným vodným organizmom. Toxicita voči
rybám závisí značne na celkovom chemickom zložení vody. Od-
padové vody z výroby viskóзовých vlákien obsahujú primerne
 25 mg.l^{-1} Zn (Pitter,1990).

V ovzduší veľkých amerických miest sa koncentrácia Zn
pohybuje od $0,01$ do $0,84 \text{ ug.m}^{-3}$. Koncentrácia Zn v ovzduší
v okolí elektrární a chemických závodov dosahuje priemerne
hodnotu $0,28$ resp. $0,15 \text{ ug.m}^{-3}$.

2.2.5 ŽELEZO

Formy rozpustného a nerozpustného Fe vo vodách závisia na
pH, oxidačno-redukčnom potenciály a komplexotvorných látkach
anorganického a organického pôvodu. Železo sa vyskytuje vo
vodách v dvojmocnej alebo trojmocnej forme. V anoxickom re-
dukčnom prostredí podzemných a povrchových vôd na dne nádrží
a jazier sa vyskytuje Fe v oxidačnom stupni II.. Vo vodách
obsahujúcich rozpustený kyslík je Fe v oxidačnom stupni III.
najstabilnejšou formou výskytu. Medzi hlavné rozpustné formy
 Fe^{3+} vo vodách patrí v závislosti na pH Fe^{3+} , $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$,
 $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{aq})$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$.

Antropogénnym zdrojom Fe v prírodných a úžitkových vo-
dách môžu byť niektoré priemyselné odpadové vody a korózne
procesy vo vodovodnom potrubí. V malých koncentráciách je Fe
bežnou súčasťou vôd. Koncentrácia Fe vyskytujúca sa v po-
vrchových a podzemných vodách je hygienicky nevýznamná. Ovp-
lyvňuje však organoleptické vlastnosti vody, a to farbu, chuť
a zákal. Chuťové zmeny sa prejavujú pri koncentráciách $0,5$
až $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Prítomnosť Fe vo vodách, spôsobuje hlavne

technické a nie hygienické problémy. Príkladom veľkých koncentrácií Fe v podzemných vodách môžu byť zdroje pre úpravu vody v Tlumačovej (17 mg.l⁻¹), v Novém Bohumíně (40 mg.l⁻¹). Vody z ložísk kamencových bridlic a sulfidických rúd obsahujú Fe v koncentráciách stoviek mg.l⁻¹ a väčšie. Príkladom je voda z lokalít Zlaté Hory (190 mg.l⁻¹), Smolník (350 mg.l⁻¹) a Kutná Hora (13 000 mg.l⁻¹).

V morskej vode kolíše koncentrácia Fe v rozmedzí 0,01 až 0,2 mg.l⁻¹ (Bencko,1984). Prípustné množstvo celkového Fe vo vodárenských tokoch je 0,5 mg.l⁻¹ a v ostatných povrchových vodách 2,0 mg.l⁻¹.

2.3 OBSAH ŤAŽKÝCH KOVOV V PŔDACH

2.3.1 PŔDA

PŔda patrí spolu s atmosférou a vodou medzi základné zložky prostredia. Dôležitosť ochrany o zachovanie úrodnej, hygienicky nezávadnej pŔdy, ktorá produkuje nezávadné krmivá a potraviny je zosilená jej odlišnosťou od ostatných zložiek prostredia t.j. vody a vzduchu. Tieto môžu prúdiť alebo sa pohybovať, čo umožňuje ich riedenie a čistenie od nečistôt, ktoré však majú v pŔde dlhodobý alebo trvalý charakter. Rizikové prvky vstupujú do pŔdy rôznymi cestami, ako napr. používaním chemikálií, čistiarenských kalov a ďalších substancií na hnojenie. V poslednej dobe výrazne stúpa množstvo kovov, ktoré sa dostávajú do pŔdy vo forme emisíí z priemyselných a energetických závodov (Cibulka a kol.,1991).

Sims a kolektív (1986) zhrnuli hlavné pŔdne vlastnosti, ktoré ovplyvňujú mobilitu a prijateľnosť ťažkých kovov pre rastliny :

- pH, ktoré je dôležité pre posúdenie mobility
- kationová výmenná kapacita, dôležitá charakteristika pre posúdenie väzby v pŔde a mobility
- redox potenciál, dôležitý pre posúdenie stability rôznych foriem kovov
- obsah organického uhlíka, hlavná charakteristika ovplyvňujúca adsorpciu, a tým aj mobilitu

- druh pôdy, ktorý ovplyvňuje rýchlosť a cesty migrácie kontaminantov do spodných vôd.

2.3.2 ZDROJE A VÝSKYT ŤAŽKÝCH KOVOV V PÔDACH

KADMIUM

Aj keď v niektorých prípadoch existuje priamy vstup ťažkých kovov z atmosféry do rastlín, vstup do pôdy a následný prenos z pôdy do rastlín je hlavnou cestou vstupu Cd do tkanív rastlín, zvierat a ľudí (Cibulka a kol., 1991).

Koncentrácia Cd v pôdach kolíše v rozmedzí 0,01 až 15 mg.kg⁻¹ (Beneš a Pabíánová, 1987). Ure a Berrow (1982) uvádzajú priemerný obsah Cd v pôdach 0,62 mg.kg⁻¹. Hraško a Bedrna (1984) udávajú v pôde koncentráciu Cd 0,1 až 1,0 mg.kg⁻¹. Vyššie obsahy boli zistené v niektorých prípadoch, napr. priemerný obsah Cd v pôdach Kalifornie, vzniknutých na bridliciach bol 7,5 mg.kg⁻¹. Najvyšší obsah Cd dosiahol hodnoty až 22 mg.kg⁻¹ (Cibulka a kol., 1991). Obsah Cd v nečistenej pôde je napr. v Kanade pod 1 mg.kg⁻¹, ale v niektorých oblastiach Japonska bol obsah Cd v pôde 70 násobne vyšší (Ginter, 1993). V niektorých prípadoch môže byť kontaminácia pôd kadmium extrémne vysoká. Kozák (1986) uvádza v prípade havarijnej kontaminácie pôd priemyselnými odpadmi zvýšenie koncentrácie až na 83 mg.kg⁻¹.

Niektoré priemyselné hnojivá môžu obsahovať stopové množstvá Cd vo vysoko rozpustných a pre rastliny prijateľných formách. Williams a David (1976) zistili, že dlhodobá aplikácia superfosfátu, ktorý obsahoval 38-48 mg Cd.kg⁻¹ spôsobila zvýšenie koncentrácie Cd v pôdach aj rastlinách. V pôdach, v ktorých sa používajú priemyselné hnojivá je až šestnásobne vyššia koncentrácia Cd oproti pôdam bez ich použitia (Rosival a kol., 1983). Čistiarenske kaly použité ako hnojivo, rovnako ako superfosfáty prirodzeného pôvodu, zvyšujú obsah Cd v pôde. Superfosfáty africkej výroby obsahovali 4,5-30,75 mg.kg⁻¹Cd (Bencko, 1984).

Napr. v blízkosti exhalačného zdroja VSŽ bol obsah Cd v pôdach 0,18-0,42 mg.kg⁻¹. hodnoty sa pohybujú pod všeobec-

ne akceptovanou hranicou toxicity. Súvisí to s pôdnou reakciou, ktorá sa v hodnotených pôdach nachádza v neutrálnej oblasti. S poklesom pH sa však rozpustnosť Cd v pôde výrazne zvyšuje (Hronec a kol., 1992). Za hraničnú hodnotu škodlivosti považujú Facek a kolektív (1986) obsah Cd v pôde 1 mg.kg^{-1} . Koncentrácia Cd, pri ktorej nebol pozorovaný toxický efekt je udávaná okolo $6 \text{ } \mu\text{g Cd.kg}^{-1}$ pôdy (Cibulka a kol., 1991).

OLOVO

Ure a Berrow (1982) udávajú priemerný obsah Pb v rôznych pôdach celého sveta $29,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Kabata-Pendias a Pendias (1984) odhadujú priemerný obsah Pb v pôdach na 35 mg.kg^{-1} . Beneš a Pabiánová (1987) udávajú rozsah koncentrácie Pb v našich pôdach na $23,3\text{--}92,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Prírodný obsah Pb v pôde sa pohybuje v rozmedzí $10\text{--}25 \text{ mg.kg}^{-1}$. Facek a kol. (1986) považujú koncentráciu 60 mg.kg^{-1} pôdy za hraničnú hodnotu škodlivosti.

Olovo sa do pôdy dostáva zo vzduchu prachovým spádom a atmosferickými zrážkami. V pôde nepodlieha chemickej degradácii, a preto jeho koncentrácia rastie. Hromadí sa najmä v hornej časti pôdneho profilu, na jeho povrchu. Na rozpustnosť Pb v pôde vplyva pôdna reakcia. V podmienkach kyslej pôdnej reakcie sa jeho rozpustnosť zvyšuje.

Zvýšenie nameraných hodnôt Pb je evidentné búrlivým rozvojom dopravy, zvlášť po druhej svetovej vojne. Zhubný vplyv rozvoja automobilizmu dokumentovali v stredných Čechách analýzou obsahu Pb v pôde: v priebehu niekoľkých mesiacov po otvorení diaľnice sa obsah Pb v príľahlej pôde zvýšil z 15 na 20 mg.kg^{-1} a za dva roky až na neúnosných 130 mg.kg^{-1} (Ginter, 1994). Olovo z výfukových plynov sa usadzuje v podobe oxidu, chloridu a bromidu na vegetácii a pôde v blízkosti ciest (Bencko, 1984).

Kozák a kolektív (1986) zistili extrémne vysoké hodnoty Pb v pôdach kontaminovaných odpadom z kovohutí. Zistené koncentrácie Pb dosiahli až 9000 mg.kg^{-1} . Facek (1985) udáva,

že ku zvýšeniu obsahu Pb v pôdach môže dôjsť aj aplikáciou niektorých priemyselných kompostov a CaCO_3 . Dôležitým zdrojom Pb je aj aplikácia čistiarenských kalov do pôdy (Weber a Shames, 1987).

Pôdne koncentrácie Pb zistené v meste Thessaloniki (Grécko) vo vzorkách z rôznych parciel sa pohybovali 1-620 mg.kg^{-1} sušiny. Koncentrácie kovov merané v pôdnych vzorkách boli v poradí $\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Významné koncentrácie Pb v nekontaminovaných pôdach boli 0,1-189 mg.kg^{-1} sušiny. Vyššie koncentrácie boli namerané v mestských pôdach a pre Pb boli 3,3 krát vyššie, než najvyššie hodnoty získané z prírodných vzoriek nekontaminovaných pôd. Tieto hodnoty naznačujú značné toxické hladiny Pb vyskytujúce sa v meste. Je to z dôvodu toho, že tieto pôdy sa vyskytovali v územiach spojených s vysokou premávkovou hustotou a emisiou áut (Cook a kol., 1994). Inde uvádzané hodnoty kontaminácie pôdy Pb pri cestách sú 115-7000 mg.kg^{-1} (Kabata a Pendias, 1984).

Beneš a Pabiánová (1987) uvádzajú, že vplyv Pb na pôdnu mikrobiálnu aktivitu závisí hlavne od zrnitosti, zloženia pôdy a koncentrácie Pb. Toxické účinky Pb v pôde sa začínajú prejavovať pri obsahu 3,5-4,0 mg.kg^{-1} pôdy v závislosti od vlastností pôdy.

MEDĎ

Výroba Cu v posledných rokoch neustále stúpa. Množstvo Cu, ktoré ročne vstupuje do životného prostredia, dosahuje takmer 2 milióny ton. Koncentrácia Cu v zemskej kôre sa pohybuje priemerne okolo 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Med' sa koncentruje v minerálnej frakcii pôdy, bohatšie sú pôdy obsahujúce oxidy Mn alebo prímеси bohaté na organické látky. Obsah Cu v pôdach je veľmi variabilný (Bencko, 1984). Podľa zahraničných údajov prístupný obsah Cu v jednotlivých pôdnych typoch sa najčastejšie pohybuje v intervale 5-10 mg.kg^{-1} pôdy.

Ako napr. vyplýva z výsledkov rozborov pôdnych vzoriek odobratých z ôsmich lokalít časti imisného areálu VSŽ, obsah Cu sa pohyboval v intervale 4,01-7,79 mg.kg^{-1} pôdy. Obsah Cu

bol podľa agronomických kritérií stredný až nízky. Súvis medzi obsahom Cu v úletoch VSŽ a jej obsahom v pôde sa nepotvrdil ani napriek zvýšenému inputu Cu do pôdy. Je to preto, lebo Cu sa zúčastňuje v pôde na významných reakciách a ako dvojmocná sa adsorbuje na koloidné častice (Hronec, 1992).

Hodnoty obsahu Cu v pôdných vzorkách odobratých z rôznych častí mesta Thessaloniki sa pohybovali v rozmedzí 25–210 mg.kg⁻¹ sušiny (Cook a kol., 1994). Hodnoty koncentrácie Cu namerané v mestských pôdach boli 3,5 krát vyššie, než hodnoty získané z nekontaminovaných pôd. Kontaminácia pôd v mestských záhradách a parkoch býva pre Cu uvádzaná v rozsahu 3–300 ppm (Kabata-Pendias a Pendias, 1984).

ZINOK

Zinok sa môže dostávať do životného prostredia predovšetkým počas výroby zo zinkovej rudy. Z hľadiska kontaminácie je významná i súčasná emisia Cd, ktoré Zn vždy v rudách doprevádza. V pôdach koncentrácia Zn kolíše od 10 do 300mg.kg⁻¹ sušiny (Wedepohl, 1972). Na obsah Zn v pôdach má významný vplyv obsah Zn v materských horninách. Priemerný obsah Zn v našich pôdach je asi 12 µg.g⁻¹, vyšší obsah bol zistený v nívných pôdach 24 mg.g⁻¹. Značné zvýšenie koncentrácie Zn v pôdach býva v okolí zinkových hutí (Bencko, 1984).

Pôdne koncentrácie Zn vo vzorkách pôdy z rôznych častí mesta Thessaloniki mali rozsah 29–590 mg.kg⁻¹ sušiny (Cook a kol., 1994). Kabata a Pendias (1984) namerali najvyššie koncentrácie kovov v pôdach a tie sú pre Zn 4,7 krát vyššie, než hodnoty získané z prírodných vzoriek nekontaminovaných pôd. Kontaminácia mestských záhrad a parkov Zn bola uvádzaná týmito autormi v rozsahu 15–1200 ppm.

2.4 PRÍJEM ŤAŽKÝCH KOVOV RASTLINAMI

2.4.1 RASTLINY A ŤAŽKÉ KOVY

Ťažké kovy nachádzajúce sa v jednotlivých zložkách životného prostredia – vo vode, pôde, ovzduší – sa dostávajú do biolo-

gických objektov: rastlinných, živočíšnych organizmov i do organizmu človeka. Do rastlín sa ťažké kovy dostávajú buď listami, prípadne všetkými orgánmi nadzemnej časti rastlín alebo koreňovým systémom.

Niektoré tieto kovy (Pb,Cd,Hg) sú vážnymi kontaminantami a majú toxikologický význam, kým niektoré iné ako Cr,Co,Cu,Mg,Zn a podobne sú základnými mikronutrientami pre vyššie živočíchy a rastliny (Somers,1974). No aj tieto esenciálne prvky môžu byť pri dostatočne vysokej koncentrácii nebezpečné a toxické.

Rastliny absorbujú ťažké kovy z pôdy a tiež z povrchu usadenín z častí rastlín vystavených atmosferickému znečisteniu (Haghiri,1973). Okrem toho používanie odpadových vôd na zavlažovanie rastlín a prítomnosť ťažkých kovov v hnojivách tvoria ďalšie zdroje polutantov pre rastliny.

2.4.2 KUMULÁCIA ŤAŽKÝCH KOVOV RASTLINAMI

2.4.2.1 KADMIUM

Rastliny prijímajú Cd prevažne koreňovým systémom (Haghiri,1973), existuje však aj mimokoreňový príjem Cd priamo z atmosféry prostredníctvom znečisteného povrchu listov (Hovmand a kol.,1983). Príjem Cd koreňmi rastlín sa zvyšuje so stúpajúcim pH a znižuje s obsahom alkalických kovov a kovov alkalických zemín a s obsahom ostatných ťažkých kovov (Jones a Jarvis,1981).

Obsah Cd v rastlinách sa pohybuje od 0,01 do 0,22 mg.kg⁻¹. Jednotlivé plodiny majú rozličnú schopnosť prijímať Cd. Najviac Cd absorbuje koreňová zelenina a skleníkové produkty (Ginter,1993). Na obsah Cd v rastlinách vplýva aj pôdny druh, pôdny typ a pôdna reakcia. Kadmium je prístupnejšie pre rastliny v kyslých ako na vápenatých pôdach. Akumulácia Cd sa líši nielen medzi druhmi rastlín, ale tiež medzi orgánmi a tkanivami tej istej rastliny. Podľa všeobecného pravidla je obsah kovu vyšší v koreňoch, než vo výhonkoch. Podľa Daviesa (1980), je tento jav pozorovaný v tráve, kde 65 až 90% celkového obsahu Cd v rastlinách je lokalizovaných v ko-

reňoch.

Štúdiom príjmu Cd v šaláte a dvoch druhoch čakanky počas 15 a 35 dní experimentu boli zistené nasledujúce hodnoty: s použitím koncentrácie $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ Cd klesla jeho koncentrácia o 40% medzi prvým (15 dní) a druhým (35 dní) skúšobným časom. Pri koncentrácii 1 mg.l^{-1} , iba korene šalátu vykazovali pokles o 40%, kým v koreňoch obidvoch druhov čakanky sa koncentrácia nezmenila. Vyšší obsah Cd pri $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ bol zistený v listoch šalátu po 35 dňoch. Po 15 dňoch experimentu sa najviac Cd lokalizovalo do koreňov, ale po 35 dňoch boli významné časti Cd lokalizované v listoch. Príjem Cd bol najviac účinný po 15 dňoch (Garate a kol., 1993).

Cieľom experimentu s hrachom konským *Vicia faba* bolo objasniť, či sa Cd v rastlinách ukladá rovnomerne alebo či niektoré orgány majú zvýšenú afinitu ku kumulácii tohto prvku. Ďalej sa sledoval vplyv Cd na rast a množstvo biomasy rastlín. Použité boli koncentrácie Cd: 0; 0,25; 2,5; 25 a 250 mg.kg^{-1} . Z testu vyplynulo, že Cd prijímané koreňovým systémom, negatívne ovplyvňuje produkciu biomasy a rast rastlín. Rozdiel od kontroly bol značný aj pri najnižšej koncentrácii Cd $0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$. Pri koncentraciách 25 a hlavne 250 mg.kg^{-1} dochádzalo k patologickým zmenám, ktoré často viedli k zastaveniu rastu a odumretiu celej rastliny. Z analýzy jednotlivých častí rastlín je zrejmé, že najväčšie množstvo Cd sa kumuluje v koreňovom systéme. Najnižší obsah Cd z celej rastliny bol v listoch (Mondspiegel, 1990).

Najvyšším obsahom Cd sa spravidla vyznačujú korene, nasledujú listy, stonky, plody a zásobné orgány. Najnižší obsah majú semená (Haghiri, 1973). U niektorých druhoch rastlín sú však uvádzané najvyššie obsahy Cd v listoch, napr. u tabaku, čo je z hygienického a komerčného hľadiska úplne nežiaduce (Clarke a Brennam, 1989).

2.4.2.2 OLOVO

Olovo je v experimentálnych podmienkach prijímané zo živného roztoku koreňmi. Vo vonkajších podmienkach sa však na celko-

vom obsahu Pb v rastlinách značne podieľa mimokoreňový (foliárny) príjem. Uvádza sa, že 40 až 80% Pb obsiahnutého v rastlinách je prijímané foliárne (Cibulka a kol.,1991). Za prirodzený obsah Pb v suchozemských rastlinách sa pokladá koncentrácia 2.7 mg.kg^{-1} sušiny, pričom huby a lišajníky môžu obsahovať až do 50 mg Pb . Toxicita Pb spočíva v tom, že blokuje fotosyntézu, bráni transportu látok, inhibuje enzymatickú činnosť, bráni tvorbe ATP. Rastliny pri jeho zvýšenom obsahu žltnú a schnú (Kulich,1994).

Aj keď nie sú jednoznačné názory na prijímanie Pb z pôdy koreňmi rastlín, doterajšie poznatky ukazujú, že rastlina síce prijíma Pb z pôdy z jeho rozpustných foriem, ale do nadzemných orgánov sa transportuje iba malá časť. Hlavná časť sa kumuluje v koreňoch rastlín. Z obilnín je na Pb najcitlivejšia pšenica, menej jačmeň a ovos. Zlúčeniny Pb pôsobia na vegetáciu vo forme aerosólu, ktorý sa zachytáva na povrchu rastlín (Wong a Tam,1978). K odstráneniu Pb z povrchu listov rastlín môže dochádzať aj samovoľne v dôsledku zmytia dažďom, odviatia vetrom, či odstránením chodidlami hmyzu. Uvádza sa, že za daždivého počasia dochádza k celkovému zníženiu povrchovej kontaminácie rastlín olovom až o 16% (Cibulka a kol.,1991). Udáva sa, že len menšia časť Pb sa dostáva do rastlín koreňmi z pôdy a hlavným zdrojom Pb v nadzemných, zelených častiach rastlín je kontaminácia ovzdušia (Bencko,1984).

Použitím koreňového testu sa skúmal vzťah medzi množstvom Pb v rastlinnom tkanive a hladinou inhibície koreňového rastu pre 12 druhov rastlín. Rozsah koncentrácie 345 až 8152 mg.kg^{-1} sušiny inhiboval rast koreňa iba na 5 až 30% v porovnaní s kontrolou. Okolo 96,6% Pb bolo lokalizovaných v bunkách koreňov. Najviac bolo Pb kumulované v bunkových stenách vakuol. (Wierzbicka a Antosiewicz,1993).

2.4.2.3 ZINOK

Koncentrácia Zn v trávach a obilninách sa pohybuje obvykle v rozsahu od 10 do 100 mg.kg^{-1} sušiny. U nás boli zistené



2.4.3 VPLYV Cd, Pb, Zn, Cu a Fe NA VYBRANÉ DRUHY RASTLÍN

Štúdium obsahu Cd, Cr, Cu a Zn v ryži z delty rieky Ebro (Tarragona, Španielsko) prinieslo nasledujúce výsledky. Hladiny kovov v ryži neboli významné vo vzťahu ani s jednou koncentráciou kovu v pôde ani vo vode. S ohľadom na Cd bolo zistené, že ak sú podmienky konštantné, na Cd bohaté pôdy produkujú na Cd bohatú ryžu. Obsah kovov v ryži bol $0,020 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{Cd}$, $1,39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{Cu}$, $19,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{Zn}$ a $0,44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{Cr}$. V práci bol stanovený tiež príjem Cd, Cu, Zn a Cr potravou z ryže. Percentuálny obsah kovov prijímaných z ryže bol 0,48 Cd, 1,65 Cu, 3,47 Zn a 4,82 Cr a ich úplný denný príjem bol $56 \mu\text{g}$ Cd, $1156 \mu\text{g}$ Cu, $7523 \mu\text{g}$ Zn a $125 \mu\text{g}$ Cr na osobu. Hoci úplné množstvá Cd a Cr prijímané z ryže populáciou boli vysoké v porovnaní s inými krajinami, nebolo zaznamenané ohrozenie zdravia (Schuhmacher, 1994).

Pri pestovaní vodného hyacintu v riečnej vode obsahujúcej $0,001 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ CdCl}_2$ sa tento prvok sústredil v koreňovom systéme s priemerným množstvom 0,9; 1,4 a $3,0 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny počas 24, 48 a 72 hodinovej expozície. Pri $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ po ôsmich hodinách vrchná časť obsahovala $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny, po 24 hodinách koncentrácia vzrástla na $6,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny (Delgado, 1993). Vodný hyacint *Eichhornia Crassipes* sa úspešne využíva ako indikátor ťažkých kovov v tropických oblastiach. Príjem ťažkých kovov touto rastlinou je väčší v koreňoch než v plávajúcich výhonkoch. Vzorky odobraté zo znečistených a neznečistených oblastí ukázali schopnosť *Eichhornia Crassipes* kumulovať ťažké kovy v koreni a jeho využitie ako bioindikátora ťažkých kovov (Gonzalez, 1989). Niektoré práce podávajú správy o možnosti použitia poľnohospodárskych produktov ako substrátov na odstránenie kovových iónov z vodných roztokov. Semená *Butyrospermum parkii* sú bohatým zdrojom jedlých olejov a struky sa ďalej nevyužívajú. Eromosele a Otitolaye (1994) použili struky na sorpciu Fe, Zn a Pb iónov z vodných roztokov. Výsledky tejto práce ukazujú, že struky *Butyrospermum parkii* sú účinné pri

odstránení iónov ťažkých kovov z vodných roztokov a môžu byť použité ako materiály na odstránenie ťažkých kovov z roztoku.

Prirodzené obsahy Pb, Zn a Cu v rastlinách pestovaných na nekontaminovaných a odmineralizovaných pôdach sú v rozsahu 0,1-10 mg.kg⁻¹sušiny Pb, 12-47 mg.kg⁻¹sušiny Zn a 1-10 mg.kg⁻¹sušiny Cu (Kabata-Pendias a Pendias,1984). Koncentrácie Pb,Zn a Cu v *Taraxacum* prevýšili vyskytujúce sa hladiny kovov v iných rastlinách. Obsahy boli v rozsahu 56-950 mg.kg⁻¹sušiny Pb, v púpavových koreňoch 22-199 ppm sušiny Cu, v koreňoch reďkovky 27-708 ppm sušiny Zn a v listovej zelenine 35-470 ppm sušiny Zn. Zvýšené hladiny kovov v rastlinách ovplyvňovali inhibičné procesy (Cook a kol.,1994).

V práci Schuhmachera a kolektívu (1993) sa zisťovali aktuálne množstvá Cr, Cu a Zn v rastlinách z Tarragonskej provincie. Určené obsahy kovov v rozdielnych častiach rastlín boli v zhode s teóriou Haghiriho (1973), ktorý považuje koreň za vstupný bod kovov do rastlín. V protiklade sú iné práce, ktoré považujú nadzemné časti rastlín za významné pre vstup kovov do rastlín (Bosque a kol.,1990). Autori zistili v koreňoch 0,34μg.g⁻¹Cr, 2,60 μg.g⁻¹Cu a 6,05 μg.g⁻¹Zn a v listoch 0,1 μg.g⁻¹Cr, 1,21 μg.g⁻¹Cu a 4,14 μg.g⁻¹Zn. V porovnaní s odporúčanými hodnotami denného príjmu obsah týchto kovov v rastlinách nebol pre konzumentov nebezpečný.

Pohyb Pb a Cd do a cez rastliny je prevažne účinkom okolitých podmienok, ktoré obklopujú rastliny ako aj fyziologických podmienok samotných rastlín. Kadmium je viac toxické pre kukuricu a sójové bôby než je Pb a sójové bôby sú viac prístupné pre obidva kovy než je kukurica. Korene kukurice obsahovali 2-4 krát viac Cd ako výhonky. Olovo bolo v rastlinách uložené v nerozpustnej amorfnej forme. Korene reagovali citlivejšie na prítomnosť Pb a Cd (Koeppel,1977).

V práci Yurukova a Kocheva (1994) sa zisťovali koncentrácie ťažkých kovov v 16 druhoch makrofytnéj vodnej vegetácie. Maximum obsahu Zn bol zistený v druhoch rodu *Lycopus* a *Lythrum*, ktoré sú známe ako zinok kumulujúce

rastliny. Široké rozsahy koncentrácií boli pre Fe od 43 do 8631 mg.kg⁻¹. Železo bolo kumulované v najväčších množstvách. Preukázateľný bol aj vysoký obsah Cu v *Elodea canadensis*.

2.4.4 VZÁJOMNÉ INTERAKCIE KOVOV V KOMBINÁCIÁCH

Kombinácie kovov môžu vo vzájomnej interakcii vyvolať veľmi rôzne účinky. Sú tu tri možné efekty:

- aditívny: toxicita jedného kovu sa pridáva k toxicite druhého kovu (Pb+As).
- antagonistický: niektoré kovy stimulujú odbúranie iného kovu
- synergický: jeden kov môže niekedy znásobiť toxicitu iného kovu

Príjem kovov rastlinami môže byť tiež ovplyvnený interakciou s niektorými mikroelementami. Veľa prác bolo venovaných interakcii Cd-Zn. Z výsledkov týchto prác vyplýva, že prídavok Zn do živného prostredia znižuje príjem Cd rastlinami (Jarvis a kol.,1976), ale výnimkou nie sú ani názory, že mechanizmy príjmu Cd a Zn rastlinami nie sú na sebe závislé (Girling a Peterson,1981).

Výsledky niektorých prác naznačili tiež možnosť interakcie Cd a Fe, Cd a Pb, Cd a Cu pri príjme kovov rastlinami. Zvýšené koncentrácie Pb v živnom roztoku zvýšili obsah Fe a Zn a neovplyvnili obsah Cu v rastlinách. Prídavok Pb v koncentráciách 10-250 mg.l⁻¹ vyvolal v koreňoch jílku mnohokvetého významný pokles obsahu Cu a Zn (Cibulka a kol.,1991).

Kozák a Jehlička (1990) sledovali rozsah adsorpcie Cd a Pb pôdami. Prídavok Pb k roztoku Cd výrazne znižoval rozsah adsorpcie Cd. Ďalšie zaujímavé zistenie zvyrazňuje vplyv použitých stúpajúcich dávok Cd na aktivizáciu iónov s oxidačným stupňom Zn²⁺, Mn, Sr, ktoré sa kumulujú v sušine rovnako vo zvýšenej miere (Kulich,1994).

Objavili sa zaujímavé pozorovania, ktoré naznačili, že interakcia medzi Pb a Cd je v špecifických prípadoch

synergická. Tieto dva kovy v kombinácii oslabujú rast koreňa pri podstatne nižších koncentráciách. Ďalšie naznačenia interakcie Cd-Pb sú pozorované pri respirácii (dýchaní) kukuričných koreňov. V nich Pb a Cd v kombinácii znižujú inhibíciu cca na 1/2 inhibície pozorovanej u týchto kovov jednotlivo (Koepe,1977).

Prídavkom Cd k pôdam vzrástla koncentrácia Zn v rastlinách. Prídavkom Ca a P každý z nich znížil koncentráciu Zn v rastlinách. Pomer Zn/Cd odzrkadľuje väčší účinok obmedzenia na Zn než na Cd a rozličné účinky pôdnej organickej hmoty na dva prvky v rastlinách. Významný je výrazný účinok Cd pri vzraсте koncentrácie Zn v rastlinách (MacClean,1976).

2.5 TOXICKÉ ÚČINKY ŤAŽKÝCH KOVOV NA ČLOVEKA

2.5.1 KADMIUM

Ľudská populácia je exponovaná rôznymi dávkami Cd v závislosti od spôsobu príjmu, dávky a dĺžky expozície (Bencko,1984). Kadmium sa do ľudského organizmu dostáva jednak zo vzduchu dýchaním, jednak potravou. Komisia WHO/FAO navrhla ako maximálnu hranicu denný príjem 57 až 70 μg Cd (Ginter,1993). Toxická dávka pre človeka je jednorázovo 10mg Cd, smrteľná 40 až 50 mg Cd. Kadmium sa hromadí v pečeni, obličkách, pankrease a v pohlavných orgánoch, kde vyvoláva neplodnosť (Sova,1993). U ľudí sa po pitve našlo najviac Cd v obličkách, 20% vo svaloch a 15% v pečeni. Vylučovanie Cd, ktoré sa uložilo v orgánoch, je veľmi pomalé, takže Cd má extrémne dlhý biologický polčas. Ak sa Cd uloží v pečeni či obličkách, je potrebných 10 až 30 rokov, aby sa jeho množstvo v týchto orgánoch znížilo na polovicu. Kadmium je preto typickým príkladom kumulatívneho jedu.

Hlavným miestom zásahu pri dlhodobom zvýšenom príjme Cd sú obličky. Súčasne je ohrozené i kostné tkanivo, v ktorom Cd vyvoláva poruchy v látkovej premene vápnika. Klasickým príkladom je ochorenie "itai-itai", ktoré postihlo japonských roľníkov, používajúcich vodu kontaminovanú zlúčeninami

Cd z okolitých priemyselných závodov. Viac než 110 ľudí zomrelo po ťažkom poškodení obličiek a s príznakmi mäknutia kostí. Toxicitu Cd zvyšujú poruchy vo výžive, napr. vysoký príjem alkoholu a nízky prívod vitamínu C (Ginter, 1993).

Akútna aj chronická expozícia vysokými koncentráciami Cd v prachu alebo parách kovu vyvoláva u robotníkov v priemysle poškodenie funkcie pľúc, ktoré sa prejavuje ťažkým podráždením dýchacích ústrojov, začínajúcim už niekoľko hodín po expozícii. V konečnej fáze sa objaví edém pľúc, ktorý je v tomto prípade príčinou smrti (Bencko, 1984).

Hlavný mechanizmus toxického pôsobenia Cd spočíva v konkurenčnom vytlačaní dôležitého biogénneho mikroelementu, zinku z mnohých enzymatických systémov (Ginter, 1993). V poslednej dobe bol potvrdený kombinovaný súbor interakcií medzi Cd, Cu a Zn. (Bencko, 1984).

Karcinogénny účinok Cd nie je na človeku dostatočne preskúmaný, ale potvrdil sa na zvieratách. Keďže Cd znamená pre človeka veľké nebezpečenstvo, stanovil sa jeho predbežný možný týždenný príjem v požívatinách na 0,4-0,5 mg na osobu a 0,0067-0,0083 mg na kg hmotnosti.

2.5.2 OLOVO

Do organizmu sa Pb dostáva predovšetkým orálnou cestou, v podstatne menšej miere inhaláciou (asi 10%) a len zriedka prienikom kožou. Dospelí ľudia vstrebávajú iba 10% Pb prijateho potravou, zatiaľ čo detský organizmus ho vstrebáva až do výšky 40%. Po vstrebaní sa anorganické Pb najprv uloží do mäkkých tkanív, hlavne do obličiek a pečene. Neskôr dochádza k redistribúcii a najviac Pb sa ukladá do kostí, zubov a vlasov, takže nakoniec asi 95% celkového množstva Pb v tele sa nachádza v kostre. Takmer všetko anorganické Pb cirkuluje v krvi viazané na červené krvinky. Koncentrácie Pb v krvi sú považované za najlepší ukazovateľ expozície (Ginter, 1994).

Najčastejšou formou akútnej otravy je gastrointestinálna kolika. Črevné koliky vznikajú už pri relatívne nízkych kon-

centráciách Pb (Bencko,1984). Akútne sa môže vyvíjať aj encefalopatia (postihnutie centrálného nervového systému) u detí pri relatívne krátkodobom vysokom príjme Pb. Detský organizmus je voči Pb oveľa citlivejší. Americkí odborníci sa domnievajú, že ak koncentrácia Pb v krvi presiahne 25 μg Pb/100 ml je príjem Pb už nebezpečne vysoký (Ginter,1994).

Prítomnosť Pb v požívatinách je podľa rozličných údajov veľmi variabilná od 20 μg do 500 μg za deň (Blažej a kol.,1981). Ako vyplýva zo záverov expertov WHO/FAO, priemerný denný príjem Pb z požívatín je 230-350 μg , k čomu treba prirátat cca 90 μg z atmosféry. Pri intoxikácii Pb je najviac postihnutý krvotvorný systém, nervový systém, tráviace ústroje a obličky (Bencko,1984).

Priemerný denný príjem Pb u osôb žijúcich v čistom prostredí sa pohybuje okolo 0,3 mg. Pri zvýšení príjmu na 0,6 mg už dochádza k pozitívnej bilancii a k hromadeniu Pb v tele, ale pri takomto príjme sa obvykle za život jedinca neprejaví toxické účinky. Ak však príjem Pb stúpne na 2,5 mg za deň, prvé toxické prejavy sa dostavia asi za 4 roky. Pri dennom príjme 3,5 mg sa zdravotné poruchy prejaví už po niekoľkých mesiacoch. Biologický polčas Pb v kostiach je veľmi dlhý a pohybuje sa medzi 20-30 rokmi (Ginter,1994).

2.5.3 ZINOK

Patrí medzi stopové prvky s rozmanitými biologickými funkciami a je významným esenciálnym prvkom. Priemerný denný príjem Zn sa v rôznych častiach sveta pohybuje od 5 do 22 mg za deň. Potraviny bohaté na bielkoviny obsahujú obvykle i dostatočne vysokú koncentráciu Zn. Zinok sa vyskytuje prakticky vo všetkých rastlinných a živočíšnych tkanivách. Je súčasťou niektorých enzýmov a pre človeka je nenahradiiteľný. Pri jeho nedostatku dochádza k zlému hojeniu rán, strate chuti do jedla, retardácii rastu, kožným chorobám, poruchám reprodukčných orgánov a vyskytujú sa kostné abnormality. Pri veľmi vysokých koncentráciách pôsobí tlmivo na

centrálny nervový systém, má leptajúce účinky. Spolu s inými kovmi (Be, Co, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb, Sn), resp. ich oxidmi môže vyvolať tzv. "horúčku zlievačov". Pri otrave $ZnCl_2$ môže dôjsť k ťažkému poškodeniu dýchacích ústrojov, k pneumonii a k pľúcnemu edému.

Chronická otrava Zn nebola u človeka popísaná. Predpokladá sa, že Zn pôsobí kokarcinogénne, zvyšuje rast experimentálnych sarkómov vyvolávaných podaním polycyklických aromatických uhľovodíkov (Bencko, 1984). Zinok sa nachádza v relatívne vysokom množstve vo všetkých orgánoch tela, vstrebáva sa z tenkého čreva, zo žalúdka a hrubého čreva.

2.5.4 MEĎ

Príjem a vstrebávanie tohto prvku sú silno ovplyvňované množstvom minerálnych prvkov a zložením potravy. Meď v metabolizme vstupuje do reakcií so Zn, Pb, Cd a Mo. Metabolická úloha Cu spočíva hlavne v tom, že je zložkou niektorých enzýmov. Porucha metabolizmu meďou je známa ako "Wilsonova choroba".

Priemyselná expozícia parami Cu alebo prašnými aerosolmi obsahujúcimi Cu je relatívne častá. Početné sledovania zdravotného stavu pracovníkov však neodkryli známky poškodenia organizmu. Pri akútnej expozícii parami Cu (koncentrácia $0,1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, veľmi jemné prachové častice) vzniká horúčka z kovov. Soli Cu pôsobia dráždivo na neporušenú kožu. Ich účinok sa prejavuje svrbením, erytémom a zápalom kože.

Tolerancia človeka na Cu je vysoká, ak prísun neprevýši $0,5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ telesnej hmotnosti, nevznikajú nepriaznivé následky. Denný príjem Cu u dospelého človeka sa pohybuje medzi $15-40 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ telesnej hmotnosti, čo zodpovedá celkovému dennému príjmu 1-3 mg. Pokiaľ nie je Cu vyvážená inými minerálnymi prvkami, s ktorými by integrovala môže dôjsť ku chronickej otrave, ktorá môže vzniknúť ako následok nesprávneho zloženia prijímanej potravy, nadmerným užívaním minerálnych liečivých vôd s obsahom Cu a kontamináciou potravín.

2.5.5 ŽELEZO

Železo má v ľudskom organizme mnohostranný význam. Je súčasťou hemoglobínu a niektorých dýchacích enzýmov, z čoho vyplýva jeho dôležitosť pre krvotvorbu, transport a využitie kyslíka v organizme. Je viazané na proteíny, ktoré možno rozdeliť na :

- a) transportné a zásobné Fe-proteíny
- b) Fe-S proteíny
- c) Fe-flavoproteíny
- d) Fe-porfyrínové proteíny a hemiproteíny

Denne prijíma ľudský organizmus cca 1 mg Fe. Kým u novorodenca je celkové množstvo Fe v organizme len 0,2-0,3 g, u dospelého človeka 3-5 g. Čo sa týka jeho obsahu v rôznych orgánoch ľudského tela, najviac sa ho nachádza v pečeni a slezine, potom obsah klesá v poradí: obličky, srdce, svaly a mozog. Nedostatok Fe je zjavný u niektorých ochorení, ako sú anémie, klinicky sa prejavujúce únavou, vyčerpanosťou, ochorením nechťov, u detí potlačením rastu a zníženou odolnosťou voči infekciám.

Organizmus živočíchov a človeka nemá osobitný systém na vylúčenie nadbytočného Fe. Vysoké dávky môžu byť toxické. Odhaduje sa, že asi pol miliardy ľudí trpí deficitom Fe a niekoľko miliónov na jeho nadbytok. Najčastejšou príčinou jeho deficitu je nesprávne zloženie potravy. Hlavným zdrojom Fe je mäso, vajcia, špenát (Škárka, 1992).

2.6 ATÓMOVÁ ABSORPČNÁ SPEKTROMETRIA (AAS)

2.6.1 PRINCÍP AAS

Atómová absorpčná spektrometria je založená na meraní selektívnej absorpcie monochromatického žiarenia voľnými atómami prvkov v základnom elektrónovom stave.

V súlade s Kirchhoffovým zákonom teleso najlepšie absorbuje tie spektrálne čiary, ktoré najsilnejšie vyžaruje. Emisné spektrum nejakej látky je doplnkom (negatívom) absorpčného spektra. Energia pohlteneho žiarenia zodpovedá prechodu valenčného elektrónu zo základného stavu na

niektorú vyššiu energetickú hladinu. Vlnová dĺžka žiarenia, ktorá sa selektívne absorbuje voľnými atómami, je pre daný prvok charakteristická a leží v intervale 190–900 nm. Hodnota absorpcie žiarenia je úmerná koncentrácii atómov v základnom energetickom stave v plameni.

Aby sa mohlo uskutočniť stanovenie atómovou absorpciou, musí sa vzorka dostať do atómového plynného stavu. Na tento účel sa využívajú atomizátory, v ktorých sa stanovený prvok reprodukovateľne premieňa na atómy v základnom stave. Najznámejšími atomizátormi sú vysokotepeľné chemické plamene, ktoré však majú viacero nedostatkov, preto sú mnohé zariadenia vybavené bezplameňovými elektrochemickými atomizátormi. Bezplameňová atomizácia sa robí v grafitovej kyvete. Zdroj žiarenia musí poskytovať fotóny s rovnakou polšírkou spektrálnej čiary. Túto požiadavku spĺňajú výbojky s dutou katódou. Každému prvku zodpovedá určitá λ , a teda pre AAS treba väčší počet dutých výbojok. Druhou požiadavkou pre vysokú absorpciu signálu je, aby väčšina atómov vzorky v plameni bola v základnom stave.

Pre experimentálne podmienky AAS možno absorpciu žiarenia A pri danej vlnovej dĺžke vyjadriť rovnicou:

$$A_{\lambda} = \log(\varphi/\varphi_0) = a_{\lambda} \cdot N_0 \cdot d$$

kde φ a φ_0 je žiarivý tok pred resp. po prechode cez absorbujúce prostredie, ktorý sa vzťahuje na selektívnu absorpciu rezonančnej spektrálnej čiary s vlnovou dĺžkou λ

a_{λ} – atómový absorpčný koeficient na rezonančnej čiare

N_0 – koncentrácia atómov v základnom stave, ktorá sa približne rovná celkovej koncentrácii atómov stanoveného prvku

d – hrúbka absorbujúceho prostredia

Pretože a a d sú konštantné, absorpcia je priamo úmerná počtu atómov príslušného prvku v objemovej jednotke, teda jeho koncentrácii. Medzi absorbanciou a koncentrácii je v rozsahu nízkych koncentrácií lineárna závislosť. Nelinearita kalibračnej krivky svedčí o fyzikálnej i chemickej alebo spektrálnej interferencii, príp. o

samoabsorpcií žiarenia. Vhodnou voľbou podmienok stanovenia je možné rušivé vplyvy úplne odstrániť, alebo potlačiť na minimum. Veľmi dôležitá je teplota atomizácie, ktorou možno meniť celkový počet atómov stanovovaného prvku v absorpčnom prostredí. Pri nízkych teplotách nedochádza k úplnému rozpadu molekúl na atómy, pri mnohých dochádza k excitácii až ionizácii atómov.

2.6.2 ATÓMOVÝ ABSORPČNÝ SPEKTROMETER A JEHO FUNKCIA

Skladá sa z 5 základných častí: zdroj žiarenia, atomizátor vzorky, monochromátor, detektor a indikačný systém.

ZDROJ ŽIARENIA

Najbežnejším zdrojom žiarenia v AAS je výbojka s dutou katódou. Je to vákuovaná sklenená banka naplnená neónom alebo argónom na nízky tlak. Katódou je dutý kovový valček z takého kovu, aký sa má stanovovať. Vložením elektrického napätia na elektródy nastáva tlejivý výboj, pričom na katóde vzniká čiarové spektrum, ktoré patrí atómu kovu katódy. Pre povrchové kovy (Cd, Sb, As a iné) sa osvedčili tiež tzv. bezelektrodové výbojky.

ATOMIZÁTOR – ABSORPČNÉ PROSTREDIE

V AAS sa atomizácia kvapalnej vzorky najčastejšie dosahuje vysokoteplotným plameňom. Kvapalná vzorka sa nasáva do atomizátora vzduchom alebo kyslíkom tak, aby vznikol jemný aerosol. Zmiešavanie aerosolu s palivom sa realizuje v horákoch. Absorpčným prostredím je plameň horáka s teplotou 2000 až 3000 K. Najčastejšie používaným palivom sú zmesi: vzduch-acetylén, oxid dusný-acetylén. Zriedkavejšou, avšak efektívnou, je bezplameňová termoelektrická atomizácia. Potrebné teplo sa dodáva elektrickým rozžeravením grafitovej podložky s malým množstvom vzorky. Vzorka sa stúpajúcou teplotou vysuší, potom sa splyňuje a napokon atomizuje. Táto metóda je vhodná na stanovenie ultranízkych koncentrácií.

MONOCHROMÁTOR A DETEKTOR

Na izoláciu frekvencií žiarenia, v ktorom sa nachádza sledovaná rezonančná čiara sa používajú monochromátory, vybavené vstupnou a výstupnou štrbinou a spektrálnou mriežkou alebo hranolom. Na detekciu žiarenia sa najčastejšie v AAS používa fotonásobič s veľkou citlivosťou.

VYHODNOTENIE SIGNÁLU

Metódy AAS sú metódami porovnávacími. Pri stanovení koncentrácie prvku vo vzorke vychádzame z nameranej absorpcie, ktorú porovnávame s absorpciami štandardných roztokov metódou kalibračnej krivky, príp. metódou štandardného prídavku. V prvom rade musí byť zaručené, že atomizácia je pre vzorku aj pre štandard rovnako účinná.

2.6.3 VYUŽITIE AAS

Metódou AAS môžeme stanoviť takmer všetky kovy. AAS má rozsiahle využitie tak pri analýze vzoriek anorganickej, ako aj organickej a biologickej povahy. Používa sa v metalurgii, geológii, silikátovej chémii, pri analýze vôd, v agrochémii, ako aj pri chemickej kontrole životného prostredia, potravín a pod. Metódami AAS je možné analyzovať vzorky všetkých skupenstiev. Nevýhodou AAS je, že vyžaduje veľký počet lúčových zdrojov, rovnajúci sa počtu stanovovaných prvkov (Garaj a kol., 1987).

3. EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

3.1 MATERIÁL

3.1.1 POUŽITÉ TESTOVACIE LÁTKY

$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	$M_r=287,54$
$CdCl_2 \cdot 2,5H_2O$	$M_r=228,35$
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	$M_r=249,68$
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	$M_r=278,01$
$Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$	$M_r=379,20$

3.1.2 BIOLOGICKÝ OBJEKT POUŽITÝ NA TESTOVANIE

SINAPIS ALBA—HORČICA BIELA

Z vyšších rastlín boli na test použité semená horčice bielej *Sinapis Alba*. Je to vysoká jednoročná rastlina, ktorá je zaraďovaná medzi olejiny. Má 150cm vysokú vzpriamenú, bohato vetvenú lodyhu. V pôde má tenký jednoduchý alebo vetvený koreň. V hroznovitom kvetenstve rozkvitajú štvorčlenné kvety so žltými lístkami a žltozeleným otvoreným kalichom. Gulové semená sú matné, žltohnedej farby. Na jednej rastline sa vyvíja niekoľko 100 semien, ktoré z dozretých strukov ľahko vypadávajú.

Horčica je dnes rozšírenou rastlinou v celej Európe i v ostatných svetadieloch. U nás sa pestuje predovšetkým ako letná medziplodina na zelenú vňať, buď ako monokultúra alebo v zmeskách so strukovinami a obilninami. V priaznivých rastových podmienkach poskytuje dobré výnosy zelenej hmoty aj semien, ktoré sa používajú na výrobu stolového oleja a vo farmaceutickom priemysle.

3.2 TESTY TOXICITY

3.2.1 ZÁKLADNÉ PODMIENKY TESTOV TOXICITY

a) výber vhodných druhov organizmov: do toxikologických testov nie je možné zahrnúť celú biocenózu. Preto je potrebné urobiť výber vhodných druhov, ktoré by ju reprezentovali.

-druhy ľahko dostupné v prírode

koncentrácia a kontrola sa robila v troch paralelných stanoveniach. Semená neboli vystavené priamemu slnečnému žiareniu a boli sčasti prikryté ďalšou Petriho miskou, aby sa zabránilo rýchlemu odpareniu roztokov. Po troch dňoch expozície sme každý deň doplnili do Petriho misiek po 10ml roztoku. Po skončení testu, po 8-mich dňoch, sme zmerali dĺžku koreňa a určili percento vyklíčených semien. Tieto hodnoty a hodnoty pH sme zapísali do tabuľky a vypočítali sme priemernú dĺžku koreňa.

Z inhibície rastu koreňového systému sme pre každý kov vybrali 2 koncentrácie, pri ktorých sa inhibícia pohybovala okolo 50%. Potom sme každú vybranú koncentráciu kombinovali s príslušnými dvoma koncentraciami Cd. Cieľom bolo zistiť účinky kombinácie kovov na rast semien horčice bielej *Sinapis Alba*. Postupovali sme rovnako ako pri teste na jednotlivé kovy. Po skončení testu sme opäť zmerali dĺžku koreňov a určili sme percento vyklíčených semien.

3.2.2 VYHODNOTENIE TESTOV TOXICITY

Pri semenách *Sinapis Alba* účinok testovaných látok vyhodnocujeme po ôsmich dňoch odčítaním počtu vyklíčených semien a meraním dĺžky koreňov, ktoré vyklíčili. Vypočítame percento klíčivosti a inhibície rastu koreňového systému. Do tabuľky pre každú testovanú látku, ako aj pre ich kombinácie sme uviedli inhibíciu [I(%)], smerodajnú odchýlku (s), variačný koeficient (v), strednú chybu priemeru (s_x) a hodnoty t-testu. Pomocou t-testu štatisticky vyhodnotíme preukázanosť rozdielov medzi jednotlivými stanoveniami.

3.2.2.1 VZŤAHY POUŽITÉ PRI ŠTATISTICKÝCH VÝPOČTOCH

INHIBÍCIA: $I = (x_0 - x_1) / x_0$

x_0 - dĺžka koreňa v kontrole [cm]

x_1 - dĺžka koreňa v i-tej koncentrácii [cm]

$$\text{SMERODAJNÁ ODCHÝLKA: } s = \sqrt{(\bar{x} - x_1)^2 / n - 1}$$

\bar{x} - priemerná dĺžka koreňa [cm]

x_1 - dĺžka koreňa v 1-tej koncentrácii [cm]

n - počet prípadov

$$\text{VARIACNÝ KOEFICIENT: } v = s \cdot 100 / \bar{x}$$

s - smerodajná odchýlka

\bar{x} - priemerná dĺžka koreňa [cm]

$$\text{STREDNÁ CHYBA PRIEMERU: } s_x = s / \sqrt{n}$$

s - smerodajná odchýlka

n - počet prípadov

STREDNÁ CHYBA PRIEMERNÝCH ROZDIELOV:

$$s_d = \sqrt{(\bar{s}_{x1})^2 - (\bar{s}_{x2})^2}$$

PRIEMERNÝ ROZDIEL POROVNÁVANÝCH HODNÔT:

$$\bar{d} = \bar{x}_1 - \bar{x}_2$$

t -hodnota:

$$t = \bar{d} / s_d$$

Jedným z cieľov toxikologických testov je stanovenie hodnoty LC 50, ktorá udáva koncentráciu, pri ktorej uhynie 50% organizmov v danom časovom úseku. Vypočítame ju probitovou metódou podľa Rothschlina (1973). Z grafu sa odčíta koncentrácia látky, ktorá spôsobí uhynutie 50% organizmov počas skúšobnej doby.

3.3 MERANIE OBSAHU ŤAŽKÝCH KOVOV METÓDOU ABSORPČNEJ ATÓMOVEJ SPEKTROMETRIE

ÚČEL

Atómová absorpčná spektrometria je veľmi vhodnou analytickou metódou, ktorou môžeme stanoviť takmer všetky kovy. My sme ju využili na zistenie obsahu ťažkých kovov - Cd, Fe, Zn a Cu, ako aj ich kombinácií v koreňoch a nadzemných častí rastlín.

3.3.1 PRÍPRAVA VZORIEK NA ANALÝZU AAS

Vysušené vzorky koreňov a nadzemných častí rastlín sme osobitne postupne mineralizovali v HCl a HNO₃. Najprv sme vzorky rozpustili v HCl, nechali zovrieť a odpariť na cca 10ml. Potom sme k roztoku pridali HNO₃, nechali znovu zovrieť a odpariť na 5ml. Takto zmineralizované vzorky sme po vychladnutí doplnili destilovanou vodou do 25ml odmernej banky. Pripravené vzorky sme potom použili na analýzu AAS.

3.3.2 ŠTANDARDY PRE AAS

S cieľom stanovenia vybraných ťažkých kovov vo vzorkách koreňov a nadzemných častí rastlín horčice bielej *Sinapis Alba* sme pripravili štandardné roztoky s koncentráciou 4mg.l⁻¹ pre kovy: Cd, Fe, Zn a Cu. Pretože jednotlivé vzorky obsahovali odlišné množstvá ťažkých kovov, pripravené roztoky sólo štandardov sme podľa potreby riedili. Na prípravu štandardov sme použili chemikálie čistoty p.a.: Fe(NO₃)₃, Zn(NO₃)₂.6H₂O, Cu(NO₃)₂.3H₂O a Cd(NO₃)₂. Pre každú koncentráciu pripravených štandardných roztokov sme odmerali absorbanciu, ktorá zodpovedala danej koncentrácii a pomocou ktorej sme potom prepočítali absorbanciu zistenú pre vzorky na koncentráciu ťažkého kovu, ktorý sa v koreni alebo nadzemnej časti rastliny kumuloval.

Štandardy pre AAS:

KOV	KONCENTRÁCIA [mg.l ⁻¹]	ABSORBANCIA
Cd	2	0,222
Zn	1	0,290
Cu	1	0,040
Fe	2	0,090
Fe	4	0,175

3.3.3 MERACIE ZARIADENIE A POSTUP PRÁCE

Na stanovenie vybraných ťažkých kovov vo vzorkách horčice bielej *Sinapis Alba* bol použitý atómový absorpčný spektrometer firmy CARL ZEISS. Ako zdroj primárneho žiarenia sme použili výbojky s dutou katódou, ktoré boli zhotovené z príslušných meraných kovov t.j. Cd, Fe, Zn a Cu.

Princíp práce: zapne sa hlavný vypínač a pomocou príslušných ovládacích prvkov sa nastaví žeraviaci prúd výbojky. Nastaví sa vlnová dĺžka príslušnej rezonančnej čiary stanovovaného prvku a šírka štrbiny. Optimálna intenzita prúdu fotonásobiča sa dosiahne úpravou polohy výbojky s dutou katódou vo vertikálnom a horizontálnom smere pomocou nastavovacích skrutiek a jemným otáčaním monochromátora na najvyššiu intenzitu rezonančnej čiary. Otvorí sa prívod oxidovadla a paliva, nastaví sa ich výstupné tlaky a upraví sa prietoky na odporúčané hodnoty. Zapáli sa plameň, kapilárou sa nasáva destilovaná voda a nastaví sa nula absorbancie. Atomizácia kvapalných vzoriek bola uskutočnená pomocou vysokotepeľného plameňa zmesi vzduch-acetylén s teplotou 2000–3000 K. Po zosilnení fotoprúdu sa signál vedie na výchylkový merací prístroj, na ktorom sa zaznamená hodnota absorbancie pre danú vzorku.

Z hodnoty absorbancie sme pomocou štandardných roztokov vypočítali obsah príslušných kovov vo vzorkách. Výsledky merania sú uvedené v tabuľkách.

Vlnové dĺžky príslušnej rezonančnej čiary stanovovaného prvku:

$$\lambda_{Ca} = 228,80 \text{ nm}$$

$$\lambda_{Fe} = 248,30 \text{ nm}$$

$$\lambda_{Cu} = 324,75 \text{ nm}$$

$$\lambda_{Zn} = 213,90 \text{ nm}$$

4. VÝSLEDKY

Všetky testy toxicity sú vyhodnotené vzhľadom na kontrolu. Pri kombinácii kovov (Cd, Pb, Zn, Cu a Fe) sú výsledky vyhodnotené aj vzhľadom na jednotlivé kovy v kombinácii.

4.1 ÚČINOK TESTOVANÝCH ŤAŽKÝCH KOVOV NA RAST SEMIEN HORČICE BIELEJ *SINAPIS ALBA*

KONTROLA

Semená horčice bielej *SINAPIS ALBA* boli pestované vo vodovodnej vode. Vo všetkých Petriho miskách bol pozorovaný rast semien a klíčivosť bola 96%. Priemerná dĺžka koreňa bola 4,04 cm.

4.1.1 TESTOVANÝ KOV KADMIUM

Na test boli použité koncentrácie: 0,5; 1; 2; 3; 4; 5 a 6 mg.l⁻¹Cd. Počas 8 dní experimentu bol pozorovaný inhibičný účinok Cd na rast a klíčivosť semien horčice bielej. Najnižšia inhibícia bola pri koncentrácii 1 mg.l⁻¹, a to 9,6%. Avšak najmenšia koncentrácia Cd 0,5 mg.l⁻¹ spôsobila inhibíciu oproti kontrole až 44,3%. 50%-ná inhibícia sa prejavila pri koncentrácii 3 mg.l⁻¹. Najviac toxická bola koncentrácia 6 mg.l⁻¹, kde bola inhibícia 63,9%.

Klíčivosť semien sa znižovala so stúpajúcou koncentráciou Cd.

Tabuľka č.1: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Cd NA RAST KOREŇA
S. ALBA

c [mg/l]	pH	$\bar{x} \pm s_x$	I [%]	s	v [%]
0.5	7,00	2,3±0,498**	44,3	0,862	38,3
1	6,99	3.7±1,1017***	9,6	1,761	48,2
2	6,97	2,9±0,709***	28,4	1,229	42,5
3	6,96	2.0±0,446**	50,5	0,772	38,6
4	6,94	1.7±0,286**	57,4	0,495	28,8
5	6,84	1.6±0,144**	59,2	0,249	15,1
6	6,79	1.4±0,008**	63,9	0,152	10,4
K	7,63	4.0±0.535	-	0,927	22,9

Tabuľka č.2: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Cd NA MORTALITU
S.ALBA

c [mg/l]	mortalita [%]	c [mg/l]	mortalita [%]
0,5	20,0	4	24,0
1	18,0	5	28,0
2	20,0	6	36,0
3	22,0		

4.1.2 TESTOVANÝ KOV OLOVO

Na test boli použité koncentrácie Pb:0,5;1;2;4;5;6;7;10;12 a 15 mg.l⁻¹.

Počas celého experimentu bola pozorovaná výrazná inhibícia rastu koreňového systému oproti kontrole. Len pri koncentrácii 5 mg.l⁻¹Pb klesla na 28,5%. 50%-ná inhibícia koreňového rastu bola pri koncentrácii 10 mg.l⁻¹Pb. Pri koncentráciách 1,2,4,6 a 7 mg.l⁻¹Pb bol inhibičný účinok pomerne vyrovnaný, pohyboval sa v rozmedzí 40-48%. Najväčšia

inhibícia bola pri koncentrácii 15 mg.l⁻¹, a to 74,5%.
 Inhibícia klíčivosti semien horčice bielej bola pomerne vysoká. Pri koncentráciách 12 a 15 mg.l⁻¹ dosiahla hodnotu až 40%.

Tabuľka č.3: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Pb NA RAST KOREŇA S. ALBA

c [mg/l]	pH	$\bar{x} \pm s_x$	I [%]	s	v [%]
0,5	7,05	2,7±0,585**	33,9	1,014	37,9
1	7,04	2,3±0,515*	42,1	0,892	38,1
2	7,03	2,2±0,705**	44,6	1,221	54,5
4	7,02	2,2±0,469**	44,3	0,813	36,1
5	7,01	2,9±0,372**	28,5	0,645	22,3
6	7,00	2,4±0,613**	41,3	1,062	44,8
7	6,98	2,1±0,201***	47,8	0,348	16,5
10	6,97	1,9±0,219***	51,7	0,380	19,5
12	6,96	1,5±0,249**	63,9	0,433	29,7
15	6,92	1,0±0,050**	74,5	0,087	8,4
K	7,63	4,0±0,535	-	0,927	22,9

Tabuľka č.4: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Pb NA MORTALITU S. ALBA

c [mg/l]	mortalita [%]	c [mg/l]	mortalita [%]
0,5	18,0	6	34,0
1	26,0	7	36,0
2	26,0	10	40,0
4	32,0	12	38,0
5	32,0	15	40,0

4.1.3 TESTOVANÝ KOV ZINOK

Na test boli použité koncentrácie Zn: 0,5; 1; 2; 3; 4; 6; 8 a 10 mg.l⁻¹.

Počas 8 dní experimentu bola pozorovaná stimulácia rastu koreňového systému oproti kontrole pri koncentráciách 0,5 a 1 mg.l⁻¹Zn, pričom výraznejšia bola pri 1 mg.l⁻¹. Pri ostatných koncentráciách bol pozorovaný inhibičný účinok na rast koreňa oproti kontrole, ktorý však nebol výrazný pri nižších koncentráciách a pri najvyššej 10 mg.l⁻¹Zn dosiahol hodnotu 59,9%. 50%-ná inhibícia rastu koreňa bola pozorovaná pri koncentracii 6 mg.l⁻¹Zn.

Inhibícia klíčivosti semien horčice bielej stúpala so zvyšujúcou sa koncentráciou kovu. Pri koncentracii 10 mg.l⁻¹ bola 32%.

Tabuľka č.5: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Zn NA RAST KOREŇA S. ALBA

c [mg/l]	pH	$\bar{x} \pm s_{\bar{x}}$	I [%]	s	v [%]
0,5	7,58	4,1 \pm 0,644***	-1,2	1,115	27,3
1	7,96	4,9 \pm 0,294***	-20,3	0,509	10,5
2	6,93	3,9 \pm 0,261***	4,2	0,451	11,6
3	6,90	3,7 \pm 0,268***	6,9	0,465	12,4
4	6,83	2,9 \pm 0,384***	28,9	0,666	23,2
6	6,65	2,0 \pm 0,147***	49,9	0,254	12,5
8	6,84	1,7 \pm 0,297**	57,7	0,514	30,1
10	6,82	1,6 \pm 0,399**	59,9	0,691	42,7
K	7,63	4,0 \pm 0,535	-	0,927	22,9

Tabuľka č.6: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Zn NA MORTALITU S. ALBA

c [mg/l]	mortalita [%]	c [mg/l]	mortalita [%]
0,5	18,0	4	24,0
1	14,0	6	26,0
2	20,0	8	30,0
3	20,0	10	32,0

4.1.4 TESTOVANÝ KOV MED'

Na test boli použité koncentrácie Cu:0,5;1;1,5;2 a 2,5mg.l⁻¹. Počas celého testu bol pozorovaný veľmi výrazný inhibičný účinok na rast koreňového systému oproti kontrole. 50%-ná inhibícia sa dosiahla už pri koncentrácii 1 mg.l⁻¹. Najvyššia inhibícia rastu koreňa bola pri koncentrácii 2,5 mg.l⁻¹ a to až 85,6%. Med' bola toxická aj pri nižších koncentráciách.

Inhibícia klíčivosti semien horčice bielej bola pomerne vyrovnaná v rozmedzí 20 - 26%, len pri koncentrácii 2,5 mg.l⁻¹Cu vzrástla na 32%.

Tabuľka č.7: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Cu NA RAST KOREŇA S. ALBA

c [mg/l]	pH	$\bar{x} \pm s_x$	I [%]	s	v [%]
0,5	7,78	3,4 ± 0,885***	15,6	1,533	44,9
1	7,82	1,9 ± 0,479**	53,2	0,479	25,3
1,5	7,10	1,3 ± 0,007**	68,3	0,012	0,938
2	7,13	1,0 ± 0,077**	74,0	0,134	12,8
2,5	7,22	0,6 ± 0,095**	85,6	0,165	28,4
K	7,63	4,0 ± 0,535	-	0,927	22,9

Tabuľka č.8: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Cu NA MORTALITU S. ALBA

c [mg/l]	mortalita [%]	c [mg/l]	mortalita [%]
0,5	20,0	2	26,0
1	24,0	2,5	32,0
1,5	24,0		

4.1.5 TESTOVANÝ KOV ŽELEZO

Na testovanie boli použité koncentrácie Fe:0,5;1;2;3 a 4 mg.l⁻¹.

Počas 8 dní testu bol pozorovaný pri koncentráciách 0,5 a 2 mg.l⁻¹Fe stimulačný účinok, ktorý sa výraznejšie prejavil pri koncentrácii 2 mg.l⁻¹. Pri ostatných testovaných koncentráciách bol len mierny inhibičný účinok oproti kontrole. 50%-ná inhibícia rastu koreňového systému nebola pri našich testovaných koncentráciách zaznamenaná. Pri najvyššej koncentrácii 4 mg.l⁻¹Fe bola inhibícia koreňového rastu 26,9%.

Inhibícia klíčivosti semien horčice bielej bola výraznejšia len pri koncentráciách 3 mg.l⁻¹(34%) a 4 mg.l⁻¹(38%).

Tabuľka č.9: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Fe NA RAST KOREŇA S.ALBA

c [mg/l]	pH	$\bar{x} \pm s_{\bar{x}}$	I [%]	s	v [%]
0,5	6,94	4,1±0,417***	-0,3	0,723	17,8
1	6,92	4,03±0,219***	0,2	0,381	9,4
2	6,86	4,4±0,549**	-9,4	0,952	21,5
3	6,85	3,5±0,917***	13,4	1,589	45,4
4	6,83	2,9±0,259***	26,9	0,450	15,2
K	7,63	4,0±0,535	-	0,927	22,9

Tabuľka č.10: VPLYV RÔZNYCH KONCENTRÁCIÍ Fe NA MORTALITU *S. ALBA*

c [mg/l]	mortalita [%]	c [mg/l]	mortalita [%]
0,5	22,0	3	34,0
1	24,0	4	38,0
2	26,0		

Účinky testovaných ťažkých kovov na klíčivosť semien *S. alba* sme vyhodnotili probitovou metódou pomocou hodnôt LC 50 po 8 dňoch testov. Z tabuľky č.11 vyplýva, že kadmium nebolo v našom prípade pre klíčivosť semien veľmi toxickým prvkom. Najviac toxicky na klíčivosť semien pôsobila meď.

Tabuľka č.11: Hodnoty LC 50 TESTOVANÝCH KOVOV PRE *S. ALBA*

kov	LC 50/8dní mg/l	kov	LC 50/8dní
Cd	199,50	Cu	16,02
Pb	28,20	Fe	50,50
Zn	117,8		

Poradie toxicity kovov na základe hodnôt LC 50/8 dní:

Cu > Pb > Fe > Zn > Cd

4.2.3 TESTOVANÁ KOMBINÁCIA KADMIUM A MEĎ

Na test boli použité kombinácie s koncentraciami: $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd} + 1\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$, $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd} + 1,5\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$ a $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd} + 1\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$, $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd} + 1,5\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$.

Počas 8 dní testu bol pozorovaný inhibičný účinok na rast koreňového systému horčice bielej, ktorý bol najvýraznejší pri kombinácii $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd} + 1,5\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$ a to 80,5%. Pri tejto kombinácii kadmium a meď značne zvýšili svoju inhibíciu oproti ich účinkom ako jednotlivé kovy. Aj ostatné kombinácie intenzívnejšie inhibovali koreňový rast ako oproti kontrole, tak aj navzájom. Vzájomný vzťah Cd a Cu bol synergický. Pri dvoch rozdielnych koncentráciách Cd (3 a 4 mg.l^{-1}) a tej istej koncentrácii Cu (1,5 mg.l^{-1}) bola inhibícia nižšia pri kombinácii $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd} + 1,5\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$.

Tabuľka č.14: VPLYV KOMBINÁCIÍ Cd A Cu NA RAST KOREŇA *S.ALBA*

c [mg/l] +kombinácie	pH	$\bar{x} \pm s_{xx}$	I [%]	s	v [%]
3Cd+1Cu	7,00	$1,3 \pm 0,301^*$ (+++)(##)	66,4	0,522	39,8
3Cd+1,5Cu	6,94	$0,8 \pm 0,119^*$ (+++)(##)	80,5	0,207	27,2
4Cd+1Cu	6,96	$1,3 \pm 0,121^*$ (+++)(###)	66,2	0,210	15,9
4Cd+1,5Cu	6,95	$1,0 \pm 0,060^*$ (+++)(##)	73,8	0,104	10,2
K	7,63	$3,9 \pm 0,208$	-	0,361	9,3

4.2.4 TESTOVANÁ KOMBINÁCIA KADMIUM A ŽELEZO

Na test boli použité kombinácie s koncentraciami: $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$, $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+4\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ a $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$, $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+4\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$.

Počas celého experimentu bol pozorovaný inhibičný účinok na rast koreňového systému. Kadmium výrazne zvýšilo toxický účinok Fe, keď napr. pri koncentrácii $0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ malo železo ako samostatný kov stimulačný účinok a v kombinácii $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ bola inhibícia až 59,7%. Kadmium malo tiež v kombinácii vyšší inhibičný účinok ako samotné. Kombinácie mali vyššie inhibičné účinky ako samostatné kovy Cd a Fe, len v kombinácii $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ bola inhibícia nižšia ako pre samostatné Cd.

Tabuľka č.15: VPLYV KOMBINÁCIÍ Cd A Fe NA RAST KOREŇA *S. ALBA*

c [mg/l] +kombinácie	pH	$\bar{x}\pm s_x$	I [%]	s	v [%]
3Cd+0,5Fe	6,83	$1,6\pm 0,179^*$ (+++)(##)	59,7	0,311	19,8
3Cd+4Fe	6,70	$0,9\pm 0,078^*$ (+++)(##)	76,2	0,136	14,6
4Cd+0,5Fe	6,81	$1,8\pm 0,219^*$ (+++)(##)	52,6	0,381	20,6
4Cd+4Fe	6,72	$1,4\pm 0,092$ (+++)(##)	65,1	0,159	11,7
K	7,63	$3,9\pm 0,208$	-	0,361	9,3

VYSVETLIVKY:

c -koncentrácia

I -inhibícia

x -priemerná dĺžka koreňa [cm]

s -smerodajná odchýlka

v -variačný koeficient

s_x -stredná chyba priemeru

K -kontrola

* -vysoko preukázne rozdiely

** -preukázne rozdiely

***-náhodné rozdiely

+++-náhodné rozdiely oproti Cd

++ -preukázne rozdiely oproti Cd

###-náhodné rozdiely oproti druhému kovu v kombinácii

-preukázne rozdiely oproti druhému kovu v kombinácii

4.3 KUMULÁCIA ŤAŽKÝCH KOVŮ V KOREŇOCH A NADZEMNÝCH ČASTIACH HORČICE BIELEJ *SINAPIS ALBA*

4.3.1 KOVY

KORENE

Nakumulované množstvá Cd, Cu, Fe a Zn boli vo všetkých prípadoch väčšie ako v kontrole. Najväčšie rozdiely boli pri Cd a to pri koncentrácii 4mg.l^{-1} , kedy sa v koreňoch nakumulovalo o $2,072\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}$ viac ako v kontrole. Najmenší rozdiel v porovnaní s kontrolou bol pozorovaný pri použitej koncentrácii $0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ a to $0,044\text{mg.l}^{-1}$.

NADZEMNÉ ČASTI

V nadzemných častiach boli oproti koreňom oveľa väčšie rozdiely medzi obsahom kovov v kontrole a v použitej koncentrácii. Najväčší rozdiel oproti kontrole bol pri koncentrácii $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}$ a predstavoval $6,757\text{mg.l}^{-1}$. Najmenší rozdiel v porovnaní s kontrolou bol pri $0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$, pričom ani rozdiely v množstvách nakumulovaného Zn oproti kontrole neboli výrazné.

Tak ako pri koreňoch aj v nadzemných častiach rastlín boli nakumulované množstvá kovov väčšie oproti kontrole vo všetkých prípadoch. Pri porovnaní množstiev nakumulovaných ťažkých kovov v koreňoch a nadzemných častiach rastlín sa zistilo, že oveľa väčší obsah kovov bol sústredený v nadzemných častiach.

Tabuľka č.16: MNOŽSTVÁ NAKUMULOVANÝCH KOVOV V KOREŇOCH *S. ALBA*

c [mg/l]	kov	absorbancia	nakumulované množstvo c [mg/l]
kontrola	Cd	0.025	0,225
3	Cd	0.200	1,802
4	Cd	0.255	2,297
kontrola	Cu	0,008	0,200
1	Cu	0,025	0,625
1.5	Cu	0,037	0,925
kontrola	Fe	0.048	1,080
0,5	Fe	0.050	1,111
4	Fe	0,092	2,103
kontrola	Zn	0,368	1,269
6	Zn	0,460	1,586
8	Zn	0,550	1,896

Tabuľka č.17: NAKUMULOVANÉ MNOŽSTVÁ KOVOV V NADZEMNÝCH ČASTIACH *S. ALBA*

c [mg/l]	kov	absorbancia	nakumulované množstvo c [mg/l]
kontrola	Cd	0,025	0,225
3	Cd	0,670	6,036
4	Cd	0,775	6,982
kontrola	Cu	0,021	0,512
1	Cu	0,080	2,00
1,5	Cu	0,143	3,575
kontrola	Fe	0,118	2,653
0,5	Fe	0,115	2,555
4	Fe	0,255	5,829
kontrola	Zn	0,605	2,086
6	Zn	0,710	2,448
8	Zn	0,730	2,517

4.3.2 KOMBINÁCIE KOVOV

KORENE

Obsahy ťažkých kovov v koreňoch boli vo všetkých kombináciách väčšie ako v kontrole. Najviac sa oproti kontrole nakumulovalo Cd, v kombinácii $4 \text{ mg.l}^{-1} + 6 \text{ mg.l}^{-1} \text{Zn}$ a to $2,297 \text{ mg.l}^{-1} \text{Cd}$. Najmenší rozdiel v porovnaní s kontrolou bol pri Cu v kombinácii $4 \text{ mg.l}^{-1} \text{Cd} + 1,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{Cu}$, kde zistené nakumulované množstvo bolo $0,3 \text{ mg.l}^{-1} \text{Cu}$.

Vo väčšine prípadov bolo množstvo nakumulovaného Cd v kombináciách menšie ako pri samotnom Cd, s výnimkou kombinácie $4 \text{ mg.l}^{-1} \text{Cd} + 6 \text{ mg.l}^{-1} \text{Zn}$. Z toho vyplýva, že Cu, Fe aj Zn potlačili v kombináciách kumuláciu Cd do koreňov.

Med' sa kumulovala v kombináciách menej ako samostatný

kov, iba v prípade kombinácie $3\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+1\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$ bolo jej množstvo v obidvoch prípadoch rovnaké.

V prípade Fe bola podobná situácia. Množstvo nakumulovaného Fe v kombináciách bolo menšie ako pri samostatnom kove, s výnimkou kombinácie $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$.

Pri Zn bolo vo všetkých prípadoch jeho nakumulované množstvo v kombináciách menšie ako pri samostatnom kove.

NADZEMNÉ ČASTI

V nadzemných častiach rastlín sa v porovnaní s kontrolou kumulovalo najviac Cd v kombinácii $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+4\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ a to v množstve $7,955\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}$. Najmenšie množstvo v porovnaní s kontrolou sa kumulovalo v prípade Fe v kombinácii $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$.

Množstvo nakumulovaného Cd v kombináciách bolo v nadzemných častiach väčšie ako pri samostatnom , iba s výnimkou kombinácie $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0,5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$.

Podobná situácia bola aj pri medi. Nakumulované množstvá Cu v nadzemných častiach rastlín boli v kombináciách väčšie ako pri samostatnom kove, iba v prípade kombinácie $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+1,5\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$ sa kumulovalo menej medi.

Pri Fe nastala opačná situácia. Vo všetkých kombináciách bolo jeho nakumulované množstvo menšie ako pri samostatnom kove. Z toho vyplýva, že Cd potláčalo kumuláciu Fe do nadzemných častí rastlín.

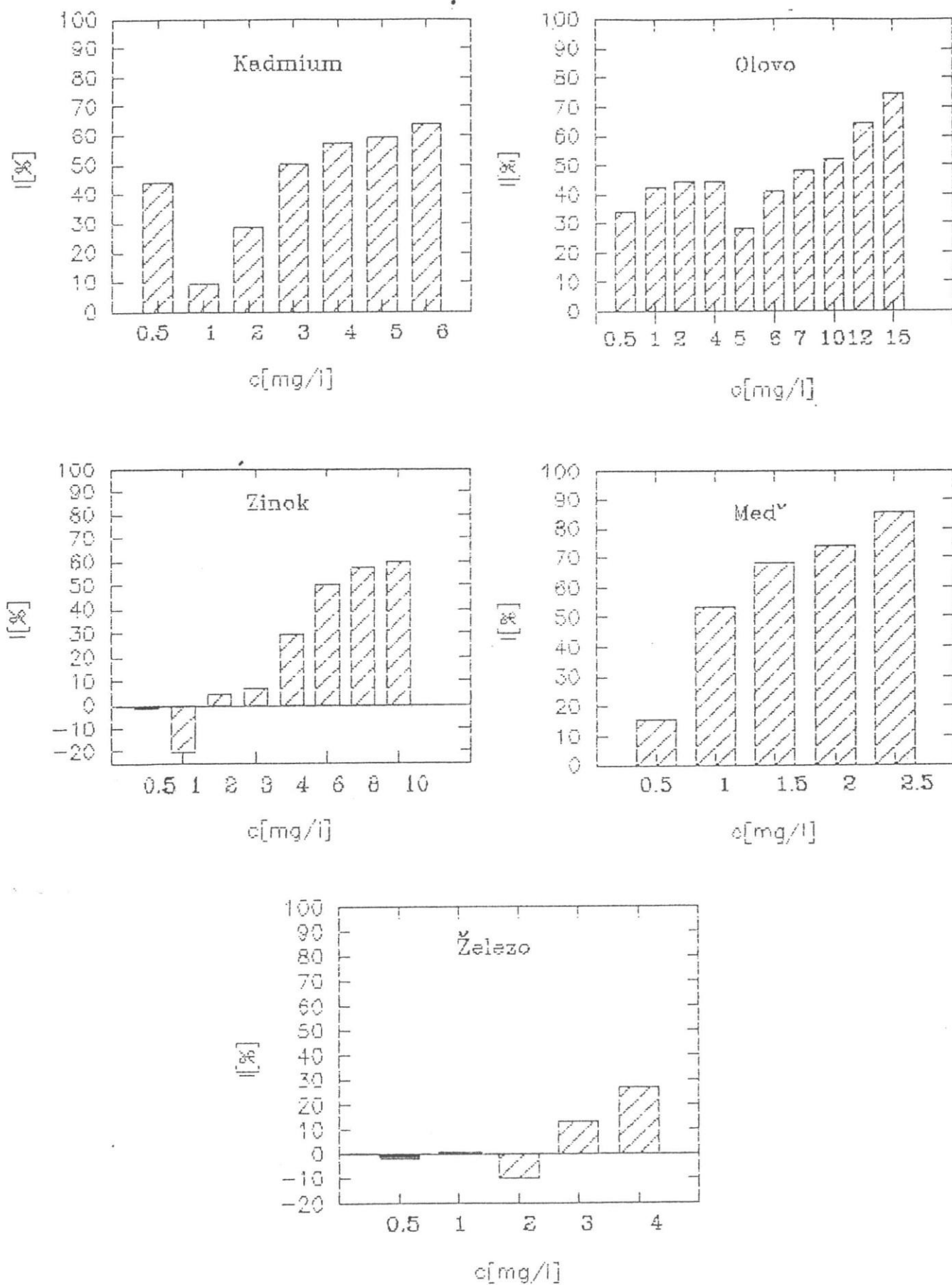
Obsah kumulovaného Zn v kombináciách bol nižší ako pri samostatnom kove. pri kombinácii $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+6\text{mg.l}^{-1}\text{Zn}$ bolo jeho nakumulované množstvo rovnaké ako pri samotnom Zn.

Nakumulované množstvá kovov v kombináciách boli vo všetkých prípadoch väčšie ako v kontrole. Pri kombináciách sa hromadilo väčšie množstvo kovov v nadzemných častiach ako v koreňoch.

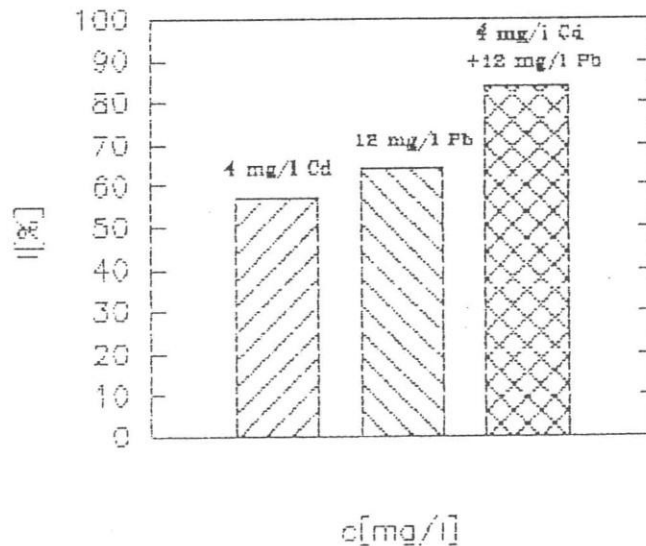
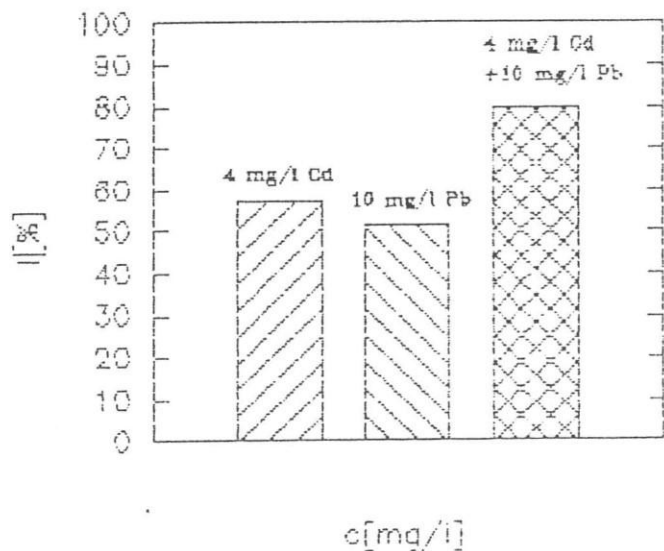
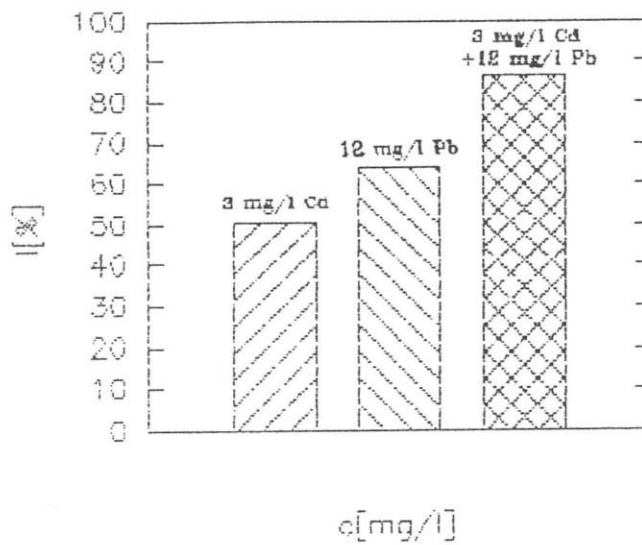
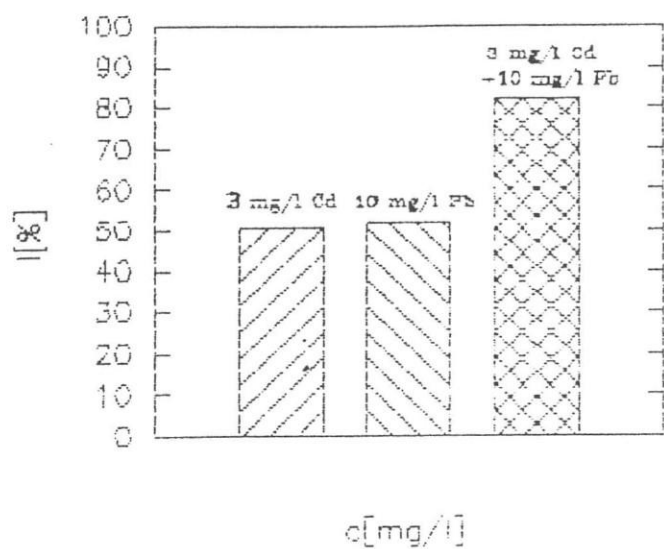
Tabuľka č.19: NAKUMULOVANÉ MNOŽSTVÁ KOVOV V KOMBINÁCIÁCH V NADZEMNÝCH ČASTIACH *S.ALBA*

kov + c [mg/l]	nakumulované množstvá c [mg/l]			
	Cd	Cu	Fe	Zn
kontrola	0,225	0,512	-----	-----
3Cd+1Cu	6,396	2,500	-----	-----
3Cd+1,5Cu	7,027	3,625	-----	-----
4Cd+1Cu	7,207	2,250	-----	-----
4Cd+1,5Cu	7,432	3,000	-----	-----
kontrola	0,225	-----	2,653	-----
3Cd+0,5Fe	6,396	-----	1,667	-----
3Cd+4Fe	6,757	-----	3,931	-----
4Cd+0,5Fe	6,667	-----	1,444	-----
4Cd+4Fe	7,955	-----	2,743	-----
kontrola	0,225	-----	-----	2,086
3Cd+6Zn	1,892	-----	-----	1,448
3Cd+8Zn	6,667	-----	-----	2,448
4Cd+6Zn	7,207	-----	-----	2,448
4Cd+8Zn	7,946	-----	-----	2,483

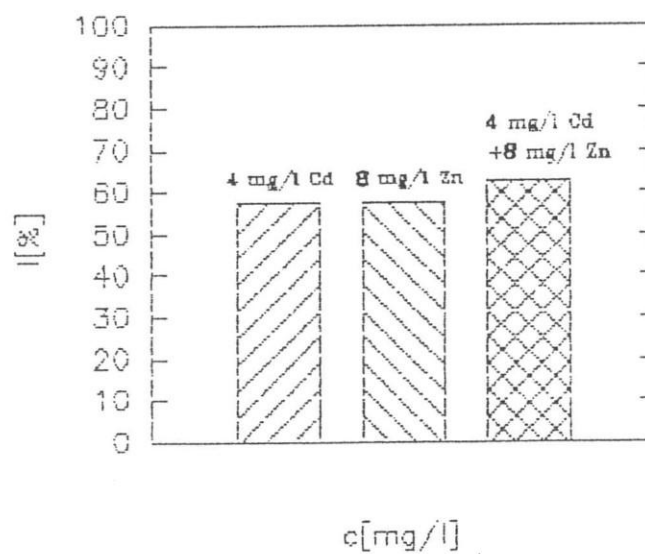
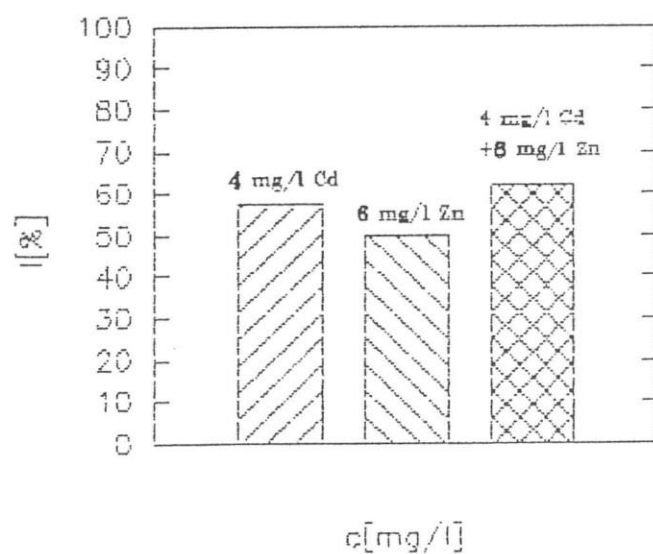
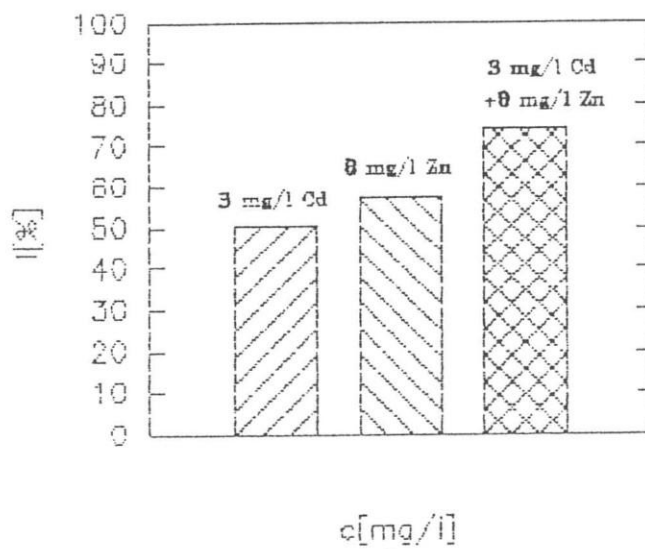
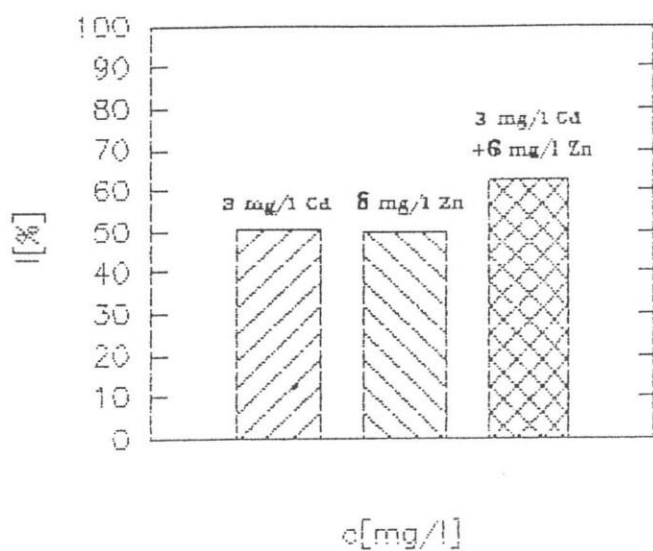
Graf č.1: Závislost inhibície koreňového rastu *S. alba* od rôznych koncentrácií kovov po 8 dňoch



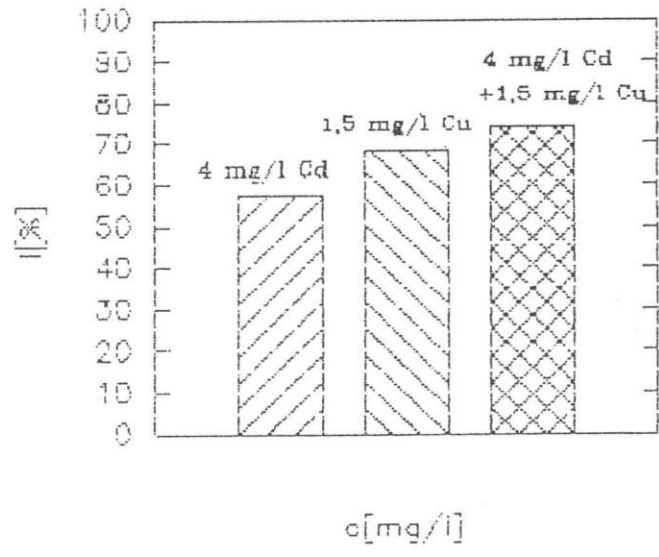
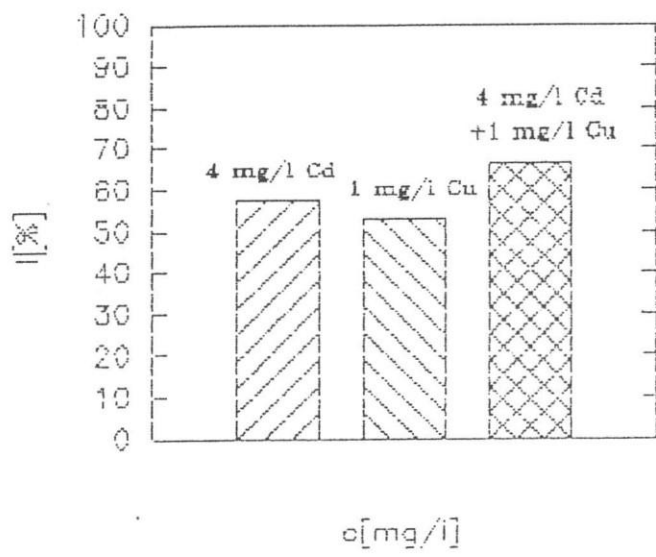
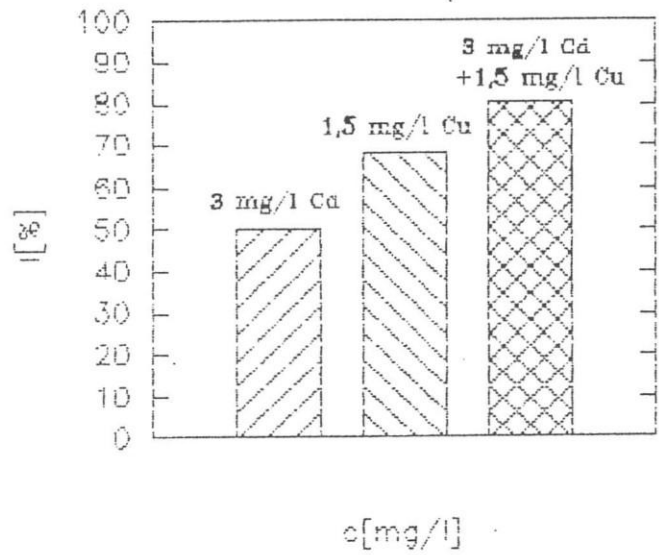
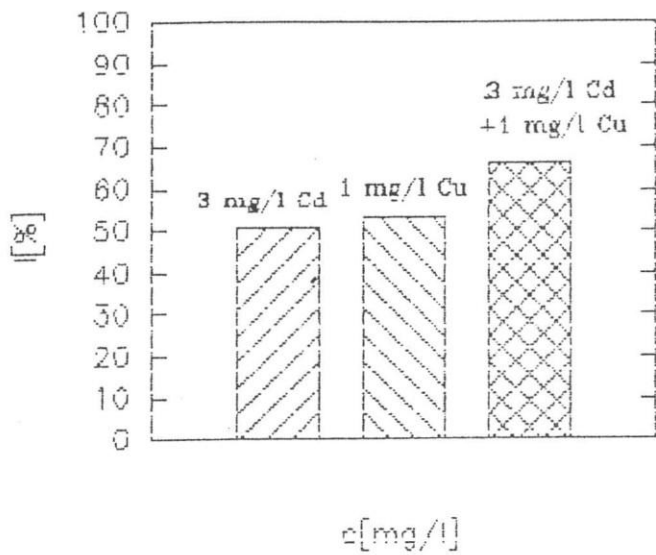
Graf č.2: Závislost inhibície koreňového rastu *S. alba*
od rôznych kombinácií kadmia a olova



Graf č.3: Závislost inhibície koreňového rastu *S. alba*
od rôznych kombinácií kadmia a zinku

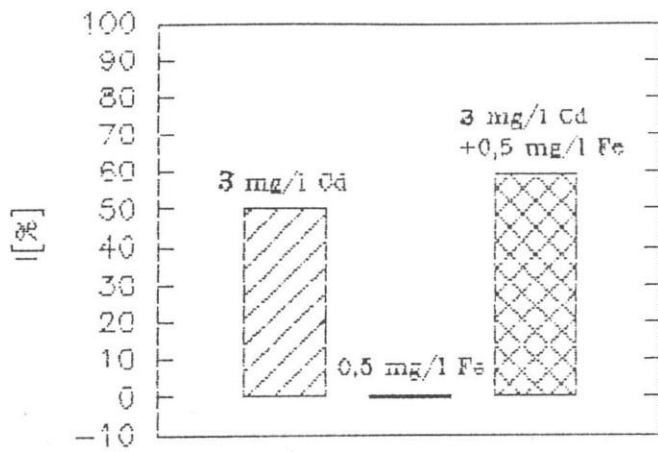


Graf č.4: Závislost' inhibície koreňového rastu *S. alba*
od rôznych kombinácií kadmia a medi

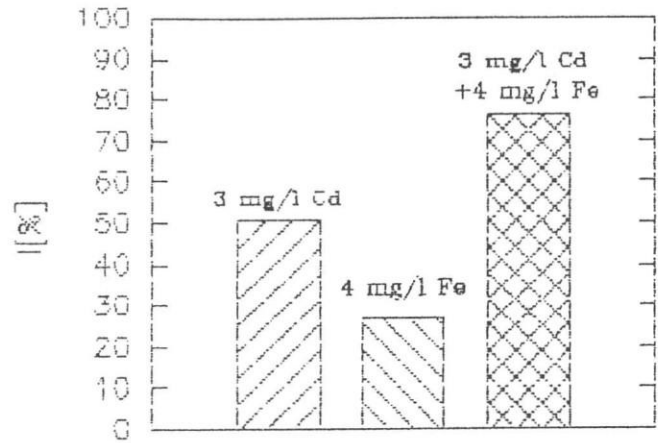


Graf č.5: Závislost inhibície koreňového rastu *S. alba*

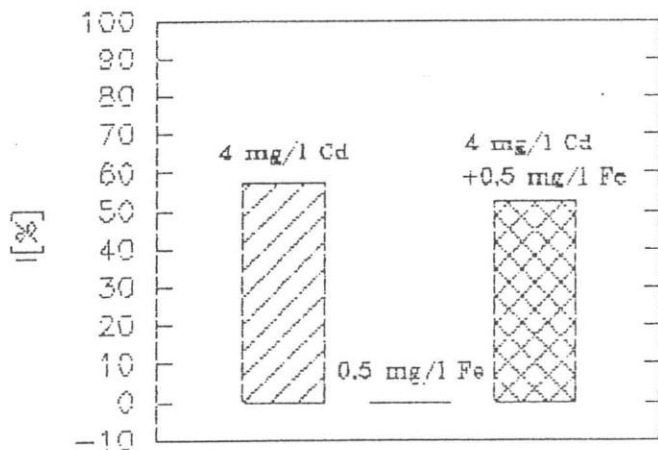
od rôznych kombinácií kadmia a železa



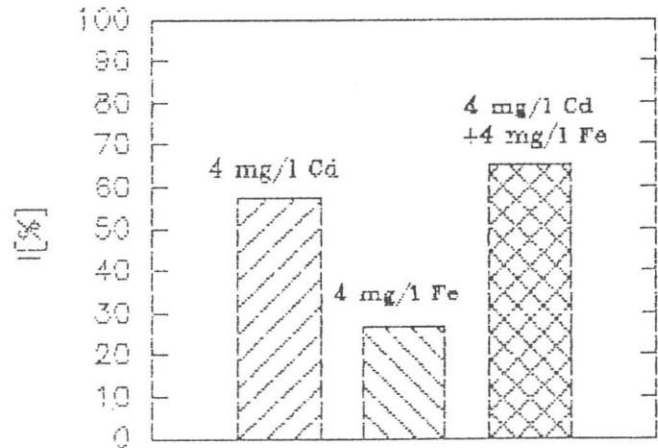
c [mg/l]



c [mg/l]

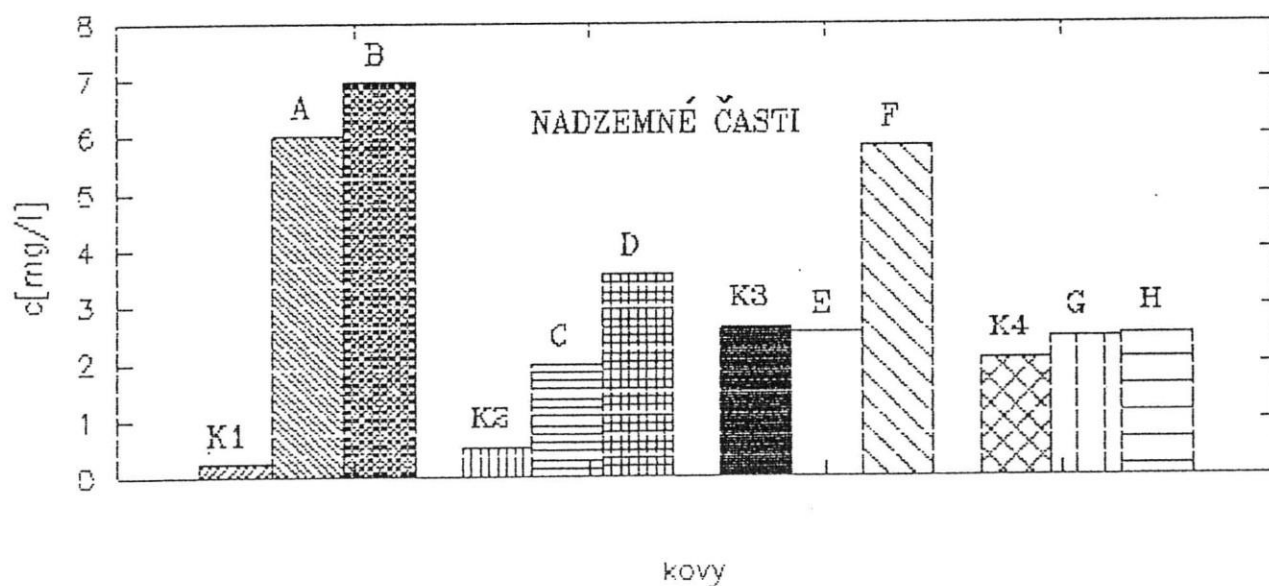
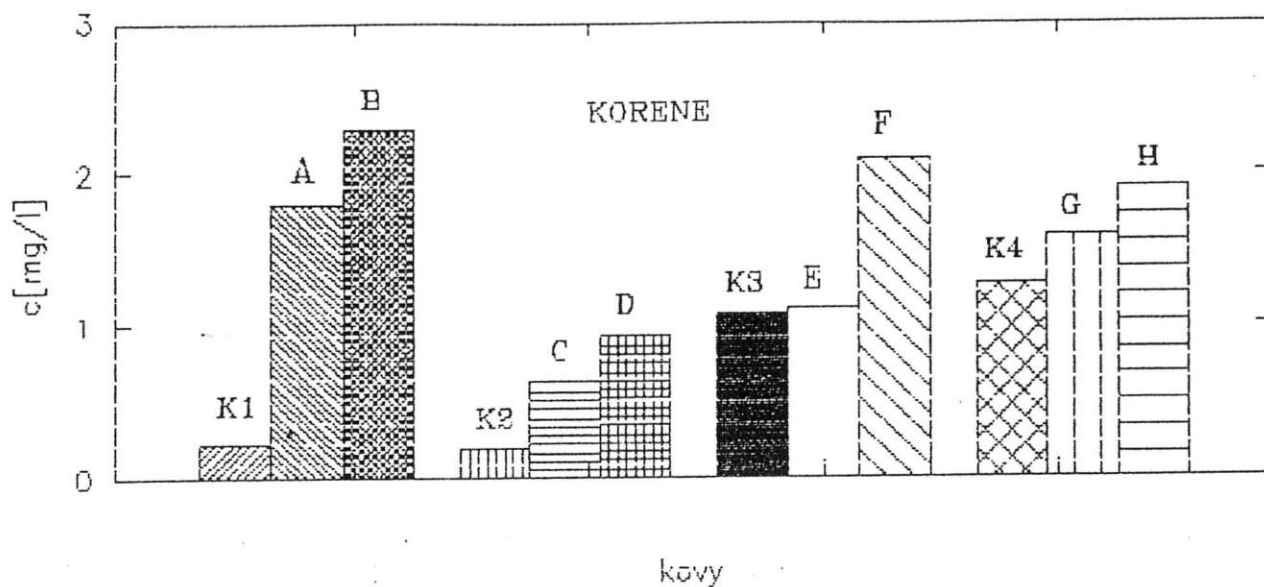


c [mg/l]



c [mg/l]

Graf č.6: Závislost množství kumulovaného kovu od jednotlivých kovů



K1-kontrola pre Cd

A-3mg/lCd

B-4mg/lCd

K2-kontrola pre Cu

C-1mg/lCu

D-1.5mg/lCu

K3-kontrola pre Fe

E-0.5mg/lFe

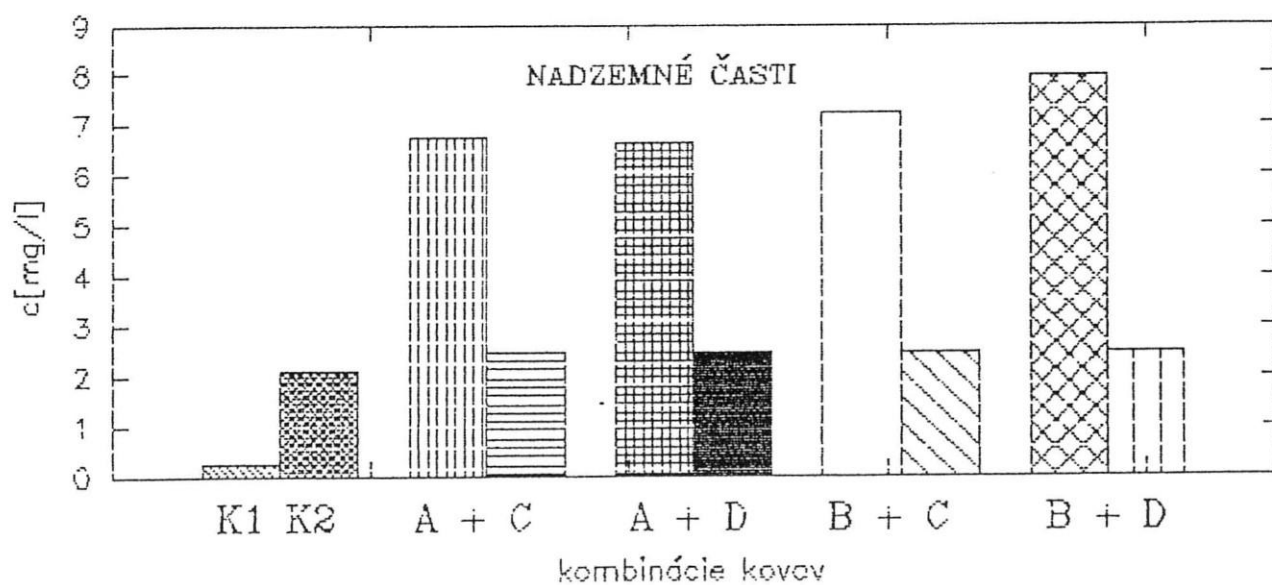
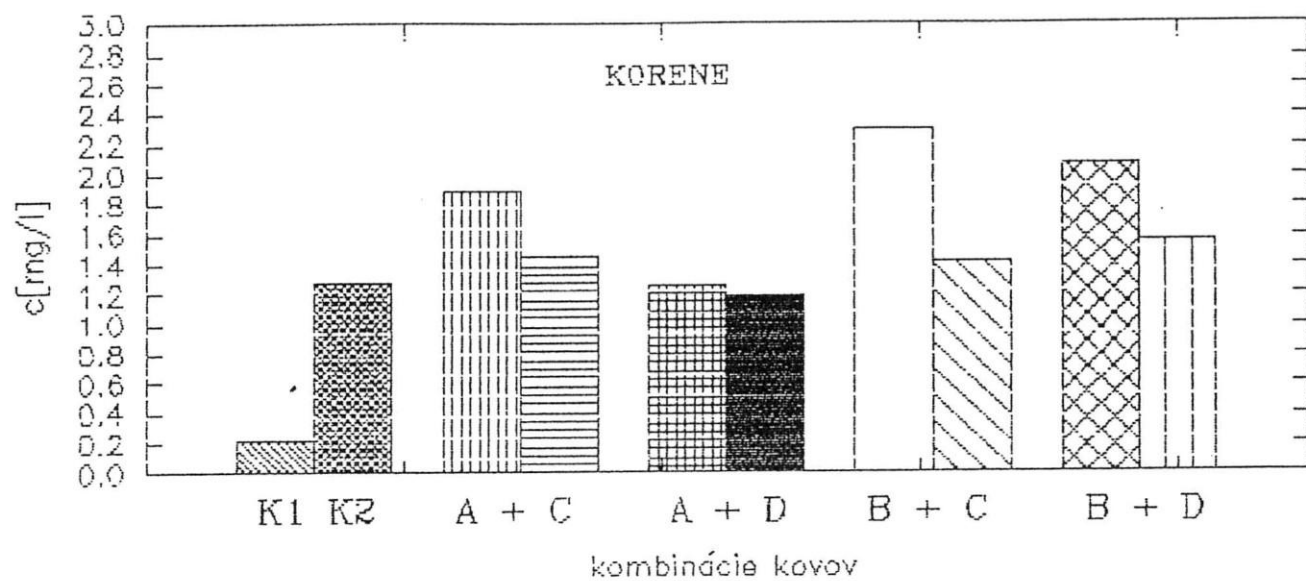
F-4mg/lFe

K4-kontrola pre Zn

G-6mg/lZn

H-8mg/lZn

Graf č.7: Závislost množství kumulovaného kovu od různých kombinací kadmia a zinku

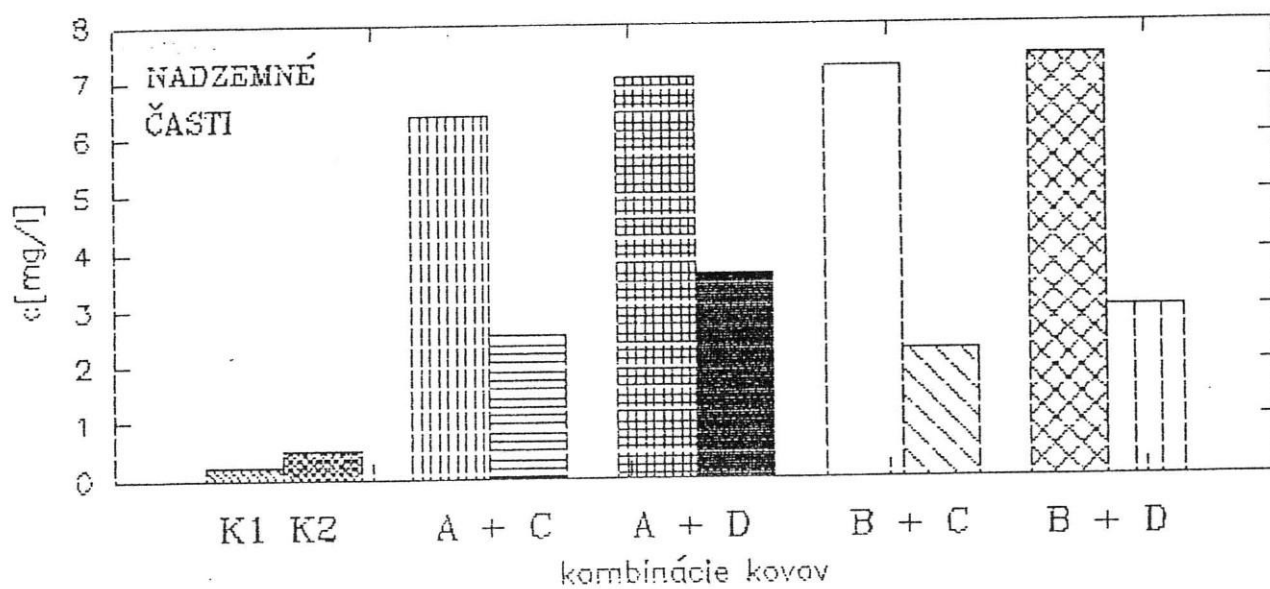
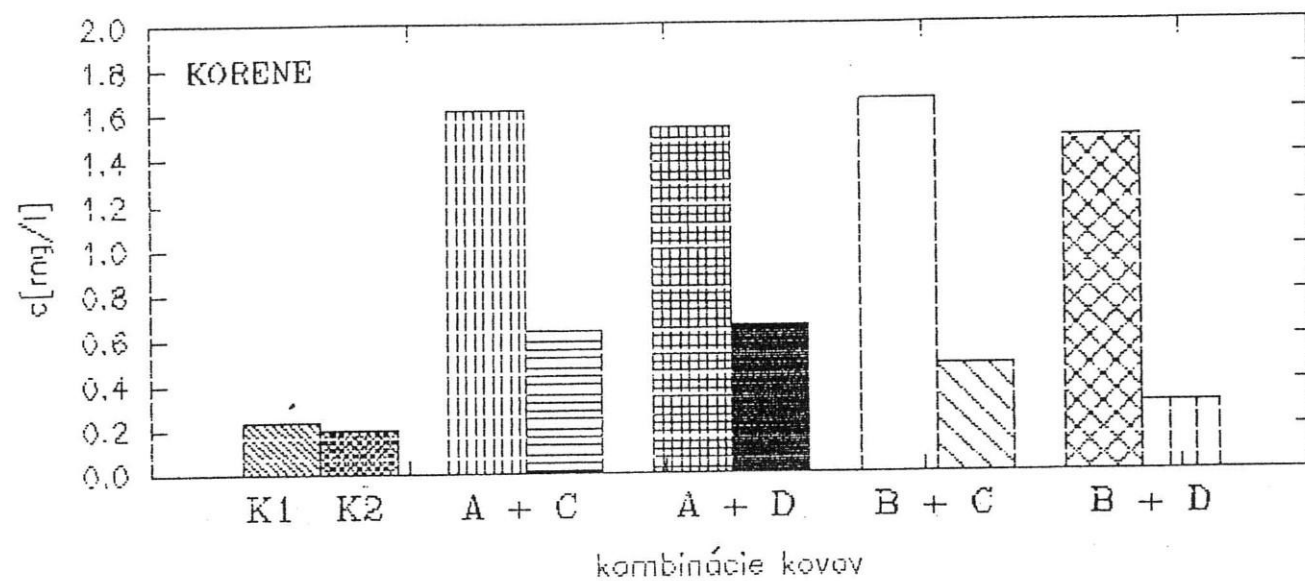


K1-kontrola pre Cd
K2-kontrola pre Zn

A-3mg/lCd
C-6mg/lZn

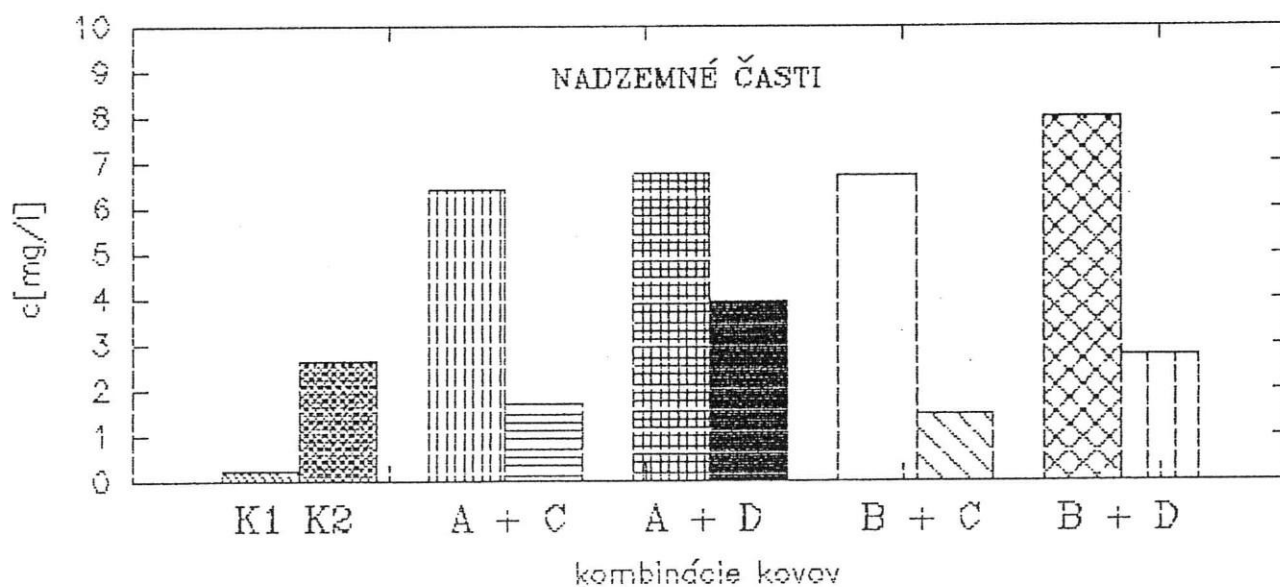
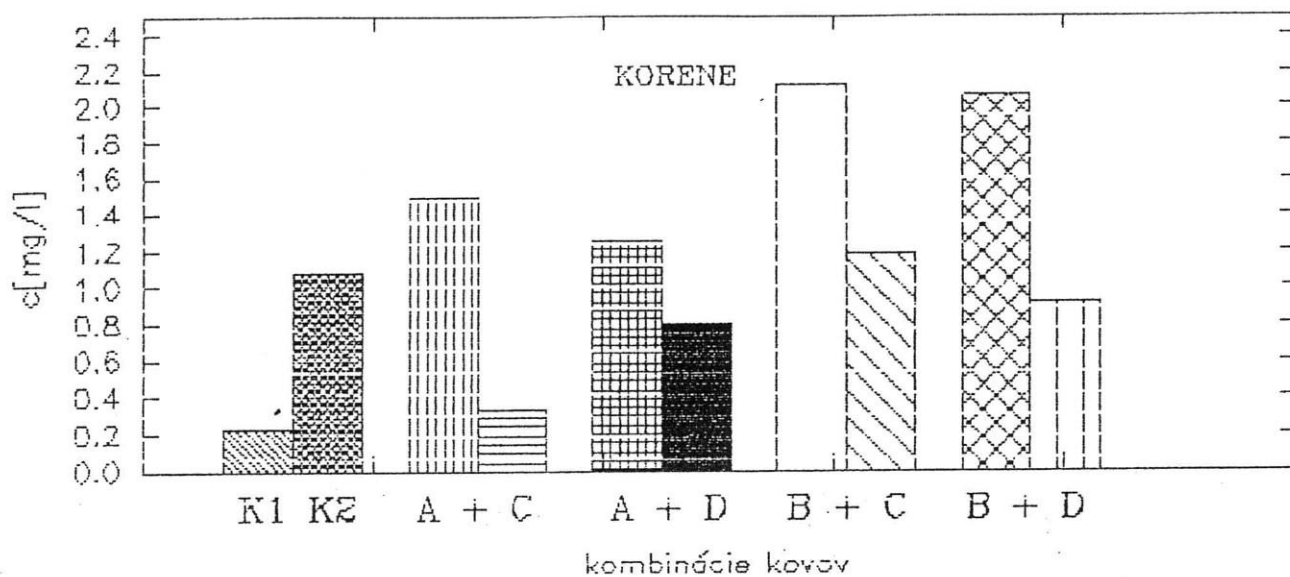
B-4mg/lCd
D-8mg/lZn

Graf č.8: Závislost množství kumulovaného kovu od různých kombinací kadmia a medi



K1-kontrola pre Cd A-3mg/lCd B-4mg/lCd
 K2-kontrola pre Cu C-1mg/lCu D-1.5mg/lCu

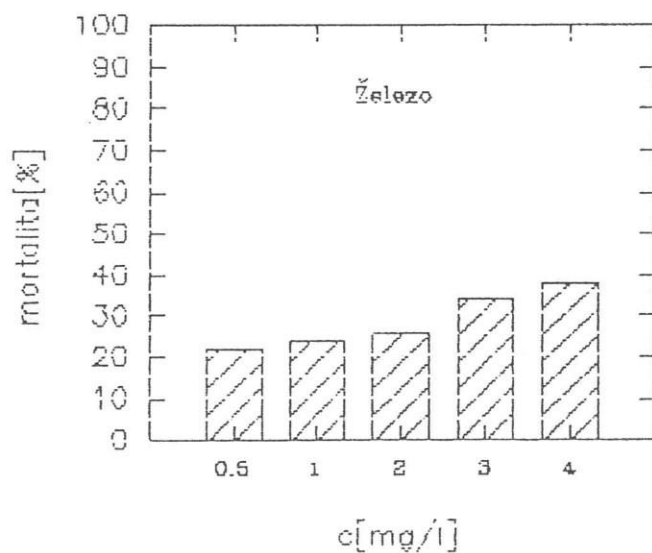
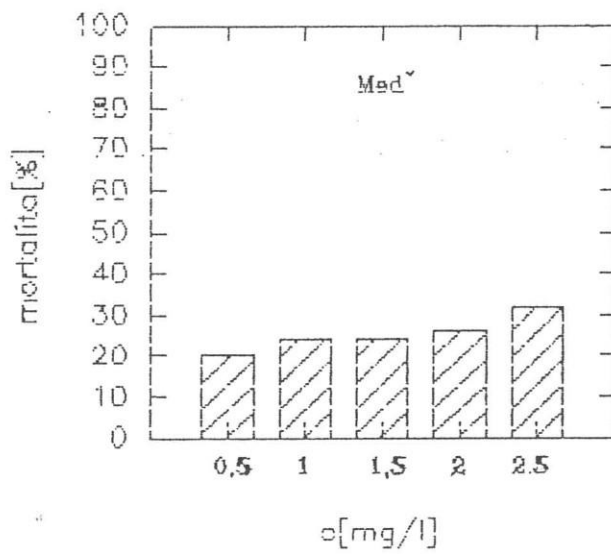
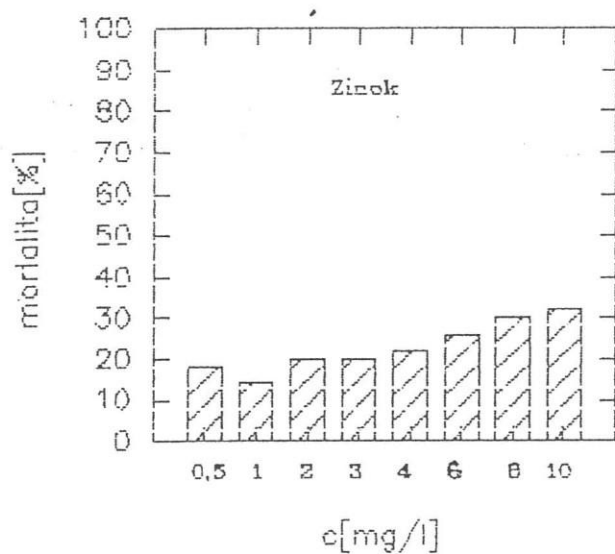
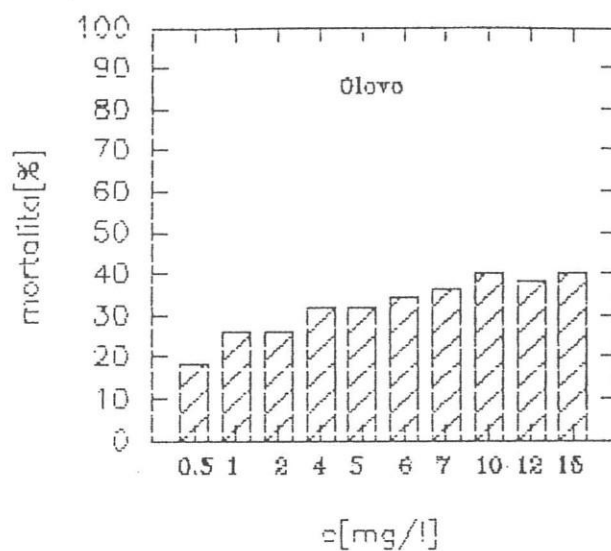
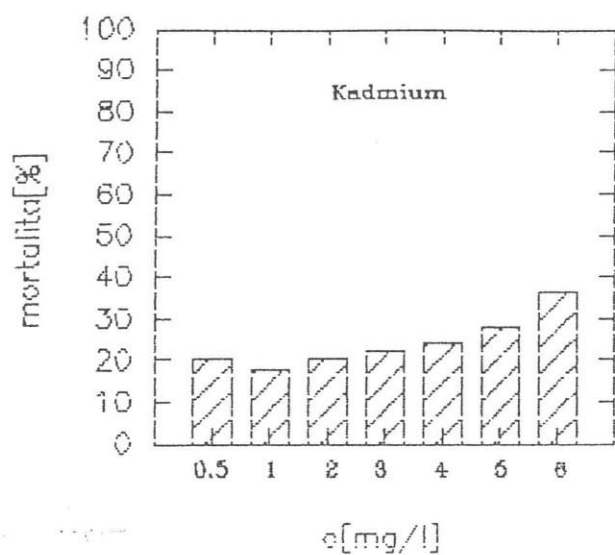
Graf č.9: Závislosť množstva kumulovaného kovu od rôznych kombinácií kadmia a železa



K1-kontrola pre Cd A-3mg/lCd B-4mg/lCd

K2-kontrola pre Fe C-0.5mg/lFe D-4mg/lFe

Graf č.10: Závislost mortality S. alba od různých koncentrací kovů



5. DISKUSIA

V práci bol skúmaný vplyv toxicity piatich zlúčenín ťažkých kovov (Cd, Pb, Cu, Zn a Fe) a ich kombinácií na rast a klíčivosť semien horčice bielej *Sinapis alba*. V ďalšej časti sa sledovala kumulácia týchto kovov do koreňov a nadzemných častí rastlín.

Pri testoch toxicity na semená *Sinapis alba* sa nepozorovali viditeľné symptómy poškodenia rastlín, dochádzalo však k výraznému zníženiu rastu koreňov, ktoré citlivejšie reagujú na prítomnosť ťažkých kovov v roztoku. Koeppe (1977) vo svojej práci uvádza, že po celý čas testov pšenica neprejavovala žiadne viditeľné symptómy poškodenia, výrazne sa znížil iba rast koreňov.

Najviac toxická bola koncentrácia $2,5\text{mg.l}^{-1}\text{Cu}$, kedy sa pozorovala až 85,6% inhibícia rastu koreňového systému. Druhou najtoxickejšou koncentráciou bola $15\text{mg.l}^{-1}\text{Pb}$, tu sa zistila 74,5% inhibícia rastu koreňov v porovnaní s kontrolou. Ako najmenej toxické sa prejavilo železo. Zinok a železo mali pri koncentrácii $0,5\text{mg.l}^{-1}$ stimulačný účinok na rast koreňov, ale najväčšia stimulácia sa pozorovala pri koncentrácii $1\text{mg.l}^{-1}\text{Zn}$ a potom pri koncentrácii $2\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$. Pri ostatných koncentráciách mali všetky testované kovy inhibičný účinok na rast koreňového systému v porovnaní s kontrolou. Testované ťažké kovy neznižovali výrazne klíčivosť semien *Sinapis alba*, výnimkou boli len koncentrácie 10 a $15\text{mg.l}^{-1}\text{Pb}$, kedy sa pozorovala 40% mortalita. Tieto výsledky sú v súlade s pozorovaniami, ktoré robil Kulich (1994) so pšenicou, sójou, bôbom a ovosom, kedy nedochádzalo k výraznému zníženiu úrody. Podobné výsledky uvádza práca Richtera a Hluška (1989), ktorý zistili že výnosy jílku jednoročného neboli postupnými zvyšujúcimi sa dávkami kovov výrazne ovplyvnené, bol však zistený vyšší obsah kovov v rastlinách.

Kombinácie kovov mali vo všetkých prípadoch inhibičný účinok na rast koreňového systému *Sinapis alba* v porovnaní s kontrolou. Najviac toxická bola kombinácia kadmia s olovom, kde sa vo všetkých pozorovaných koncentráciách pohybo-

vala inhibícia okolo 80% a viac. Najmenej toxická bola kombinácia $4\text{mg.l}^{-1}\text{Cd}+0.5\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$, pričom všeobecne sa kombinácie kadmia so železom ukázali ako najmenej toxické.

Čo sa týka kumulácie ťažkých kovov a ich kombinácií v koreňoch a nadzemných častiach rastlín v literatúre sa objavujú rozdielne názory. Haghiri (1973) a Davies a White (1981) uvádzajú, že najväčší obsah kovov sa kumuluje v koreňoch rastlín. V protiklade sú iné práce ako napríklad Zurera (1987) a Bosque a kol. (1990), ktorí uvádzajú že najväčšie množstvá ťažkých kovov sú sústredené v nadzemných častiach rastlín. Výsledky našej práce ukázali zvýšenú kumuláciu ťažkých kovov do nadzemných častí *Sinapis alba*. Kumulácia kovov do nadzemných častí bola v porovnaní s koreňmi väčšia aj v prípade samostatných kovov aj v prípade ich kombinácií.

Do koreňov sa najviac kumulovalo kadmium a to aj ako samostatný kov aj v kombináciách. V koreňoch bol najmenší obsah medi. V nadzemných častiach rastlín bola podobná situácia. Výrazne najviac sa kumulovalo kadmium aj ako samostatný kov aj v kombináciách. Zinok sa ako samostatný kov kumuloval do nadzemných častí najmenej. Najmenší príjem kovu do nadzemných častí rastlín v kombináciách sme zaznamenali pri železe. Z veľkej kumulácie kadmia do koreňov ale hlavne do nadzemných častí *Sinapis alba* vyplýva, že horčica biela bola veľmi prístupná pre kadmium. Koeppel (1977) uvádza, že kadmium sa ľahko transportuje rastlinou a výrazne sa v nej kumuluje. Garate a kol. (1993) považujú kultúrne rastliny za veľmi dobre kumulujúce kadmium, pretože majú pomerne vysokú možnosť pre príjem a transport kadmia.

Vysoké množstvá kadmia kumulovaného do listov tabaku selského (*Nicotiana rustica*) - 75% a tabaku virginského (*Nicotiana tabaccum*) - 85% uvádzajú aj Mench a kol. (1989). Kabata-Pendias a Pendias (1989) pozorovali vyššie koncentrácie kadmia v listoch ako v koreňoch špenátu a šalátu, ktoré rástli v médiu s vonkajším prídavkom kontaminantu.

Z množstva nakumulovaných samostatných kovov aj kovov v kombináciách do koreňov a nadzemných častí *Sinapis alba*

sme mohli posúdiť vzájomnú interakciu kovov v kombináciách. Prídavok zinku do roztoku znížil príjem kadmia koreňmi, čo je v súlade s prácou Jarvisa a kol. (1976), ktorí pozorovali rovnaké účinky pri kombinácii zinku a kadmia. Podobne aj meď a železo znížili príjem kadmia koreňmi. Iná situácia bola pri nadzemných častiach, kde sa kumulovalo viac kovov v kombináciách ako v prípade samostatných kovov. Kadmium potláčalo kumuláciu železa do nadzemných častí *Sinapis alba*.

Keďže väčšina dostupných prác sa venovala interakcii olova s inými kovmi, je ťažké porovnať naše výsledky s výsledkami iných autorov, pretože kumuláciu olova sme nevyhodnocovali.

6. ZÁVER

Cieľom práce bolo sledovanie účinkov vybraných ťažkých kovov a ich kombinácií na rast a klíčivosť semien *Sinapis alba*. V druhej časti práce sa sledovala kumulácia kovov a ich kombinácií do koreňov a nadzemných častí rastlín.

Vo väčšine prípadov sa prejavil inhibičný účinok ťažkých kovov na rast koreňového systému *Sinapis alba* v porovnaní s kontrolou, výnimkou boli koncentrácie $0,5$ a $2\text{mg.l}^{-1}\text{Fe}$ a $0,5$ a $1\text{ mg.l}^{-1}\text{Zn}$, kde bol pozorovaný stimulačný účinok v porovnaní s kontrolou. Účinok všetkých testovaných kombinácií kovov na rast koreňa *Sinapis alba* bol v porovnaní s kontrolou inhibičný.

Vplyv testovaných ťažkých kovov na klíčivosť semien horčice bielej bol málo výrazný, mortalita sa pohybovala v rozmedzí 20-30%, iba v prípade koncentrácií 10 a $15\text{ mg.l}^{-1}\text{Pb}$ vystúpila na hodnotu 40%.

V koreňoch *Sinapis alba* sa kumulovalo v porovnaní s kontrolou najviac kadmium a najmenej meď. V nadzemných častiach rastlín bol najvyšší obsah kadmia a najnižší obsah zinku. V kombináciách aj pri samostatných kovoch bol najväčší obsah kovov sústredený v nadzemných častiach rastlín. Meď, železo a zinok potláčali v kombinácii kumuláciu kadmia v koreňoch *Sinapis alba*. V nadzemných častiach rastlín bola potlačená kumulácia železa v kombinácii s kadmium.

7. SÚHRN

Práca stanovuje vplyv toxicity kadmia, olova, meďi, zinku, železa a ich kombinácií na kultúrnu rastlinu horčicu bielu *Sinapis alba*, ktorá sa v SR používa v povinných toxikologických testoch. Účinky kovov a ich kombinácií sa vyjadrovali ako inhibícia rastu koreňového systému a klíčivosti semien *Sinapis alba*.

Metódou AAS bola hodnotená kumulácia jednotlivých kovov a ich kombinácií v koreňoch a nadzemných častiach *Sinapis alba*.

Na základe získaných výsledkov sme určili nasledovné poradia toxicity kovov a ich kombinácií:

1. Inhibícia rastu koreňa *S. alba* po 8 dňoch klesala v poradí
-pre jednotlivé kovy: Cu > Cd > Pb > Zn > Fe
-pre kombinácie kovov: Cd+Pb > Cd+Cu > Cd+Zn > Cd+Fe
2. Kumulácia kovov v koreňoch *S. alba* klesala v nasledovnom poradí: Cd > Zn > Fe > Cu
3. Kumulácia kovov v nadzemných častiach *S. alba* klesala v nasledovnom poradí: Cd > Fe > Cu > Zn

SUMMARY

The work states influence of five heavy metals (Cd, Pb, Zn, Cu and Fe) and their combinations of toxicity on agricultural plant *Sinapis alba*. Seeds of this plant are used in toxicological tests in Slovakia. The effect of metals and their combinations on the root growth inhibitions and seed germination was observed.

For metal cumulation the AAS method was used. By this method such cumulation of individual metals as their combinations were measured. According to obtained results we can set the following rank orders of toxicity:

1. Root growth inhibition for individual metals
Cu > Cd > Pb > Zn > Fe

Root growth inhibition for their combinations

$Cd+Pb > Cd+Cu > Cd+Zn > Cd+Fe$

2. The amount of accumulated metals in the roots was increased in order: $Cd > Zn > Fe > Cu$
3. The amount of accumulated metals in the shoots was increased in order: $Cd > Fe > Cu > Zn$

8. LITERATÚRA

1. Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J.: Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka. Avicenum, 1984, 263 s.
2. Beneš, S., Pabiánová, J.: Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách. VŠZ Praha, 1987, 205 s.
3. Blažej, A. a kol.: Chemické aspekty životního prostředí. Alfa Bratislava, 1981, s.107-116
4. Bosque, M.A., Schumhacher, M., Domingo, J.L., Llobet, J.M.: Concentrations of lead and cadmium in edible vegetables from Tarragona province, Spain. Sci. Total Environ., 95, 1990, s. 61-67
5. Cibulka, J. a kol.: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia Praha, 1991, 427 s.
6. Clarke, B. B., Brennam, E.: Differential cadmium accumulation and phytotoxicity in sixteen tobacco cultivars. J. Air Wast. Manag. Ass., 39, 1989, s.1319-1322
7. Cook, C.M., Sgeardelis, S.P., Pantis, J.D., Lanaraas, T.: Concentrations of Pb, Zn and Cu in Taraxacum spp. in relation to urban pollution. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 53, 1994, s.204-210
8. Čakrt, M. a kol.: Praktikum z analytické chemie. Alfa Bratislava, 1989, 644s.
9. Davies, B.E., White, H.M.: Trace elements in vegetables grown on soils contaminated by base metal mining. J. Plant Nutr., 3, s. 387-396
10. Delgado, M., Biegeriego, M., Guardiola, E.: Uptake of Zn, Cr and Cd by Water hyacinths. Wat. Res. Vol.27, 2, 1993, s. 269-272
11. Eromosele, I.C., Otitolaye, O.O.: Binding of iron, zinc and lead ions from aqueous solutions by shea butter (*Butyrospermum parkii*) seed husks. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 52, 1994, s. 530-537
12. Facek, Z. a kol.: Hygiena půdy. Praha, 1986
13. Garatte, A., Ramos, I., Manzanares, M., Lucena, J.J.: Cadmium uptake and distribution in three cultivars of

- Lactuca sp. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 50, 1993, s.709-716
- 14.Garay, J., Bustin,D., Hladký, Z.: Analytická chémia. Alfa Bratislava, 1987, s. 464-471
- 15.Ginter, E.: Kadmium - toxický kontaminant životného prostredia. Ekológia a život, 1993, 3, s.14-15
- 16.Ginter,E.: Olovo v životnom prostredí. Ekológia a život, 1994, 1, s.16-17
- 17.Girling, C.A.,Peterson, P. J.: The significance of the cadmium species in uptake and metabolism of Cd in crop plants. J. Plant. Nutr., 3, 1981, s. 707-720
- 18.Gonzalez, H.,Lodenius, M., Otero, M.: Water hyacinth as indicator of heavy metal pollution in the tropics. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 43, 1989, s. 910-914
- 19.Haghir, F.:Cadmium uptake by plants.J.Environ. Qual., 2, 1973, s.93-96
- 20.Hovmant, M.F.,Tjell, J.C., Mosback, H.: Plant uptake of airborne cadmium. Environ. Pollut., 30,1983, s.27-38
- 21.Hraško, J., Bedrna, Z.: Aplikované pôdoznanectvo. Príroda Bratislava, 1988, 487 s.
- 22.Hronec,O.,Tóth, J.:Exhaláty vo vzťahu k pôdam a rastlinám východného Slovenska. Príroda Bratislava, 1992, 194 s.
- 23.Jarvis, S.C.,Jones, L.H.P., Hopper, M.J.: Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. Plant Soil. 44, 1976, s. 179-191
- 24.Jones,L.H.P., Jarvis, S.C.:The fate of heavy metals. In: The chemistry of soil proceses. New York, 1981, s.593-620
- 25.Kabata-Pendias,A.,Pendias,H.: Trace elements in soils and plants. CRC Pres, Boca Rabon, Florida, 1984, s.6-10
- 26.Koepp, D.E.:The uptake,distribution and effect of cadmium and lead in plants. Sci. Total Environ., 7, 1977, s. 197-206
- 27.Kozák,J.,Bílková, H.: Stanovení vybraných stopových prvků (Zn,Cd,Pb) v půdních extraktech. Konference o metodice, stanovení a významu stopových prvků v biologickém materiálu. Kuparovice. 1986

- 28.Kozák, J., Jehlička, J.: Selektivní adsorpce Pb a Cd vybranými půdami. Sborník VŠZ Praha
- 29.Kulich, J.: Fytotechnica-Rizikové prvky v agroekologických podmínkách hornej Nitry. VŠP Nitra, 1994, s. 106
- 30.MacLean, A.J.: Cadmium in different plant species and its availability in soils as influenced by organic matter and additions of lime. P. Cd and Zn. Can. J. Soil Sci., 56, 1976, s. 129-138
- 31.Mench, M., Tancogne, J., Gomez, A., Juste, C.: Cadmium bioavailability to *Nicotiana tabacum*, *nicotiana rustica* in soil amended or not amended with cadmium nitrate. Biol. Fert. Soils, 8, 1989, s. 48-53
- 32.Mészáros, I., Gebefügi, I., Lőrinci, G.: Ecological approaches of environmental chemicals. 1991, s. 268-271
- 33.Mondspiegel, K.: Akumulace kadmia v bobu koňském (*Vicia faba* L) a jeho vliv na biomasu a vzrůst rostlin. Rostlinná výroba, 4, 1990, s.419-424
- 34.Pitter, P.: Hydrochemie. SNTL Praha, 1990, 565 s.
- 35.Pokorný, V., Peterka, H.: Vybrané kovy, jejich zásoby a využití v průmyslu. SNTL, 1989, 341 s.
- 36.Rezniček, V.: Prašný spád Zn a jeho vliv na vybrané druhy bobulového ovoce. Cizorodé látky v zemědělství. VŠZ Brno, 1989, s.78
- 36.Richter, R., Hlušek, J.: Vztah zinku v půdě k výnosu a obsahu N, Pb a Cd v rostlinách jílku jednoletého. Cizorodé látky v zemědělství, VŠZ Brno, 1989, s. 65
- 37.Rosivál, L., Szokolay, A. a kol.: Cudzorodé látky v poživatinách. Osveta, 1983, s.359-380
- 38.Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Llobet, J.M., Corbella, J.: Cadmium, chromium, copper and zinc in rice and rice field soil from southern Catalonia, Spain. Bull. Environ. Contam. Toxicol, 53, 1994, s. 54-60
- 39.Sims, R., Sorensen, D., Sims, J., McLean et al.: Contaminated surface soils in - place treatment techniques. Noyes publications, New Jersey, 1986, s.242-248
- 40.Somers, E.: The toxic potential of trace metals in foods. A

- review. J. Food Sci., 39, s. 215-217
41. Sova, Z.: Cizorodé látky v potravním řetězci. Eko, 3, 1993, s. 14-17
42. Škárka, B., Ferenčík, M.: Biochémia. Alfa Bratislava, 1992, 848 s.
43. Štěpánek, M. a kol.: Biologické metody vyšetřování vod ve zdravotnictví. Avicenum Praha, 1982, s. 344-345, s. 408
45. Ure, A.M., Berrov, M.L.: Environmental chemistry. Vol. 2. The elemental constituents of soil. Royal Soc. Chem., 1982
46. Williams, C.H., David, D.J.: The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effect on the cadmium content of plants. Soil Sci., 1976, 121, s. 86-93
47. Weber, M.D., Shames, A.: Heavy metal concentrations in Halton region soils: An assessment for future municipal sludge utilization. Can. J. Soil Sci., 67, 1987, s. 893-903
48. Wedepohl, K.H.: In "Handbook of geochemistry". Vol. 3, 1972, s. 105
49. Wierzbicka, M., Antosiewicz, D.: How lead can easily enter the food chain - a study of plant roots. Sci. Total. Environ., 9, 1993, s. 423
50. Wong, M.H., Tam, F.Y.: Lead contamination of soil and vegetables grown near motorways in Hong Kong. J. Environ. Sci. Hlth., 13, 1978, s. 13-22
51. Zurera, G., Estrada, B., Rincon, F., Pozo, R.: Lead and cadmium contaminations levels in edible vegetables. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 38, 1987, s. 805-812
52. Yurukova, L., Kochev, K.: Heavy metal concentration in freshwater macrophytes from the Aldomirovsko Swamp in the Sofia. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 52, 1994, s. 627-632



