

ČO JE ŤAŽKÝ KOV?

WHAT DOES THE TERM HEAVY METAL MEAN?

Jana Dadová^{1,2}, Peter András^{1,3}, Jiří Kupka¹

¹prof. RNDr. Peter András, CSc., Ing. Jiří Kupka, PhD., Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Česká republika; peter.andras@umb.sk; jiri.kupka@vsb.cz,

²doc. Ing. Jana Dadová, PhD., Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Tajovského 28B, 974 01 Banská Bystrica, jana.dadova@sopsr.sk

³prof. RNDr. Peter András, CSc., Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Tajovského 40, Banská Bystrica; peter.andras@umb.sk

Abstrakt: Pojem ťažký kov pochádza z metalurgie. Používa sa napriek tomu, že nemá žiadny presne vymedzený význam ani z hľadiska chemických vlastností, ani z hľadiska toxicity. Aj jeho používané definície sú mimoriadne odlišné. Niektoré prvky, ktoré sú zahrňované do pojmu ťažký kov, sú polokovy, prípadne vôbec nezodpovedajú definícii. Aj toxicita jednotlivých kovov je závislá na množstve a forme daného prvku. Preto ani nahradenie termínu ťažký kov termínom toxický kov nie je vyhovujúcim riešením. Bolo by vhodnejšie používať termín potenciálne toxický prvok.

Kľúčové slová: ťažký kov, zdroje ťažkých kovov, toxicita, potenciálne toxický prvok

Abstract: The term heavy metal descends from metallurgy. It is used in spite of its no exact chemical meaning. It does not express also the toxicity of the metal. Also its definitions show wide variety of determination. Some elements which are qualified as heavy metals are actually metalloids or don't reflect the sense of the heavy metal term definitions. The toxicity of the metals depend on their quantity and form. It is the reason why even the using of term toxic metal is not suitable. The best solution is use term potentially toxic element.

Key words: heavy metal, sources of heavy metals, toxicity, potentially toxic element

Definícia kovu

Kov je elektropozitívna látka s voľnými valenčnými elektrónmi. Tieto elektróny sú spoločné pre všetky atómy kovu a môžu sa v ňom voľne pohybovať. Táto ich vlastnosť umožňuje, že kovy vedú teplo a elektrický prúd. Kovy sú často charakterizované na rozdiel od nekovov aj ich fyzikálnymi vlastnosťami: kovovým leskom, kujnosťou, schopnosťou strácať elektróny a v dôsledku toho tvoriť katióny, schopnosťou viesť teplo a elektrický prúd (Housecroft & Sharpe, 2008; Müller, 2007; Duffus, 2002). Tieto charakteristické vlastnosti kovov sa často strácajú ak sú tieto transformované na chemické zlúčeniny (napr. na biodostupné zlúčeniny, ktoré sú schopné kontaminovať rastliny; Shaw et al., 2004). Chemické vlastnosti prvkov možno odvodiť z ich pozície v periodickej tabuľke prvkov.

Pozíciu prvku v periodickej tabuľke určuje jeho protónové číslo, nazývané tiež atómové číslo. Udáva počet protónov v atómovom jadre. Je označované písmenom Z.

Kovy sa v životnom prostredí vyskytujú obvykle v iónovej (katiónovej) forme. Katióny kovov často precipitujú na pôdnych časticách (napr. na ílových mineráloch), vytvárajú zložité komplexy s organickou hmotou, alebo sú sorpčne viazané na pôdne zložky. Ku kontaminácii podzemnej vody kovmi obvykle dochádza s istým oneskorením, ktoré závisí od mobility kovu v kontaminovanej zemine. Mobilita kovov je kontrolovaná rozpustnosťou kovu, pevnosťou sorpčnej väzby, redoxného potenciálu zeminy a pôdnou reakciou (hodnotou pH). Významnú úlohu pri kontrole mobility kovov zohráva prítomnosť ílových minerálov (ako sorbentov) a organickej hmoty v horninovom prostredí. Rozpustnosť kovov a ich akútna toxicita sa menia najmä oxidáciou a redukciou.

Definícia pojmu ťažký kov

Označenie ťažké kovy bolo prevzaté z metalurgie. Ťažké kovy patria medzi základné skupiny kontaminujúcich látok (Al-Khasman & Shawabkeh, 2006). Ich definícia nie je jednoznačná. Podľa Hunta (1999) nemá z hľadiska chémie žiadny význam. Niekedy sa pojem ťažké kovy a pojem toxické kovy zamieňa (Duffus, 2002).

Rôzni autori definujú pojem „**ťažké kovy**“ rôzne. Tak napríklad Bjerrum (1936) považuje za ťažké kovy tie kovy, ktorých špecifická hmotnosť je väčšia ako 7 g.cm^{-3} . Iní autori ich definujú ako kovy, ktorých hustota je väčšia ako 4 g.cm^{-3} (Van Nostrand, 1964 in Duffus, 2002), $4,5 \text{ g.cm}^{-3}$ (Streit, 1994), alebo 6 g.cm^{-3} (Thorton, 1995; Alloway, 1990, 1995; Alloway & Ayres, 1993; Appenroth, 2010). Ďalší autori považujú za ťažký kov taký kov, ktorého protónové číslo je väčšie ako protónové číslo 20 (Hale & Margham, 1988), prípadne protónové číslo sodíka – ^{11}Na (Bennet, 1986), alebo vápnika – ^{20}Ca (Venugopal & Luckey, 1975). Lyman (1995) definuje ťažký kov ako kov s protónovým číslom vyšším ako 21 (skandium – ^{21}Sc) a nižším ako 92 (urán – ^{92}U).

Baudo (1987) a Ďurža & Khun (2002) používajú termín ťažké kovy na označenie 37 prvkov periodickej sústavy prvkov (všetky kovy okrem alkalických kovov, kovov alkalických zemín a hliníka), ktorých hustota je väčšia ako 5 g.cm^{-3} (s výnimkou ^{22}Ti a ^{34}Se) a ktoré patria do prechodných skupín alebo skupín 3.A, 4.A, 5.A a 6.A periodickej sústavy prvkov.

Podľa Murraya & Kaufmana (2004) možno za ťažký kov považovať kov, ktorý je päťnásobne ťažší ako voda.

K ťažkým kovom patria biologicky nezastupiteľné mikroelementy (napr. Cu, Zn, Mn, Co, Cr, atď.) ako i početné neesenciálne chemické prvky (Cd, Pb, Cr, atď.). V pôdach sa nachádzajú v rôznych koncentráciách, oxidačných stupňoch i väzbách. Ich riziká spočívajú v ekotoxicite i v kumulácii v abiotických a biotických zložkách prostredia. Toxické sú aj biologicky nezastupiteľné mikroelementy, ak prekročia určitú koncentráciu (Tomáš et al., 2000).

Alexejev (1987) používa označenie ťažký kov len v súvislosti s negatívnym pôsobením na živé organizmy a pri žiadúcich účinkoch používa pojem „mikroelement“.

Ferguson (1990) považuje ťažké kovy za prvky, ktoré sú :

- ťažené a využívané v priemyselných množstvách,
- dostatočne rozšírené v zemskej kôre,
- majú toxický účinok na živé organizmy,
- majú nežiadúce účinky v biochemickom cykle,
- nachádzajú sa v materiáloch, ktoré sú v kontakte s ľuďmi.

Podľa Ďuržu (2003) patria ťažké kovy medzi základné skupiny kontaminujúcich látok v zložkách životného prostredia. Vyznačujú sa variabilnými vlastnosťami, účinkami i zdrojmi svojho pôvodu. Predmetom svetového monitoringu sú predovšetkým prvky: As, Cd, Hg a Pb. Toxické môžu byť aj ďalšie prvky (Cr, Co, Sn, Sb, Cu, Ni, Ag, Au, Zn, Mo, W, Mn, Fe), ktoré sú v malom množstve v pôdach a rastlinách potrebné, vo veľkom množstve však môžu pôsobiť ešte toxickejšie než vyššie uvedené prvky.

Skupina ťažkých kovov patrí v zemskej kôre k stopovým prvkom (hlavné prvky tvoria viac ako 99 % z celkového obsahu prvkov obsiahnutých v zemskej kôre; ostatné prvky z periodickej tabuľky sa nazývajú stopové prvky; Alloway, 1990). Z geochemického hľadiska rozdeľujeme ťažké kovy do troch skupín (Baudo, 1987): rozptýlené ako nerozpustné alebo zmiešané oxidy (Ti, V, Cr, Mn, Zr, Nb, Hf, Ta, W), kovy v prirodzenom rýdzom stave (napr. nuggety) alebo ľahko redukovateľné zlúčeniny (Pb, Ru, Rh, Os, Ir, Pt, Au ± As), bežne asociované so sírou ako sulfidy (Mo, Fe, Co, Ni, (Ag), Zn, As, Sc, Sb, Te, Ru, Hg, Ti, Pb, Bi). Istú skupinu týchto „kovov“ tvoria aj polokovy (spomedzi nich sa najčastejšie medzi ťažké kovy zaraďujú As, Sb, Te).

Ťažké kovy patria medzi nedegradovateľné kontaminanty, ktoré sa vyznačujú rozdielnymi vlastnosťami, zdrojom pôvodu, ako aj pôsobením na živé organizmy (Tóth et al., 2005).

Ťažké kovy nachádzajú využitie predovšetkým v niektorých špičkových technológiách, pri výrobe akumulátorov a katalyzátorov, ako stabilizátory polymérov, v tlačiarstve a medicíne. V staroveku boli hlavnými producentmi ťažkých kovov (Cu, Hg a Pb) bane a huty. Produkcia ťažkých kovov mala vzrastajúci trend a za ostatných 60 rokov prudko vzrástla napr. u Ni 35x, u Cr 17x a Cd 14x. Najväčším zdrojom znečistenia ekosystémov chrómom a kadmium sú hnojivá a produkcia farebných kovov. Zaťaženie prírodných ekosystémov ortuťou vzrástlo za rovnaké obdobie asi dvojnásobne (významným zdrojom ortuti sú aj sopečné erupcie a recentne aktívne zlomy v zemskej kôre).

Ťažké kovy a ich zdroje

Okrem kovov, ktorých pôvod je v geologickom prostredí, existujú aj početné antropogénne zdroje ťažkých kovov. Tieto možno podľa Thorntona (1983) rozdeliť na bodové (v tesnej blízkosti kontaminovaných médií) a nebodové (spôsobené napr. hnojivami, pesticídami a pod.). Ducsay et al. (2000) a Ľahučský (1993) delia hlavné zdroje ťažkých kovov na:

- a) priame (úmyselná aplikácia) - morenie osív, ochrana kultúr, priemyselné hnojivá, priemyselné komposty, závlahová voda
- b) nepriame (neúmyselná aplikácia) - priemysel energetický, metalurgický, hutnícky, chemický, doprava, mestské a priemyselné aglomerácie.

Zaujec (1999) zaraďuje medzi hlavné zdroje ťažkých kovov antropogénneho pôvodu:

- mestské a priemyselné aerosóly, ako dôsledok spaľovania rôznych palív, rudy pri ich spaľovaní ako aj ďalšie priemyselné procesy,
- kvapalné a pevné odpady zo živočíchov i obyvateľstva,
- odpady z baníctva,
- priemyselné a poľnohospodárske chemikálie.

Detailnejšie delí zdroje kontaminácie ťažkými kovmi Ross (1993, 1994):

Prírodné - primárne (zvetrávanie hornín)

- druhotné (atmosférická depozícia, prachové búrky, sopečná činnosť)

Antropogénne – plošné a bodové:

1. baníctvo a hutníctvo

- a) úložiská, haldy po spracovaní rúd – kontaminácia po zvetrávaní a veternej erózii (As, Cd, Hg, Pb)
- b) fluvialne dispergované haldy – uloženiny na pôdach po záplavách (As, Cd, Hg, Pb)
- c) transformované rudy – úlety pri preprave materiálu (As, Cd, Hg, Pb)
- d) tavenie – kontaminácia z exhalátov, aerosólov unikajúcich pri tavení (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Se)
- e) priemysel železa a ocele (Cu, Ni, Pb)
- f) spracovanie farebných kovov (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)

2. priemysel

- a) plasty (Co, Cr, Cd, Hg)
- b) textil (Zn, Al, Ti, Sn)
- c) mikroelektronika (Cu, Ni, Cd, Zn, Sb)
- d) lesníctvo (Cu, Cr, As)
- e) rafinérie (Pb, Ni, Cr)

3. atmosférická depozícia

- a) mestské a priemyselné zdroje, spaľovne a skládky odpadov (Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V, Mn)
- b) pyrometalurgický priemysel (As, Cd, Hg, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl, Zn)
- c) automobilové exhaláty (Mo, Pb, V)
- d) spaľovanie fosílnych palív (As, Pb, Hg, Sb, Se, U, V, Zn, Cd)

4. poľnohospodárstvo

- a) umelé a organické hnojivá (As, Cd, Mn, U, V, Zn)
- b) vápno (As, Pb)
- c) pesticídy (Cu, Hg, Mn, Zn)
- d) zavlažovanie (Cd, Pb, Se)

5. úložiská odpadov

- a) odpadových kalov (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)
- b) skládok domového odpadu (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn).

Na znečistení krajiny majú rôzne zdroje rôzny podiel. Tak napríklad úlety popolčeka zo spaľovní spôsobujú až 34 % znečistenia Cd, 33 % znečistenia Hg, 63 % znečistenia Mn a 51 % znečistenia Ni. Korózia odpadových priemyselných tovarov produkuje 47 % Cr, 42 % Pb, 56 % Cu a 36 % Zn. Rôzne poľnohospodárske hnojivá majú na svedomí 23 % znečistenia zinkom (fosfátové hnojivá zo Senegalu a Toga sú charakteristické enormne zvýšenými obsahmi ťažkých kovov: Cd = 160 a Cr = 225 g.t⁻¹). V celosvetovom meradle fosfáty produkujú ročne 660 ton Cd. Aj mestské odpady majú značný podiel na znečistení kadmíom (20,5 %; Lánzos et al., 1998).

Podstatná časť Hg pochádza z atmosféry, do ktorej sa ortuť dostáva sublimáciou zo zemskej kôry a plášťa pozdĺž tektonických línií (zlomov) a v dôsledku sopečnej činnosti (Polański & Smulikowski, 1978).

Antropogénne ovplyvnené pôdy majú zvýšené obsahy ťažkých kovov hlavne vo vrchných horizontoch, pretože pedogenetický proces nemal dostatok času ovplyvniť redistribúciu v pôdnom profile. Kontaminácia pôd ťažkými kovmi v urbanizovaných oblastiach je taká intenzívna, že obsah ťažkých kovov v pôdach umožňuje odlišiť urbanizované pôdy od neurbanizovaných (Bowen, 1979).

Podľa Lahučkého et al. (2005) sú z kvantitatívneho hľadiska najvýznamnejším zdrojom ťažkých kovov látky prírodného charakteru používané k priamemu hnojeniu, resp. vápneniu pôd, ktoré

v slovenských pomeroch predstavujú až 25 - 35 %-ný podiel z celkového antropicky podmieneného vstupu ťažkých kovov do zložiek životného prostredia.

Závažnými zdrojmi ťažkých kovov (hlavne Hg, Cu, Mn a Zn) sú aj prípravky na morenie rastlín, povrchové a priesakové vody zo skládok, emisie toxických kovov vo forme aerosólov a z čistočiek prachu a popolčiekov zo strojárskejších, chemických, ale hlavne energetických podnikov. Ďalšia časť ťažkých kovov pochádza z odpadových kalov z čističiek odpadových vôd využívaných pri hnojení poľnohospodárskych pôd (Halmo, 1995).

Ťažké kovy v zložkách životného prostredia

Väčšina ťažkých kovov má schopnosť akumulovať sa z vodného prostredia do sedimentov a živých organizmov a vstupovať do potravinového reťazca. Najvyššie akumulčné koeficienty boli zistené u nasledovných kovov: Cu, Mg a Pb (Cejpek, 2000).

Pri vstupe ťažkých kovov do pôdy, vody a menej aj do ovzdušia dochádza k fyzikálno-chemickým zmenám a prvok sa zapája do biogeochemického kolobehu. V dôsledku toho vzniká alebo zaniká množstvo látok, ktoré zvyšujú alebo znižujú toxicitu prvku v prostredí. Niektoré prvky ako napr. Hg, As, Se a Sb tvoria prchavé zlúčeniny, podliehajú diaľkovému prenosu vzduchom a preto je ťažké stanoviť v pôdach ich prirodzenú koncentráciu. Ich toxický vplyv sa neprejavuje okamžite. Každý prvok má rozdielny fyziologický význam a tak aj rozdielny stupeň biotoxicity. Veľký význam má jeho chemický charakter, jeho vzťah k pôdnym vlastnostiam, jeho rozpustnosť a tým aj jeho biodostupnosť. Zotrvanie ťažkých kovov je v pôdach dlhšie ako v hydrosfére a atmosfére. Kontaminácia pôdy najmä v povrchovej vrstve rastie s intenzifikáciou a chemizáciou poľnohospodárskej výroby. Krátkodobý toxický vplyv ťažkých kovov je pomerne dobre známy. Málo je však známe o jeho dlhodobej pomalej akumulácii, ktorá je typická najmä pre pôdy. Samočistiaca schopnosť pôdy je výrazne nižšia než vzduchu a vody. V porovnaní s hydrosférou a atmosférou je detoxikácia pôdy technickými prostriedkami veľmi obmedzená a finančne náročná (Lánczos et al., 1998).

Z banských diel, haldových polí a odkalísk vstupujú ťažké kovy do zložiek životného prostredia v dôsledku zvetrávania horninového materiálu a rúd. Migrácia uvoľnených ťažkých kovov je kontrolovaná predovšetkým zmenami pH/Eh, prítomnosťou prírodných sorbentov, ale aj biologickými činiteľmi (najmä činnosťou baktérií: tak napr. metabolizmus baktérií *Acidithiobacillus ferrooxidans* a *Acidithiobacillus thiooxidans* významným spôsobom zvyšuje kinetiku degradácie sulfidov; Kušnierová et al., 1994; Andráš et al., 2009a,b). Najčastejšie prítomnými prírodnými sorbentmi sú ílové minerály (illit, montmorillonit, smektit...), zeolity, oxidy Fe a oxyhydroxidy Fe (Andraš et al., 2009c).

Rozpustnosť ťažkých kovov v pôde a ich mobilita v akvatickom prostredí sa môže zvýšiť v dôsledku redukčných podmienok, zníženia hodnôt pH v rozsahu 2 - 6, vyššej koncentrácie solí, vzniku rozpustných organochlórovaných komplexov, ako aj v dôsledku kompetície (t.j. synergického efektu) viacerých prvkov na formu sorpcie v pevnej fáze (Davranchea et al., 2003; Förster & Salomons, 2004). Adsorpciu ťažkých kovov na prírodné sorbenty môže zvýšiť prítomnosť kationov Ca^{2+} , Mg^{2+} a Fe^{2+} (Dixit & Hering, 2003). Naopak, pôsobenie iónov PO_4^{3-} sorpciu As znižuje (Jain & Loeppert, 2000). Desorpciu As z rôznych sorbentov kontroluje mikrobiálna redukcia As^{5+} na As^{3+} (Zobrist et al., 2000).

Ílové minerály sa vyznačujú vrstevnatou, resp. reťazcovou štruktúrou a sú väčšinou nositeľmi stálych negatívnych povrchových nábojov (Kozáč, 1996). Môžu sorbovať kationy Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Mn^{2+} , kationy ťažkých kovov a niektoré hydroxidy s pozitívnym nábojom [nap. $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$]. Tieto kationy sa môžu nahradiť inými kationmi (Čurlík, 2003).

Goethit (oxo-hydroxid Fe α -FeOOH) je minerál kryštalizujúci v rombickej sústave, ktorý vzniká oxidáciou rúd bohatých na Fe. Pri neutrálnom pH je nerozpustný a kladný povrchový náboj robí z neho efektívny sorbent pre mnohé prvky (Schwertmann & Cornell, 2000).

Ťažké kovy v pôde a dnových sedimentoch sú pomaly odstraňované lúhovaním, eróziou a odčerpávaním rastlinami. Počas života ťažkých kovov pre pôdy vypočítal Kabata-Pendias (1993): Zn 70 – 510 rokov, Cd 13 – 1100 rokov, Cu 310 – 1500 rokov, Pb 740 – 5900 rokov. Čas pretrvávania ťažkých kovov v pôdach mierneho pásma podľa Kabata-Pendias (1993) kolíše medzi 75 a 380 rokmi, pre Hg od 500 do 1000 rokov, pre Ag, Cu, Ni, Pb, Se a Zn od 1000 do 3000 rokov. V tropických podmienkach je proces lúhovania intenzívnejší: počas života je cca 40 rokov (Lánczos et al., 1998).

Bioakumulácia ťažkých kovov v rastlinných a živočíšnych pletivách je metabolicky riadený proces ich hromadenia v živom organizme, ktorý prebieha ak organizmus rýchlejšie prijíma ťažký kov ako ho dokáže vylúčiť, pričom dochádza k imobilizácii príslušného kovu/kovov v biomase (Lourie, 2003). Ťažké kovy môžu do organizmov vstupovať koreňovým systémom, atmosférickou depozíciou, potravou i cez pokožku/povrch rastlinných tiel (Zornoza et al., 2010). Pri atmosférickej depozícii môžu kovy vstupovať aj do nadzemných častí rastlín, prípadne cez pokožku do tiel živočíchov a odtiaľ môžu byť translokované do rôznych orgánov, resp. iných častí rastliny (dokonca aj do koreňov; Schwesig & Krebs, 2003).

Toxicita ťažkých kovov

Podľa toxicity rozlišuje Kabata- Pendias & Pendias (1992) prvky nasledovne:

- prvky s veľmi vysokým stupňom potenciálneho ohrozenia: (Cd, Hg, Pb, Cu, Tl, Sn, Cr, Sb, Zn),
- prvky s vysokým stupňom potenciálneho ohrozenia:(Bi, U, Mo, Ba, Mn, Ti,Fe, Se,Te,Ni,Co, As)
- prvky so stredným stupňom potenciálneho ohrozenia: (F, Be, V, Rb, Li, Ge, In, B, Br, I, Cs),
- prvky s nízkym stupňom potenciálneho ohrozenia: (Sr, Zr, Ta, La, Nb).

Bencko et al. (1995) delí rizikové prvky do štyroch skupín: a) toxické, b) neesenciálne, c) esenciálne, d) pravdepodobne esenciálne.

a) Toxické kovy sú tie, ktoré pri určitej koncentrácii pôsobia škodlivo na človeka a ostatné biotické zložky ekosystémov (17 ťažkých kovov sa považuje za veľmi toxické). Úroveň toxicity závisí od typu kovu, jeho biologickej úlohy a typu organizmu, ktorý je pôsobeniu kovu vystavený. Tieto kovy pretrvávajú v prostredí celé roky až storočia. Za najnebezpečnejšie toxické kovy sa všeobecne považujú Pb, Cd, As a Hg, ale medzi všeobecne rozšírené a zdraviu škodlivé kovy patria aj Be a Cr (Bencko et al., 1995; Tamás, 2006).

K ťažkým kovom patria i nevyhnutné a životne dôležité prvky pre výživu organizmov ako Cu, Fe, Mn, Zn, Co, Se, ako aj **b) neesenciálne prvky**- potenciálne toxické, ako Hg, Pb, Cd (Beneš, 1994). K ťažkým kovom môžeme zaradiť aj biologicky nezastupiteľné mikroelementy (napr. Cu, Zn, Mn, Co, Cr atď.) ako i početné neesenciálne chemické prvky (Cd, Pb, Hg atď.; Vollmannová et al., 2009).

Toxické prvky majú negatívne účinky už pri nízkych koncentráciách. Patria sem Pb, Hg, As a Cd. Medzi **c) esenciálne** sú zaradované z hľadiska ich nevyhnutnosti pre rastliny a živočíchov : Fe, I, Cu, Co, Mn, Se, Cr, atď. Medzi **d) pravdepodobne esenciálne** zaradujeme prvky, ktorých esenciálnosť ešte nebola dokázaná. Patria sem: Ni, F, Br, V, Be, Sr, atď. Neesenciálnymi prvkami sú prvky, ktoré sa stabilne vyskytujú v rôznych koncentráciách pri stavbe rastlinných a živočíšnych organizmov (ide asi o 20-30 prvkov ako napr. Al, Sb, Ge, Si, Ag, Au, Ti, Rb...; Bencko, 1995).

Toxicitu ťažkých kovov je potrebné hodnotiť z hľadiska ich koncentrácie, pretože všetky ťažké kovy, aj esenciálne, pôsobia pri prekročení špecifickej koncentrácie pre kov na organizmus toxicky. Aj podľa Tomáša (2000) a Vollmannovej et al. (2009) sú toxické aj biologicky nezastupiteľné

mikroelementy, ak prekročia určitú koncentráciu. Toxicita klesá v rade Hg>Cd>Ni>Pb>Cr (Yong et al., 1992). Podľa Molnárovej & Fargašovej (2006) aplikované množstvo kovov z hydroponického roztoku vstupovalo do koreňov v nasledujúcom poradí Cd>Zn>Se>Pb>Cu.

Vplyv ťažkých kovov na životné prostredie je zvýraznený ich nedegradovateľnosťou (Kafka & Punčochářová, 2002). Ťažké kovy prebiehajú globálnym ekologickým cyklom, v ktorom hlavnú úlohu má pôda a voda. Pôda však nezohráva iba úlohu pasívneho akceptora ťažkých kovov ale po kontaminácii sa stáva zdrojom znečistenia ostatných zložiek životného prostredia a trofického reťazca (Barančíková et al. 2009).

Ťažké kovy sú významné environmentálne polutanty, ktoré významným spôsobom inhibujú vývin rastlín, ich distribúciu na danom území a redukujú produktivitu poľnohospodárskych plodín (Tamás, 2006).

Vlastnosti samotného prvku a jeho bio prístupnosti - biologická prístupnosť kovov závisí od oxidačného stupňa a formy výskytu (ovplyvnených Eh a pH), štruktúry molekuly, reaktivity, rozpustnosti, schopnosti tvorby organokovových zlúčenín, fyzikálnych vlastností ich zlúčenín, ako aj od prítomnosti rozpustnej organickej hmoty vo vode.

Pri hodnotení ťažkých kovov v pôde sa pozornosť venuje ich možnému prieniku do potravinového reťazca. Medzi hlavné faktory, ktoré vplyvajú na vstup ťažkých kovov z pôdy do rastliny, patria: pH/Eh, textúra, obsah a kvalita organickej hmoty, prítomnosť iných prvkov (synergizmus alebo antagonizmus), druh a odroda rastliny, hnojenie a spôsob kultivácie.

Potenciálne toxické prvky

Skutočnosť, že termín **ťažký kov** nemá žiadny chemický význam a snaha nahradiť ho termínom **toxický kov** tiež nerieši skutočnosť, že kovy sú toxické len pri istej koncentrácii a v istých chemických väzbách, závislých na speciácii kovu, viedla k snahe nahradiť vyššie uvedené nepresné termíny termínom **potenciálne toxické prvky**.

Pod'akovanie: Práca bola realizovaná s podporou grantu VEGA 1/0538/15.

Literatúra

- Alexeev, J. V. 1987. Ťažké kovy v počvach i rastlinijach. *VO Agro-promizdat*, 142 s.
- Alloway, B. J. 1990. Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd, Glasgow and London, 339 s., ISBN 0- 216-92698X.
- Alloway, B. J. 1995. Heavy metals in soils. London: Blackie Academic and Professional, 368 s., ISBN 07514 01986.
- Alloway, B. J. – Ayres, D. C. 1993. Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, London, 291 s., ISBN 0-7514-0380-6.
- Al-Khasman, O. A. – Shawabkeh, R. A. 2006. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environmental Pollution*, č. 140, 387-394, ISSN 0944-1344.
- Andráš, P. – Lichý, A. – Križáni, I. – Rusková, J. 2009. The heavy metal sorption on clay minerals and risk of the AMD formation at the Reiner and Podlipa dump-fields at Lubietová deposit (Slovakia) *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, č. 4, roč. 2, 133-147, ISSN-1842-4090
- Andráš, P. – Lichý, A. – Križáni, I. – Rusková, J. 2009a: Heavy metals and their impact on environment at the dump-field Lubietová-Podlipa (Slovakia). In: *Advanced Technologies*. Ed.: Jayanthakumaran, K. In-Tech, Olajnica, 19/2, 32000 Vukovar, Croatia, 163-185, ISBN: 978-953-307-009-4
- Andráš, P. – Kušnierová, M. – Marcel, A. – Šlesárová, A. – Chovan, M. 2009b: Biological-chemical oxidation of ore minerals at the Pezinok deposit (Malé Karpaty Mts., Western Carpathians, Slovakia)/ Utlenie mineralów rudnych ze zloža Pezinok (Małe Karpaty Zachodnie, Słowacja) metoda biologiczno-chemiczna. *Inżynieria Mineralna*, X, č. 1 roč. 23, 1 – 26, PL ISSN 1640-4920.
- Andráš, P. – Rusková J. – Rusko M. – Lichý A., – Križáni, I. 2009c. Vplyv banskej činnosti v okolí Lubietovej na krajinu. - Žilina: Strix – VeV, Edícia EV-52, 128 s., SBN 978-80-89281-57-2.
- Appenroth, K. J., 2010. Definition of „heavy metals“ and their role in biological systems. In: Sherameti, I., Varma A. Eds.: *Soil Heavy Metals, Soil Biology*, č. 19, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 19-29, ISBN 978-3-642-02435-1; DOI 10.1007/978-3-642-02436-8-2

- Barančíková G. – Fazekašová D. – Manko P. – Torma S. 2009. Chémia životného prostredia. Prešovská univerzita v Prešove, Univerzitná knižnica, Prešov, 251 s. ISBN 978-80-555-0082-9.
- Baudo, R. 1987. Heavy Metal Pollution and Ecosystem Recovery, Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery. Elsevier Sciences Publishers, Amsterdam, 325 s. ISBN 80-200-0401-7.
- Beneš, S. 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. II. část. Praha, Ministerstvo zemědělství České republiky, 159 s., ISBN 8070840900.
- Bencko.V. – Cikrt, M. – Lener, J. 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2vyd. Praha : Grada Publishing, 288 s., ISBN 80-7137-567-510.
- Bennet, H. 1986. *Concise Chemical and Technical Dictionary*, 4th enlarged ed., Edward Arnold, London, 1271 s., ISBN 0820603104.
- Bjerrum, N. 1936. Inorganic Chemistry. *Journal of Chemical Education*, č. 13 roč. 7, s. 349, DOI: 10.1021/ed013p349.2.
- Bowen, H. J. M. 1979. Hodnocení těžkých kovů v odpadech a průmyslově vyráběných kompostech. Konference ČSVTS Kompostování odpadů a životné prostředí. Praha, 83-94.
- Cejpek, K. 2000. Chémia bežného života a životné prostredie. Metodické centrum Banská Bystrica, 117 s, ISBN 80-8041-307X.
- Čurlík, J. 2003. Pôdna reakcia a jej úprava. Bratislava, Jaroslav Suchoň Publ., 249 s. ISBN 80-967696-1-8.
- Davranchea, M. – Bollingera, J. C. – Bril, H. 2003. Effect of reductive conditions on metal mobility from wasteland solids: an example from the Mortagne-du-Nord site (France). *Applied Geochemistry*, č. 18, 383-394, ISSN 0883-2927.
- Dixit, S. – Hering, J. G. 2003. Sorption of Fe(II) and As(III) on goethite in single-and dual-sorbate systems. *Chemical Geology*, č. 228, 6-15, ISSN 0009-2541.
- Duffus, J. H. 2002. „Heavy metal” – a meaningless term? *Pure and Applied Chemistry*, č. 74, 793–807, ISSN 2231-3443.
- Ducsay, L. – Toman, R. – Kočík, K. 2000. Ťažké kovy v pôdach a rastlinách. In: Kovacik, J.: Rizikové faktory potravinového reťazca. Nitra : SPU, 2000, s.7-30, ISBN 80-7137-796-1.
- Đurža, O. – Khun, M. 2002. Environmentálna geochemia niektorých ťažkých kovov. Bratislava, Univerzita Komenského, 61-70, s. 33, ISBN 978-80-89343-72-0.
- Đurža, O. 2003. Využitie pôdnej magnetometrie v environmentálnej geochemii ťažkých kovov, *Acta geologicauniversitatiscomenianaee*. Bratislava. Univerzita Komenského v Bratislave, roč. 58, 29 – 55, ISSN 1338-6034.
- Fergusson, J. E. 1990. The heavy metals, chemistry. *Environmental impact and health effect*. Pergamon Press, New Zealand, 614 s., ISBN 3-936028-05-2.
- Förster, U. – Salomons, W. 2004. Elements and compounds in sediments. In: Merian, E., Anke, M., Ihnat, M., Stoeppler, M. (Eds.): *Elements and their compounds in the environment*. Wiley-VCH Verlag GmbH–Co.KGaa, Weinheim, 149-162. ISBN 978-3-527-30459-2.
- Hale, W. G. – Margham, J. P. 1988. Collins Dictionary of Biology, Collins, Glasgow, 528 s., ISBN 978-0007207343.
- Halmo, F. 1995. Súčasný trendy analýzy chemického znečistenia pôdy. *Cudzorodé látky v poľnohospodárstve*, NR VŠP v NR. http://www.google.sk/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0ahUKEwiUtue_3KfQAhXMLsAKHeo1DrsQFggZMAA&url=http%3A%2F%2Fcrzp.uniag.sk%2FPrace%2F2011%2FG%2F6C0634A7EACE44DBBF1658FA3C3626E1.doc&usq=-AFQjCNHKWZ2-epAF_O6uCOSDSACnXIGGmA&sig2=G-W7DONo5wdVigEZuGDKRQ
- Housecroft, C. E. – Sharpe, A. G. 2008. Inorganic chemistry. Prentice Hall, 1256 s. ISBN-13: 978-0273742753.
- Hunt, A. 1999. Dictionary of Chemistry, Fitzroy Dearborn, London, 657 s., ISBN 1579581404.
- Jain, A. – Loeppert, R. H. 2000. Effect of competing anions on the adsorption of arsenate and arsenite by ferrihydrite. *Journal of Environmental Quality*, č. 29, 1422-1430, ISSN 0047-2425.
- Kabata-Pendias, A. – Pendias, H. 1992. Trace elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL, 365 s., ISBN 0849366437.
- Kabata-Pendias, A. 1993. Behavioural properties of trace metals in soil. *Applied Geochemistry. Suppl. Issue No. 2*. Pergamon Press. Oxford, 3-9
- Kafka, Z. – Punčochářová, J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy*, č. 96, 611-617, ISSN 1213-7103
- Kozáč, J. 1996. Nerastné suroviny ako sorbenty kationov ťažkých a toxických kovov a ako základná zložka čistiacich prostriedkov. *Mineralia Slovaca, Geovestník*, roč. 28, č. 6, 5-7.
- Kušnierová, M. – Andráš, P. – Križáni, I. 1994. The influence of the chemical composition and the crystal structure of arsenopyrite and pyrite on the process of bacterial oxidation. *Mineralia Slovaca*, roč. 26, č. 4, 272 – 276, ISSN 0369-2086
- ĽAHUČKÝ, L. 1993. Pôdne vstupy ťažkých kovov do rastlín a možnosti ich minimalizácie. Dizertačná práca. Nitra : VŠP, 104 s.
- Lánczos, T. – Mejeed, S. Y. – Milička, J. 1998. Environmentálna geochemia. PrírF Univ. Komenského Bratislava, vysokoškolské skriptá, 120 p.

- Lourie, B. 2003. Mercury in the Environment: *A Primer. Pollution Probe*, Ottawa, 84 p.
- Lyman, W. J. 1995. Transport and Transformation Processes. In: Rand, G. M., 1995. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. Taylor and Francis, Washington D.C. us., 214 p.
- Lahučný, L. – Vollmannová, A. – Tomas, J. – Tóth, T. 2005. Vertical cadmium migration in some soil types. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, č. 51, roč. 8, 429–435.
- Molnárová, M. – Fargašová, A. 2006. Assessment of inhibitory effect and metals accumulation (Cd, Zn, Cu, Pb, Se) in mustard SINOPSIS ALBA L. *Chemické listy* č. 100, 700 – 708.
- Murray, K. S. – Kaufman, D. T. 2004. Heavy metals in an urban watershed in southeast Michigan, *Journal of Environmental Quality*, 33, 163-172, ISSN 0047-2425
- Müller, U. 2007. *Inorganic Structural Chemistry*. John Wiley, Chichester, 317 p., ISBN 9780471987567
- Polański, A. – Smulikowski, K. 1978. *Geochemia*. Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava, 607 p.
- Ross, S. M. 1993. Applied environmental geochemistry. Academic Press, London, 501 p.
- Ross, S. M. 1994. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: S.M. Ross, Editor, *Toxic metals in soil-plant systems*, John Wiley and Sons, Chichester, 63–152.
- Shaw, B. P. – Sahn, S. K. – Mishra, R. K. 2004. Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants. Prasad M. N. V. ed.: *Heavy Metal Stress in Plants – From Biomolecular to Ecosystem*. Springer, Heidelberg, 84-126.
- Schwertmann U. – Cornell R. M. 2000. Iron oxides in the laboratory. Wiley-VCH, Weinheim, 67-73.
- Schwesig, D. – Krebs, O. 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil*, č. 253, 445-455
- Streit, B. 1994. *Lexikon der Okotoxikologie*, VCH, Weinheim, 924 p., ISBN 3527300538
- Tamás, L. 2006. štruktúrne a funkčné aspekty vplyvu kadmia na rastliny. Online. 2011. cit. 2011-04-02. [Dostupné na internete] <http://ibot.sav.sk/f_prev.htm>.
- Thornton, I. 1983. Geochemistry applied to agriculture. In: Thornton, I. (ed.), *Applied Environmental Geochemistry*. Chapter 8, Academic Press Geology Series, London, 231-264
- Thornton, I. 1995. Metals in the Global Environment – Facts and Misconceptions, ICME, Ottawa, 105 p.
- Tomáš, J. 2000. Stopové prvky životnom prostredí. In: Cudzorodé látky v životnom prostredí. Nitra : SPU Nitra , 10-18, ISBN 80-7137-745-7
- Tóth, T. – Pospíšil, R. – Pariláková, K. – Musilová, J. – Bystrická, J. 2005. Distribúcia ťažkých kovov v pôdach aplikáciou substrátu po výrobe biokalu. In: *ChemZi*, č. 1, roč. 1, 108-109.
- Venugopal, B. – Luckey, T. D. 1975. Toxicology of nonradio-active heavy metals and their salts, in heavy metal toxicity, Safety and Hormology, T. D. Luckey, B. Venugopal, D. Hutcheson (Eds.), George Thieme, Stuttgart, 48
- Vollmannová A., – Tóth, T. – Tomáš, J. – Timoracká, M. – Melicháčová, S. 2009. Obsah bioaktívnych zložiek vo vybraných odrodách čučoriedky chocholíkatej (*Vaccinium corymbosum*, L.) *Acta fytotechnica et zootechnica*, 12, 695-700, ISSN 1336-9245
- Yong, R. N. – Mohamed, A. M. O. – Warkentin, B. P. 1992. Principles of contaminant transport in soils, Elsevier, 411 p.
- Zaujec, A. 1999. Cudzorodé látky a hygiena pôd. SPU Nitra. VES Nitra, 103 p. ISBN 80-7137-567-5
- Zobrist J. – Dowdle, P. R. – Davis, J. A. – Oremland, J. S. 2000. Mobilization of arsenite by dissimilatory reduction of adsorbed arsenate. *Environmental Science – Technology*, 34, 4747-4753, ISSN 0013-936X
- Zornoza, P. – Millán, R. – Sierra, M.J. – Seco, A. – Esteban, E. 2010. Efficiency of white lupin in the removal of mercury from contaminated soils: Soil and hydroponic experiments. *Journal of Environmental Sciences*, č. 22, 421-427