



UNIVERZITA KONŠTANTÍNA FILOZOFA V NITRE
FAKULTA PRÍRODNÝCH VIED

RIZIKOVÉ PRVKY V SYSTÉME PÔDA-RASTLINA
NA PRÍKLADE VYBRANEJ LOKALITY

Melánia Feszterová, Lýdia Porubcová

2021

**NÁZOV: RIZIKOVÉ PRVKY V SYSTÉME PÔDA-RASTLINA
NA PRÍKLADE VYBRANEJ LOKALITY**

Edícia Prírodovedec č. 764

Autori: doc. Ing. Melánia Feszterová, PhD.
Ing. Lýdia Porubcová, PhD.

Recenzenti: doc. Ing. Peter Ondrišík, PhD.
prof. Ing. Tomáš Lošák, Ph.D.

(c) 2021 Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre

V monografii sú publikované čiastočné výsledky, ktoré boli podporené Európskym spoločenstvom v rámci projektu: „Vybudovanie výskumného centra AgroBioTech“ (ITMS 26220220180) a s podporou projektu Kultúrnej a vzdelávacej grantovej agentúry (KEGA) Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky na základe projektu číslo 015UKF-4/2022.

ISBN 978-80-558-1817-7



OBSAH

1 SÚČASNÝ STAV RIEŠENEJ PROBLEMATIKY	14
1.1 Rizikové prvky	14
1.1.1 Rizikové prvky v pôde	14
1.1.2 Zdroje rizikových prvkov v pôde	16
1.1.3 Kontaminácia pôdy rizikovými prvkami	18
1.1.4 Eliminácia rizikových prvkov z pôdy	22
1.2 Rizikové prvky v systéme pôda-rastlina	25
1.3 Agro-environmentálne faktory	26
1.3.1 Pôdny organický uhlík	28
1.3.2 Pôdna reakcia	31
2 CIEĽ PRÁCE	34
3 MATERIÁL A METODIKA	35
3.1 Charakteristika územia	35
3.1.1 Klimatická charakteristika územia	36
3.1.2 Geomorfologické, geologické a pedologické pomery	37
3.1.3 Hydrologické a hydrogeologické pomery	38
3.1.4 Charakteristika pôdných typov sledovaných lokalít (pôdných jednotiek)	39
3.2 Lokality odberu	40
3.2.1 Odber, úprava a spracovanie pôdných vzoriek	41
3.3 Použité analytické metódy	42
3.3.1 Stanovenie aktívnej a výmennej pôdnej reakcie	42
3.3.2 Stanovenie obsahu organického uhlíka a humusu	43
3.3.3 Stanovenie rizikových prvkov metódou atómovej absorpčnej spektrometrie	45
3.4 Štatistické metódy	47
4 VÝSLEDKY A DISKUSIA	49
4.1 Obsah rizikových prvkov v pôdných jednotkách	49
4.1.1 Zmeny obsahu rizikových prvkov v ornej pôde <i>Lokalít I. - III.</i>	49
4.1.2 Hodnoty rizikových prvkov v pôdných jednotkách <i>Lokalít I. - III.</i>	64
4.1.3 Korelácia rizikových prvkov v pôdných jednotkách <i>Lokalít I. - III.</i>	68
4.2 Hodnoty pôdnej reakcie v pôdných jednotkách <i>Lokalít I.-III.</i>	71
4.3 Korelačné vzťahy medzi rizikovými prvkami a pôdnou reakciou	74
4.4 Hodnoty organického uhlíka v sledovaných pôdných jednotkách	77
4.5 Štatistické vyhodnotenie pôdnej reakcie a celkového organického uhlíka	81

4.6 Biodostupnosť a ekotoxicita rizikových prvkov.....	89
ZÁVER.....	97
Návrh na využitie výsledkov v praxi a rozvoji vedy.....	100
SUMMARY	102
Zoznam použitej literatúry	104
Prílohy	148

Zoznam skratiek a značiek

Skratka	Význam
CBD	- Convention on Biological Diversity
C _{ox}	- celkový organický uhlík (TOC = total organic carbon)
C ₃ H ₅ O(COOH) ₃	- kyselina citrónová
CH ₃ COOH	- kyselina octová
DAM 390	- kvapalné dusíkaté hnojivo (NH ₄ NO ₃ + močovina), obsahuje 30 % N (hmotnostných) alebo 39 % N (objemových)
EDTA	- kyselina etyléndiamíntetraoctová
F-AAS	- Flame Atomic Absorption Spectrometry (Atómová absorpčná spektrometria s atomizáciou v plameni)
H _m	- humus
HM	- hnedozem
CHKO	- chránená krajinná oblasť
KM	- kambizem
LAV	- hnojivo dusičnan amónny s vápencom
LM	- luvizem
NPK	- hnojivo obsahujúce dusík, fosfor a draslík
NPM	- najvyššie prípustné množstvo
Pg	- Petagram (1 Pg-10 ¹⁵ g)
pH	- <i>pondus hydrogenii</i>
POC	- pôdny organický uhlík
SHMÚ	- Slovenský hydrometeorologický ústav
UNCCD	- United Nations Convention to Combat Desertification
UNFCCC	- United Nations Framework Convention on Climate Change

Zoznam obrázkov

Obrázok	Popis
Obrázok 1.1.2-1	Zdroje rizikových prvkov v pôde a v rastline a ich dôsledky
Obrázok 1.2-1	Zdroje rizikových prvkov a ich príjem listami a koreňmi
Obrázok 1.3.1-1	Globálne cykly uhlíka v prírode
Obrázok 3.1.1-1	Priemerná teplota (°C) a úhrn zrážok (mm) z meteorologickej stanice Mochovce
Obrázok 3.1.1-2	Počet dní s 1-4,9 mm a s 5-viac mm zrážkami z meteorologickej stanice Mochovce
Obrázok 3.1.1-3	Počet dní s 1-4,9 mm a 5 a viac mm zrážkami z meteorologickej stanice Mochovce
Obrázok 3.2-1	Územie odberu pôdnych vzoriek
Obrázok 4.1.1-1	Obsah kadmia v <i>Lokalitách I. - III.</i> (Jar, 2017 - 2019)
Obrázok 4.1.1-2	Obsah kadmia v <i>Lokalitách I. - III.</i> (Jeseň, 2017 - 2019)
Obrázok 4.1.1-3	Obsah medi v <i>Lokalitách I. - III.</i> (Jar, 2017 - 2019)
Obrázok 4.1.1-4	Obsah medi v <i>Lokalitách I. - III.</i> (Jeseň, 2017 - 2019)
Obrázok 4.1.2-5	Obsah olova v <i>Lokalitách I. - III.</i> (Jar, 2017 - 2019)
Obrázok 4.1.1-6	Obsah olova v <i>Lokalitách I. - III.</i> (Jeseň, 2017 - 2019)

- Obrázok 4.1.1-7** Obsah zinku v *Lokalitách I. - III.* (Jar, 2017 - 2019)
Obrázok 4.1.1-8 Obsah zinku v *Lokalitách I. - III.* (Jeseň, 2017 - 2019)
Obrázok 4.5-1 Histogramy ročné obdobie Jar (a) pH(H₂O), b) pH(KCl), c) C_{ox}, d) Humus)

Zoznam tabuliek

Tabuľka	Popis
Tabuľka 3.2-1	Zlaté Moravce-Prílepy: sledovaná oblasť odberu pôdnych vzoriek
Tabuľka 3.3.1-1	Hodnotenie výsledkov aktívnej pôdnej reakcie
Tabuľka 3.3.1-2	Hodnotenie výsledkov výmennej pôdnej reakcie
Tabuľka 3.3.2-1	Navážky na stanovenie organického uhlíka
Tabuľka 3.3.2-2	Klasifikácia obsahu C _{ox} a humusu v pôdnych vzorkách
Tabuľka 3.3.3-1	Analýzy rizikových prvkov-parametre na nastavenie F-AAS
Tabuľka 3.3.3.1-1	Mineralizácia pôdnych vzoriek-parametre programu
Tabuľka 3.3.3.3-1	Mineralizácia rastlinných častí-parametre programu
Tabuľka 4.1-1	Limitné hodnoty rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde (v mg.kg ⁻¹ suchej hmoty, rozklad lúčavkou kráľovskou)
Tabuľka 4.1.3-1	Korelácia rizikových prvkov v <i>Lokalite I.</i>
Tabuľka 4.1.3-2	Korelácia rizikových prvkov v <i>Lokalite II.</i>
Tabuľka 4.1.3-3	Korelácia rizikových prvkov v <i>Lokalite III.</i>
Tabuľka 4.2.-1	Priemerné hodnoty pH(H ₂ O) a pH(KCl) (Jar a Jeseň 2017 - 2019) na intenzívne obrábaných orných pôdach
Tabuľka 4.3-1	Korelácie rizikových prvkov s pH(H ₂ O) v <i>Lokalitách I. - III.</i>
Tabuľka 4.4-1	Priemerný obsah C _{ox} (%) a humusu (%) (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
Tabuľka 4.5-1	Výsledky Shapiro-Wilkovho testu (Jar-Jeseň, 2017 - 2019)
Tabuľka 4.5-2	Výsledky Mann-Whitneyho testu
Tabuľka 4.5-3	Viacnásobné porovnania pH hodnôt (pH(H ₂ O) a pH(KCl)- <i>jarné obdobie</i>)
Tabuľka 4.5-4	Viacnásobného porovnania pH hodnôt (pH(H ₂ O) a pH(KCl)- <i>jesenné obdobie</i>)
Tabuľka 4.6-1	Limitné hodnoty rizikových prvkov vo vzťahu poľnohospodárska pôda a rastlinakritické hodnoty (v mg.kg ⁻¹ suchej hmoty vo výluhu 1 mol.dm ⁻³ NH ₄ NO ₃)
Tabuľka 4.6-2	Priemerný obsah rizikových prvkov v pôdnych vzorkách (vo výluhu 1 mol.dm ⁻³ v NH ₄ NO ₃)
Tabuľka 4.6-3	Obsah rizikových prvkov v rastlinných častiach (v mg.kg ⁻¹ suchej hmoty) pšenice letnej formy ozimnej (<i>Triticum aestivum L.</i>) pestovanej v 2018-2019
Tabuľka 4.6-4	Koeficient bioakumulácie pre potenciálne toxické prvky (Jar-Jeseň 2019)

ÚVOD

Krajina sa považuje za mozaiku s rôznymi spôsobmi využívania. Difúzia a depozícia rizikových prvkov do pôdy je ovplyvňovaná práve zložením a konfiguráciou krajiny. Obavy, týkajúce sa znečistenia životného prostredia a kvality ľudského zdravia, sa preto zameriavajú na sledovanie kontaminovaných lokalít a následne na návrhy opatrení na zníženie ich kontaminácie. Častokrát sa však sústreďujú skôr len na zistenie prítomnosti kontaminantov, ako na pochopenie ich vlastností v pôde. *Antropogénne vplyvy, intenzita využívania pôdy a zmena krajinnej pokrývky* môžu vplývať na distribúciu rizikových prvkov v životnom prostredí. *Antropogénne vplyvy* a s tým súvisiaca kontaminácia prostredia sa stávajú jedným z hlavných spoločenských problémov. Zhoršený stav životného prostredia s rôznym stupňom devastácie v jednotlivých regiónoch sa negatívne spolupodieľa na strednej dĺžke života, zhoršovaní zdravotného stavu obyvateľstva a na zníženej kvalite ekosystému.

Spôsob využívania krajiny môže ovplyvniť zmeny fyzikálnych a chemických vlastností pôdy. Okrem toho môže nepriamo ovplyvňovať pôdne prostredie, ktoré je viac alebo menej priaznivé pre určité typy akumulácie a migrácie rizikových prvkov. Celý rozsah problému závisí od veľkosti znečistenej oblasti, hĺbky do akej znečisťujúce látky prenikajú do pôdy a od chemického zloženia znečisťujúcich látok. Na rozdiel od ostatných zložiek životného prostredia má pôda špecifické postavenie v životnom prostredí. Prichádzame tu do styku s organickou a anorganickou zložkou, reverzibilnými, ale aj takmer ireverzibilnými parametrami vlastností pôdy. Chemické, fyzikálne a biologické vlastnosti pôd sú ukazovateľmi kvality pôdy preto, lebo rýchlo reagujú na stresové faktory v životnom prostredí a ich monitorovanie môže pomôcť k včasnému odhaleniu degradácie pôdneho prostredia. Predmetom monitoringu pôdy sú tie parametre, ktorých prekročením prípustných hodnôt pôdneho systému môže dochádzať k nevratným zmenám a k prechodu do iného rovnovážneho stavu, čo môže viesť až k degradácii pôdy.

Z poľnohospodárskej pôdy neustále ubúda (stavebnou činnosťou, kontamináciou z priemyselných oblastí). Je preto potrebné venovať väčšiu pozornosť jej ochrane, aby mohla ľuďom poskytovať zdravotne nezávadné potraviny. K znehodnocovaniu a k znečisťovaniu pôdy najčastejšie dochádza ľudskou činnosťou. Intenzívna poľnohospodárska výroba by sa mala riadiť cieľom, aby sa zlepšila kvalita pôdy a ekologické procesy a v konečnom dôsledku, aby sa posilnila kapacita systému na udržanie biologickej produktivity.

Rizikové prvky sa nachádzajú vo všetkých typoch krajiny a životného prostredia človeka a ich hromadenie v pôde ovplyvňuje poľnohospodársku produkciu a následne vplýva na kvalitu zdravia obyvateľstva. Rizikové prvky z prírodných a antropogénnych zdrojov sa hromadia v pôde a v rastlinách. Vyšší obsah rizikových prvkov v pôde je vážnym problémom, ktorý nepriaznivo ovplyvňuje vlastnosti pôdy, čo má za následok zníženia produktivity pôdy a zmeny jej environmentálnej funkcie. Toxicita rizikových prvkov závisí od viacerých faktorov, ako je mobilita, rozpustnosť, hodnota pH, ale aj od ich obsahu v pôde. Najrozšírenejšími rizikovými prvkami v našich pôdach sú As, Cd, Hg a Pb. Pri prekročení limitných hodnôt pôsobia rizikové prvky toxicky v prostredí. Je dôležité, aby sa obsah rizikových prvkov znižoval v zložkách životného prostredia, predovšetkým v pôde a to znížením používania chemických látok v poľnohospodárstve, poklesom emisií a vypúšťania toxických látok z priemyselných odvetví, dopravy a energetiky do životného prostredia. Nie všetky rizikové prvky sú toxické, sú aj také, ktoré zaraďujeme medzi biogénne prvky (Cu, Zn) a v nízkych dávkach sú potrebné pre vývoj a rast rastlín. To je dôvodom, prečo je dôležité poznanie aktuálneho stavu našich pôd, ako aj sledovanie tých vlastností pôd, ktoré sú rozhodujúce z hľadiska produkčných, ako aj mimoprodukčných (ekologických) funkcií pôd.

V monografii sme sa zamerali na analýzu rizikových prvkov (Cd, Cu, Pb, Zn) v ornej pôde a ich transport do pestovanej plodiny (pšenice ozimnej). Uvedené rizikové prvky charakterizujeme z hľadiska ich obsahu vo vybraných rastlinných častiach (koreň, stonka, listy a zrno) pšenice ozimnej (*Triticum durum*). Pretože obsah rizikových prvkov v obilninách môže spôsobiť hygienické a zdravotné problémy a je rizikový pre životné prostredie, orientovali sme sa na ich koncentrácie v systéme pôda-rastlina so zameraním na udržateľné poľnohospodárstvo a kvalitu pestovaných plodín.

Touto cestou by sme sa chceli úprimne poďakovať za pomoc a rady pri vypracovaní monografie prof. RNDr. Anne Tirpákovéj, CSc. a prof. RNDr. Jurajovi Hreškovi, PhD ako aj ostatným kolegom.

Ďakujeme Slovenskému hydrometeorologickému ústavu v Bratislave za poskytnutie klimatických dát z meteorologickej stanice v Mochovciach. Naše poďakovanie patrí Ing. Milanovi Hornému, za súhlas s odberom pôdnych vzoriek na lokalitách, ktoré boli použité vo výskume.

autorky

1 SÚČASNÝ STAV RIEŠENEJ PROBLEMATIKY

1.1 Rizikové prvky

Z environmentálneho a toxikologického hľadiska sa pojem *rizikové prvky* spája s kovovými prvkami, ktoré spôsobujú nežiadúce toxické účinky na živé organizmy a znečisťujú životné prostredie (Zhenli *et al.*, 2005). Sú prvky ako Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, a Zn nevyhnutne pre rast rastlín, ktoré pochádzajú z pôdy a mnoho z týchto prvkov je nevyhnutné aj pre ľudské zdravie (Ďurža, Khun, 2001; Combs, 2005; Rascio, Navari-Izzo, 2011; Prieto Méndez *et al.*, 2018). Označujeme ich ako esenciálne rizikové prvky a zaraďujeme k základným mikroživinám, ale pri ich nadmernom množstve môžu byť škodlivé. Neesenciálne rizikové prvky nevykonávajú žiadne známe fyziologické funkcie v rastlinách a patria k nim prvky ako As, Cd, Hg a Pb (Rascio, Navari-Izzo, 2011). Sú toxické pre živé organizmy (Ashraf *et al.*, 2019). Tieto prvky môžu ľahko viesť k otrave, keď ich koncentrácia stúpa na nadlimitné hodnoty (Rascio, Navari-Izzo, 2011). Rizikové prvky sú toxické, pretože na rozdiel od organických látok nie sú biologicky odbúrateľné, v pôde sa nachádzajú v rôznych koncentráciách, oxidačných stupňoch a väzbách, majú rozdielny zdroj pôvodu a dlhý polčas rozpadu (Jiang *et al.*, 2018; Ashraf *et al.*, 2019).

1.1.1 Rizikové prvky v pôde

Pôda priamo a nepriamo poskytuje kľúčové *ekosystémové služby*, ako je napríklad zásobovanie potravinami a zásoby podzemnej vody (Pavao-Zuckerman, Pouyat, 2017). Jej kontaminácia preto ohrozuje kvalitu podzemných vôd a tým aj zásobovanie vodou (Defo *et al.*, 2015) a produktivitu ekosystému (Evans *et al.*, 2015). Vylúhovanie rizikových prvkov z ornice je odtokovou cestou, ktorá pravdepodobne spôsobuje znečistenie podzemných vôd (Shao *et al.*, 2016). Ďalšou *ekosystémovou službou*, ktorú pôda poskytuje, je jej úloha pri zmierňovaní zmeny podnebia (Wiesmeier *et al.*, 2016). Pôdy totiž obsahujú najväčší zdroj aktívneho suchozemského uhlíka (Lal, 2010b). Globálna urbanizácia a industrializácia spôsobili vážne celosvetové znečistenie pôd rizikovými prvkami v dôsledku znečistenia ovzdušia a vody (Rodríguez-Bocanegra *et al.*, 2018; Tepanosyan *et al.*, 2017; Pan *et al.*, 2018; Nezat *et al.*, 2017).

Toxický vplyv rizikových prvkov sa vizuálne neprejavuje okamžite. Rizikové prvky môžu zmeniť fyzikálne vlastnosti pôdy a ovplyvniť rast plodín a ich produktivitu, čo má za následok zníženie výnosov plodín (Song *et al.*, 2017). Význam má aj chemický charakter prvku, jeho vzťah k pôdnym vlastnostiam, jeho rozpustnosť, ľahká imobilizácia a následne jeho vstup do rastliny (Jančo *et al.*, 2019). Prvky, ktoré sú dobre rozpustné, sú rastlinami ľahko prijímané (Prousek, 2005; Fargašová, 2008). Rizikové prvky v pôde možno rozdeliť na rozpustné, redukovateľné, oxidovateľné a zvyškové frakcie (Zhang *et al.*, 2020). V pôdach sú rizikové prvky viazané na ílovitých materiáloch, oxidoch Fe, Mn a karbonátoch. Sorpčná kapacita niektorých pôdných komponentov môže byť pre rizikové prvky vysoká (Beneš, 1994). Z časového hľadiska je zotrvanie rizikových prvkov v pôde dlhšie ako v atmosfére a hydrosfére, pretože polčasy rozpadov niektorých prvkov v pôdach sú dlhšie a tým je menší stupeň premývania a príjem rastlinami. Pri vstupe rizikových prvkov do pôdy dochádza k fyzikálno-chemickým zmenám a prvky sa zapájajú do biogeochemického kolobehu (Jeník, 1994; Prousek, 2005).

Zmeny využívania pôdy a krajinej pokrývky majú priamy aj nepriamy vplyv na distribúciu rizikových prvkov v pôde (Huang *et al.*, 2015a; Steffan *et al.*, 2018; Arfaenia *et al.*, 2019, Wang *et al.*, 2020b). Využívanie pôdy môže priamo meniť koncentrácie rizikových prvkov v pôde z dôvodu používania hnojív, ktoré obsahujú rôzne rizikové prvky (Bastami *et al.*, 2015). Bez pôdy by sa zastavili všetky pre prírodu a človeka esenciálne metabolizmy a presun látok medzi zložkami prírodného prostredia (pôda, voda, vzduch, biota a iné). To by viedlo k zastaveniu fungovania prírody a ku koncu života na našej planéte (Bielek, 2014).

Intenzívna antropogénna činnosť môže vyvolať vážne znečistenie pôdy rizikovými prvkami (Wang *et al.*, 2020b). Dôvodom je rozmanitosť ich zdrojov, pretrvávajúca toxicita, biologicky neodbúrateľné a bioakumulačné vlastností (Mazurek *et al.*, 2017; Dai *et al.*, 2018). Väčšina rizikových prvkov sa nerozkladá prirodzene. Sú náchylné k akumulácii a konverzii na toxickejšie metylové zlúčeniny, ktoré ovplyvňujú výnosy a kvalitu plodín (Lwin *et al.*, 2018; Adimalla, 2019).

Znečistené poľnohospodárske pôdy rizikovými prvkami predstavujú vážne agro-environmentálne a toxikologické riziko (Lahučký *et al.*, 2009; Demková *et al.*, 2017). Kontaminácia anorganickými a organickými znečisťujúcimi látkami (pesticídmi vrátane ich reziduí) znižuje kvalitu pôdy a udržateľnosť agroekosystému (Komárek *et al.*, 2010). Obavy z hromadenia rizikových prvkov v poľnohospodárskych pôdach vyplývajú z ich možného

negatívneho dopadu na úrodnosť pôdy a v niektorých prípadoch aj z možnosti ich hromadenia v ľudskom potravinovom reťazci (Gray *et al.*, 2003). Využívanie znečistenej pôdy na pestovanie plodín má za následok zníženie celkovej produktivity a kontamináciu pestovaných produktov, ktoré nepriaznivo ovplyvňujú aj ľudské zdravie (Satpathy *et al.*, 2014). V pôdach na území Slovenska sa nachádzajú a sú monitorované tieto rizikové prvky: As, Cd, Co, Cr, Cu, F, Hg, Ni, Se, Pb, a Zn (Tomáš *et al.*, 2007). Kontaminácia rizikovými prvkami a organickými znečisťujúcimi látkami spolu s eróziou a obrábaním pôdy znižujú kvalitu pôdy a predstavujú environmentálnu záťaž. Poľnohospodárske pôdy sú obvykle vysoko degradované pôdy z hľadiska biochemických vlastností, a preto sú náchylnejšie na kontamináciu (Miguéns *et al.*, 2007).

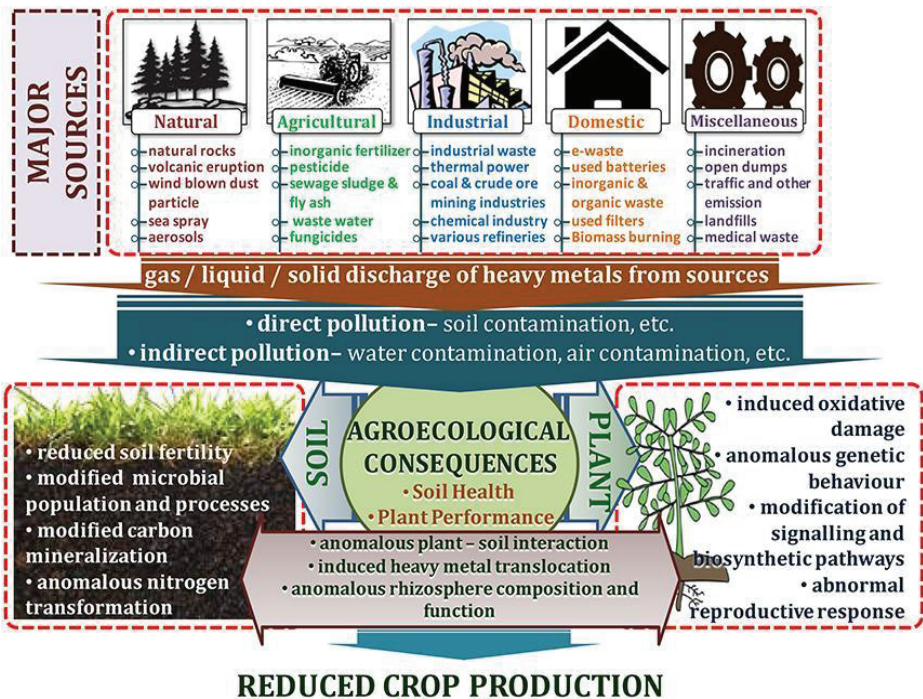
1.1.2 Zdroje rizikových prvkov v pôde

Zdroje rizikových prvkov v pôde môžu byť prírodné alebo antropogénne (Palansooriya *et al.*, 2020) (Obrázok 1.1.2-1). Rizikové prvky sú prírodné zložky zemskej kôry (Padmavathiamma, Li, 2007). Prírodné zdroje súvisia s tvorbou hornín, zvetrávaním minerálov, sopečnými činnosťami a inými geologickými procesmi (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Karimi *et al.*, 2017). Hromadenie rizikových prvkov v pôde je ovplyvnené intenzívnymi antropogénnymi činnosťami, ktorých vstupy sú vyššie ako z prírodných zdrojov (Yang *et al.*, 2018). Medzi príklady antropogénnych zdrojov, ktoré spôsobujú znečistenie pôdy rizikovými prvkami, zaraďujeme ťažbu, hutníctvo, priemyselnú a poľnohospodársku výrobu, vypúšťanie domového odpadu a výfukové emisie z automobilov (Huang *et al.*, 2015a). Atmosférická depozícia, dlhodobé hnojenie, zavlažovanie, zber, vylúhovanie, odtok a doprava v poľnohospodárskej výrobe významne prispievajú k vstupom rizikových prvkov a rôznych znečisťujúcich látok do poľnohospodárskej pôdy (Hou *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2020b). Z rôznych zdrojov sa rizikové prvky môžu hromadiť do nadlimitných koncentrácií a poškodzovať tak životné prostredie a ľudské zdravie (Zhao *et al.*, 2012).

Väčšina rizikových prvkov sa vyskytuje v atmosfére ako aerosólové častice. Môžu sa ukladať do pôdy suchou alebo mokrou depozíciou. Rizikové prvky vo všeobecnosti pochádzajú z antropogénnych a prírodných zdrojov a odtiaľ vstupujú do vodných a suchozemských ekosystémov (Tsai *et al.*, 2014). Atmosférická depozícia je proces výmeny na rozhraní vzduch-voda/pôda v biogeochemickom cykle rizikových prvkov. Atmosférická

suchá depozícia rizikových prvkov nastáva priamym zrážaním alebo gravitačným usadzovaním častíc. Tento proces je spojený s vertikálnym transportom a interakciami s prírodnými povrchmi (Connan *et al.*, 2013). Mokrú depozíciu zahŕňa častice obsahujúce rizikové prvky, ktoré sa ukladajú dažďovými alebo snehovými zrážkami do pôdy. Rizikové prvky sa v tomto procese rozptýlia v padajúcich kvapkách alebo ľadových kryštáloch, alebo sa naviažu na častice a absorbujú sa na povrchoch častíc. Táto činnosť podporuje mobilitu a rozpustnosť rizikových prvkov pri atmosférickej depozícii (Liu *et al.*, 2019a). Ak koncentrácie rizikových prvkov z atmosférickej depozície prekročia svoje limitné hodnoty, môžu predstavovať potenciálne riziko znečistenia ekosystému (Kara *et al.*, 2014).

Znečistenie pôdy organickými chemickými látkami sa nevzťahuje len na poľnohospodárske oblasti. Pôda v mestských oblastiach je tiež znečistená organickými chemikáliami napr. z liekov, priemyselných činností, spaľovaním uhlia, emisiami motorových vozidiel, spaľovaním odpadu, splaškami a ukladaním tuhých odpadov (Leake *et al.*, 2009).



Obrázok 1.1.2-1 Zdroje rizikových prvkov v pôde a v rastline a ich dôsledky (Srivastava *et al.*, 2017)

Poľnohospodárske aj mestské oblasti majú kontaminovanú pôdu, ktorá zahŕňa komplexnú zmes organických chemikálií, kovov a mikroorganizmov z komunálneho a domáceho odpadu zo septického systému, odpadu z poľnohospodárskych zvierat a iných biologických odpadov (Saha *et al.*, 2017). Rizikom je farmaceutický odpad pochádzajúci z antibiotík, hormónov a antiparazitických liekov používaných pri liečbe ľudí a zvierat (Crofts *et al.*, 2017).

Na obrázku 1.1.2-1 môžeme vidieť hlavné zdroje (príroda, poľnohospodárstvo, priemysel, domácnosť, rôzne) rizikových prvkov, priame a nepriame znečistenie a agroekologické dôsledky na pôdu a rastlinu. Dominantnými faktormi, ktoré ovplyvňujú proces kontaminácie pôdy sú napríklad obsah organického uhlíka v pôde, hodnoty pôdnej reakcie, dostupný fosfor, štruktúra pôdy a kapacita výmenných kationov. Ďalším faktorom je ľudská činnosť. Ľudská činnosť zohráva dôležitú úlohu pri akumulácii rizikových prvkov v pôde (Liu *et al.*, 2015; Navarrete *et al.*, 2017). Iné faktory, ako napríklad spôsob využívania pôdy a rýchlosť vetra prispievajú minimálne (Liu *et al.*, 2015).

Agentúra Európskej únie na ochranu životného prostredia uviedla, že rizikové prvky sú jednými z hlavných znečisťujúcich látok v pôde. Sú mimoriadne vážnym environmentálnym problémom (Zhang *et al.*, 2013).

1.1.3 Kontaminácia pôdy rizikovými prvkami

Kontaminácia rizikovými prvkami v pôde môže mať nepriaznivý vplyv priamo alebo nepriamo na kvalitu ľudského zdravia (Zhang *et al.*, 2012; Steffan *et al.*, 2018). Dôvodom je ich vysoká toxicita, nebiologická odbúrateľnosť, správania a bioakumulácie v potravinovom reťazci (Pandey *et al.*, 2003). Hlavnú úlohu zohráva pôda v potravinovej bezpečnosti, pretože určuje možné zloženie potravín a krmív z príjmu živín cez koreňový systém. Prekročenie limitných hodnôt zaťaženia pôd rizikovými prvkami predstavuje ekologické alebo zdravotné riziko (Yeganeh *et al.*, 2013; Tóth *et al.*, 2016). Škodlivé rizikové prvky ohrozujú zdravie zvierat a ľudí, či už sú prijímané prostredníctvom potravinového reťazca alebo fyzickým kontaktom (Li *et al.*, 2014b). Ľudia v profesiách, ktoré sú úzko spojené s pôdou (poľnohospodári, stavebníci, baníci), sú vystavení väčšiemu riziku zdravotných problémov, ktoré zahŕňajú priamy kontakt s pôdou, ale zdravie každého je do určitej miery ovplyvnené pôdou (Pepper, 2013; Oliver, Gregory, 2015). Kvalita ľudského zdravia je priamo ovplyvnená prijímaním plodín pestovaných v kontaminovaných pôdach (Satpathy *et al.*, 2014).

Pôda môže byť kontaminovaná chemickými prvkami a látkami z prírodných zdrojov alebo antropogénnych činností (Combs, 2005). Kvalita pôdy je rozhodujúca pre pestovanie plodín, ľudské zdravie a trvalú udržateľnosť ekosystémov. Intenzifikácia mestských, priemyselných a poľnohospodárskych činností zhoršuje kvalitu pôdy práve kontamináciou rizikových prvkov (Zeng et al., 2018). Pôda využívaná na pestovanie plodín môže potenciálne dodávať základné živiny rastlinám, ale môže byť aj vystavená vplyvu rizikových prvkov, organických chemických látok alebo iným patogénom (Henry, Cring, 2013). Je mnoho spôsobov ako môže pôda nepriaznivo ovplyvniť kvalitu ľudského zdravia. Existujú rôzne spôsoby (požitím, vdýchnutím, absorpciou cez kožu), ktorým sú ľudia vystavení vstupu pôdných látok do organizmu (Brevik, 2013; Xing et al., 2019). Napríklad k požitiu môže dôjsť úmyselne (geofágia) alebo náhodne (napr. pri kontakte ruky s ústami najmä u detí), pri konzumácii surového ovocia alebo zeleniny bez dostatočného umývania (von Lindern et al., 2016). Príjem ktoréhokoľvek rizikového prvku do organizmu môže mať toxický vplyv na zdravie človeka, dokonca aj v prípade prvku, ktorý je nevyhnutný pre život (Brevik, Burgess, 2015). Kontaminácia pôdy môže viesť k zhoršeniu kvality vody a má množstvo negatívnych vplyvov na životné prostredie (Rattan et al., 2005). Kvalita pôdy, ktorá je komplexným funkčným konceptom, sa nedá merať priamo. Môže sa posudzovať na základe zmien v atribútoch pôdy vyvolaných hospodárením (Stocking, 2003). Aj napriek tomu, že sa dosiahol veľký pokrok v porozumení väzieb medzi pôdou a kvalitou ľudského zdravia, ešte stále toho veľa nevieme o zložitých interakciách medzi nimi. Preto je v tejto dôležitej oblasti stále potrebný výskum (Steffan et al., 2018).

Pre život človeka existuje optimálny rozsah koncentrácie nevyhnutných prvkov. Pokles pod tento optimálny rozsah vedie k nedostatku, zatiaľ čo koncentrácia nad optimálny rozsah spôsobuje toxicitu. Hladina akéhokoľvek nevyhnutného prvku u ľudí môže byť teda nedostatočná, primeraná alebo toxická v závislosti od koncentrácie týchto prvkov v pôde a stupňa vystavenia. Nedostatok aj toxicita môžu viesť k chorobám alebo v niektorých prípadoch aj k úmrtnosti. V pôde môžu byť prítomné aj také prvky, ktoré nemajú žiadny prínos pre ľudské zdravie (Pb, Hg), ale môžu spôsobovať toxicitu aj pri veľmi nízkych koncentráciách (Steinnes, 2011; Green et al. 2016; Boerleider et al., 2017).

Rizikové prvky (Co, Cu, Fe, Zn,) môžu poškodzovať rastliny, ovplyvňovať metabolizmus ľudí a zvierat (Lombaert et al., 2008; Nagajyoti et al., 2010; Tilney et al., 2017) a dokonca spôsobiť riziko rakoviny (Hu et al., 2017a). Záujem o miestne a hygienicky nezávadné potraviny sa v krajinách zvyšuje. Z toho dôvodu je dôležité poznať priestorové

rozloženie a koncentrácie toxických a potenciálne toxických prvkov v pôdach (Rodríguez-Bocanegra *et al.*, 2018).

1.1.3.1 Chemické a toxikologické vlastnosti vybraných kontaminantov

Kadmium v systéme pôda-rastlina prechádza ľahko z poľnohospodárskych pôd do rastlín. Nadlimitný obsah Cd v rastlinách predstavuje pre spotrebiteľov potenciálne zdravotné riziko. Kadmium je potenciálne toxický rizikový prvok, ktorý je v mnohých fosfátových hnojivách prirodzene vyskytujúcou nečistotou (Yi *et al.*, 2020). Kontaminácia Cd môže byť spôsobená priemyselnými činnosťami, hnojením splaškovým kalom alebo superfosfátom (Nordberg *et al.*, 2015). Vysoké koncentrácie Cd v pôde môžu viesť k zodpovedajúcim vysokým koncentráciám v rastlinných tkanivách (Hunter, 2008). To vedie k toxicite pre ľudí, ktorí konzumujú potraviny pestované v pôde kontaminovanej Cd. Biologická dostupnosť Cd je ovplyvnená stavom prevzdušňovania pôdy (Zhao *et al.*, 2015), hodnotami pH pôdy a koncentraciami ďalších prvkov v pôde. Vyššie koncentrácie živín, ako je Fe a Zn prítomné v potravinách môžu mať negatívny vplyv na ľudský organizmus (Morgan, 2013). Najvyššie koncentrácie sa vyskytujú v morských potravinách, mäkkýšoch a kôrovcoch, vo vnútornostiach a v niektorých semenách (Engström *et al.*, 2012). V rastlinných potravinách sú najvyššie koncentrácie prítomné v obilninách, ako je pšenica (celé zrná) a ryža, listová zelenina, zemiaky a koreňová zelenina (Ju *et al.*, 2012). Kadmium môže spôsobovať u ľudí kardiomyopatiu, proteinúru, poškodenie pečene a obličiek, gastroenteritídu, osteomaláciu, osteoporózu, zvýšiť riziko zlomenín kostí a rakovinu (Chen *et al.*, 2015; Mukhopadhyay *et al.*, 2020). Kadmium tiež ovplyvňuje ženský reprodukčný systém a závažne ovplyvňuje ženský endokrinný systém (Liao *et al.*, 2015).

Kontaminácia pôdy *medou* je jedným z najrozšírenejších typov znečistenia. Tento prvok sa môže v dôsledku ľudskej činnosti hromadiť v pôde (Vamerali *et al.*, 2010). Med' je základným prvkom a je prítomná takmer vo všetkých tkanivách tela. Je uložená hlavne v pečeni spolu s mozgom, srdcom, obličkami a svalmi (Osredkar, Sustar, 2011). Je tiež významným stopovým prvkom, ktorý má dôležitú úlohu v rôznych základných fyziologických procesoch v živých organizmoch (Braungardt *et al.*, 2009). Med' môže pôsobiť ako antioxidant aj prooxidant. Ako oxidant zachytáva alebo neutralizuje voľné radikály a môže znížiť alebo pomôcť zabrániť niektorým škodám (Bhattacharya *et al.*, 2016). Symptómy z nedostatku medi sú hypochrómna anémia, neutropénia, hypopigmentácia vlasov a kože, abnormálna kostná tvorba s krehkou kostrou

a osteoporózou, bolesť kĺbov, znížená imunita (Desai *et al.*, 2014). Nadbytok Cu môže spôsobiť poškodenie pečene a obličiek u dojčiat s dlhou expozíciou (Mukhopadhyay *et al.*, 2020). Odporúčaný denný príjem pre dospelého je $0,9 \text{ mg.deň}^{-1}$ (Stern, 2010). Meď je užitočná v systémoch prenosu elektrónov (Alsbou, Al-Khashman, 2017).

Olovo je veľmi toxický prvok. Je to bioakumulatívny prvok a nedegraduje sa v životnom prostredí (Matović *et al.*, 2015). Požitie kontaminovaných potravín a pitnej vody je najčastejším zdrojom expozície olovom u ľudí. Expozícia sa môže vyskytnúť aj pri neúmyselnom požití kontaminovanej pôdy/prachu alebo náterovej hmoty obsahujúcej Pb (Vallascas *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2014a). Nadmerný príjem Pb môže poškodiť centrálny nervový systém, cirkulačný, endokrinný, kostný, enzýmový a imunitný systém, obličky u dospelých ľudí a spôsobiť oneskorenie telesného a duševného vývoja u detí (Liu *et al.*, 2014a). Olovo môže spôsobiť poškodenie mozgu, hypertenziu, ťažkosti v črevnom trakte (Mukhopadhyay *et al.*, 2020). Preukázalo sa, že Pb môže narušiť syntézu hemoglobínu (Cherfi *et al.*, 2014). Olovo je pravdepodobne jedným z najväčších kontaminantov pôdy na svete, pretože sa do pôdy dostalo z antropogénnych zdrojov (olovnatý benzín, farba na báze olova, ťažba a tavenie olova a iné priemyselné činnosti) (Balabanova *et al.*, 2016). Listová zelenina prijíma Pb na úrovniach, ktoré ohrozujú ľudské zdravie, dokonca to platí aj pre pôdy, ktoré sú málo kontaminované (Nabulo *et al.*, 2006).

Zinok je nevyhnutná mikroživina v ľudskom tele. Má dôležitú úlohu v ľudskom raste, vývoji a udržiavaní imunitného systému (Rayman, 2012). Je to druhý najrozšírenejší prechodný prvok v organizme po Fe. Je jediným prvkom, ktorý sa objavuje vo všetkých triedach enzýmov (Broadley *et al.*, 2007). Zinok podporuje normálny rast a vývoj počas tehotenstva, detstva a dospievania (Maret, Sandstead, 2006). Ako uvádzajú autori Milbury a Richer (2008) Zn má antioxidačné vlastnosti. To je dôvodom, prečo má dôležitú úlohu pri procese hojenia rán a pri spomaľovaní starnutia buniek. Deficit Zn má negatívny vplyv na: pomalé hojenie rán, reakcie imunitného systému, zníženie chuti a stratu čuchu. Existuje podozrenie, že môže spôsobovať spomalenie rastu (WHO, 2006). Nežiaduce účinky s chronickým príjmom doplnovaného Zn zahŕňajú akútne gastrointestinálne účinky a bolesti hlavy, zhoršené imunitné funkcie, zmeny hladín lipoproteínu a cholesterolu, znížený stav Cu a interakcie Zn-Fe (Solomons, Ruz 1998). Denný príjem pre dospelého je $8 - 11 \text{ mg.deň}^{-1}$. Prístupná horná dávka je pre dospelého človeka 40 mg.deň^{-1} (Waseem *et al.*, 2014). Hlavným zdrojom Zn v pôde je geologický materský materiál (Sharma *et al.*, 2015). Obsah Zn v pôdach formovaných na íloch, bridliciach a mafických vyvretých horninách je

zvyčajne vyšší ako v pôdach vyvinutých na vápencoch a pieskovcoch (Alloway, 2008). Zinok môže byť spojený s funkčnými skupinami tuhej alebo organickej fázy. Väzba Zn na organické molekuly s nízkou molekulovou hmotnosťou a nízka adsorpčná kapacita Zn z dôvodu piesočnatej textúry môže zvýšiť jeho mobilitu a tak sa môže ľahšie premiestniť v pôdnom profile (Brunetto *et al.*, 2014).

1.1.4 Eliminácia rizikových prvkov z pôdy

Zníženie kontaminácie pôdy je spojené so zvýšeným úsilím o zlepšenie zdravia pôdy, produktivitu plodín a bezpečnosť životného prostredia (Mondal *et al.*, 2021). Príkladom sú modernizácia technológií v priemysle alebo likvidácii čistiarenských odpadových vôd a prísnejšie predpisy agrochemických postupov (Liu *et al.*, 2019b). Znečisťovanie pôdy býva častokrát lokálne (čiernie skládky) alebo plošné (priemyselné zóny a ich okolie), čo sa môže prejaviť až po určitom čase. Práve takáto pôda sa nemôže využívať na poľnohospodárske účely. Dekontaminácia pôd je veľmi zložitý a finančne náročný proces.

Existujú rôzne spôsoby sanácie pôd znečistených rizikovými prvkami, môžu to byť fyzikálne, chemické a biologické metódy. Väčšina fyzikálnych a chemických metód (stabilizácia, vitifikácia, elektrokinetika, extrakcia pary) sú finančne náročné a pôda nie je vhodná na rast rastlín. Biologický prístup (bioremediácia) na druhej strane podporuje založenie/navrátenie rastlín na znečistené pôdy. Tento prístup je šetrný k životnému prostrediu, pretože sa dosahuje prostredníctvom prirodzených procesov. Bioremediácia je z ekonomického hľadiska výhodnejšia v porovnaní s inými technikami sanácie pôd (Chibuike, Obiora, 2014).

Techniky, ako je iónová výmena, adsorpcia, fytofarmácia a katalýza, sa ukázali ako účinné nástroje na zníženie znečistenia pôdy rizikovými prvkami (Agnello *et al.*, 2016; Vigliotta *et al.*, 2016). Možnosť sekundárneho znečistenia a vysokej spotreby energie obmedzuje použitie týchto metód (Khodadad *et al.*, 2011).

Niektoré štúdie používajú pomocné činidlá, ako sú molekuly organických kyselín ($C_3H_5O(COOH)_3$; CH_3COOH), anorganické kyseliny (HCl , HNO_3) a syntetické chelatačné činidlá (EDTA). Takéto činidlá môžu účinne desorbovať a rozpúšťať rizikové prvky v pôde, aby sa zlepšila ich mobilita (Kim *et al.*, 2011; Cameselle, Pena, 2016).

Fytofarmácia je zelená technológia používaná na sanáciu pôdy, ktorá je znečistená rizikovými prvkami. Používajú sa rastliny a príslušné pôdne mikróby, ktoré znižujú

koncentrácie alebo toxické účinky kontaminantov v životnom prostredí (Ali *et al.*, 2013). V porovnaní s metódami fyzickej a chemickej obnovy sa fytoimediačná technológia považuje za opatrenie na sanáciu znečistenia rizikovými prvkami s mnohými výhodami, ako je napríklad sanácia *in situ*, nízka cena, šetrnosť k životnému prostrediu, zamedzenie sekundárneho znečistenia a vylepšenie krajiny (Weber *et al.*, 2001; Henry *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2017a). Fytoimediacia zahŕňa fytoextrakciu (tiež fytoakumuláciu), fytostabilizáciu, fytofiltráciu, fytovolatilizáciu atď. (Singh, Prasad, 2011). Spomedzi nich je fytoextrakcia najdôležitejšou a najúčinnějšíou fytoimediačnou technológiou, ktorá odstraňuje rizikové prvky a metaloidy z kontaminovanej pôdy (Sarwar *et al.*, 2017). Extrakčný potenciál rastlinných druhov je určený predovšetkým dvoma kľúčovými faktormi, t.j. koncentráciou rizikových prvkov v nadzemných rastlinných tkanivách a rastlinnej biomase (Li *et al.*, 2010). Ideálny fytoimediačný model má teda nielen schopnosť tolerovať a efektívne absorbovať rizikové prvky, ale sa tiež rýchlo rozvíja a má aj určité ekonomické výhody. Avšak, veľmi málo rastlín je hyperakumulátormi a rýchlo rastúcimi rastlinami. Väčšina hyperakumulátorov je endemická a v kovových pôdach sa správajú ako „prísne metalofyty“, zatiaľ čo niektoré „fakultatívne metalofyty“ však môžu žiť aj na nekovových, hoci sú rozšírenejšie na biotopoch obohatených kovmi (Assunção, Schat, Aarts, 2003). Hyperakumulátory sú rastliny, ktoré pri pestovaní na pôvodných pôdach koncentrujú viac ako 10 mg.g⁻¹ (1 %) Mn alebo Zn; viac ako 1 mg.g⁻¹ (0,1 %) As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Se alebo Tl a viac ako 0,1 mg.g⁻¹ (0,01 %) Cd vo vzdušných orgánoch, bez toho, aby došlo k fytotoxickému poškodeniu (Verbruggen, Hermans, Schat, 2009). Dodnes bolo opísaných viac ako 450 hyperakumulátorov patriacich do 45 čeladi. Pre Ni je hyperakumulovaný najväčší počet taxónov (viac ako 75 %) a 18 druhov sú hyperakumulátory zinku. Patrí k nim *Sebertia acuminata* (Sapotaceae) (Sagner *et al.*, 1998). Asi 25 % z objavených hyperakumulátorov patria do čeľade *Brassicaceae* a najmä rodom *Thlaspi* a *Alyssum* (Brooks, 1998). Pre Cd, ktorý je jedným z najtoxickejších rizikových prvkov bol zatiaľ nájdený nízky počet hyperakumulátorov (doteraz iba 5 druhov) (Rascio, Navari-Izzo, 2011). Patria k nim: *Sagittaria japonica*, *Arundo donax*, *Rorippa globosa*, *Atriplex halimus*, *Arabis paniculata*, *Brassica juncea*, *Brassica napus* atď. (Küpper, Andersen, 2016). Hyperakumulátory Zn sú menej početné a zahŕňajú *Arabidopsis halleri* a druhy *Thlaspi*, zaradené medzi *Brassicaceae* (Baker, Brooks, 1989) a *Sedum alfredii* (Crassulaceae) (Yang *et al.*, 2004). *A. halleri* a *S. alfredii*, spoločne s *Thlaspi caerulescens* a *T. praecox*, sú štyri uznávané druhy, ktoré okrem Zn hyperakumulujú Cd. Nedávno bol *Solanum nigrum*

(*Solanaceae*) zaznamenaný ako piaty Cd hyperakumulátor (Sun, Zhou, Jin, 2006). Vysokú bioakumulačnú kapacitu pre Pb majú aj nasledovné rastliny *Amaranthus viridis* (43 mg.kg⁻¹), *Phyla nodiflora* (1183 mg.kg⁻¹) (Kupper, Andersen, 2016). Väčšina tzv. hyperakumulačných rastlín vykazuje veľmi vysoký potenciál akumulácie rizikových prvkov s nízkou produktivitou biomasy, preto dekontaminácia znečistených oblastí trvá niekoľko rokov (Piršelová, Lengyelová, Galuščáková, 2018). Naproti tomu, niektoré hypoakumulátory, ktoré majú nižšie extrakčné kapacity ako hyperakumulátory, sú rýchlo rastúce druhy s oveľa vyššími celkovými výťažkami biomasy (Wieshammer *et al.*, 2007). Rastliny vhodné pre fytoremediáciu by mali mať bioakumulačný a translokačný faktor väčší ako 1 (Piršelová, Lengyelová, Galuščáková, 2018). V porovnaní s tradičnými technikami sanácie pôdy je fytoremediácia zelenou, udržateľnou metódou sanácie pôdy (Mahar *et al.*, 2016).

Na sanáciu pôdy sa môže využiť opatrenie “walk-away” alebo “dig-and-dump”, t.j. vyriešenie problému kontaminovaného miesta odstránením určitého množstva pôdy obsahujúceho rizikové prvky s cieľom následnej likvidácie a nahradením nekontaminovanou zeminou. Toto opatrenie je do určitej miery jednoduché a pohodlné, ale je to možné len pre pozemky s malou rozlohou, takéto riešenie nie je možné pri poľnohospodárskej pôde alebo veľkých oblastiach. Odstránenie a skládkovanie kontaminovanej pôdy je tiež problémom. Takáto skládka je totiž znečistenou lokalitou, ktorú je potrebné spravovať (Kumpiene *et al.*, 2017).

Na rozdiel od organických zlúčenín sa rizikové prvky nemôžu degradovať. Preto môže byť pôda, ktorá je kontaminovaná rizikovými prvkami, ošetrovaná buď odstránením kontaminantov, kontaminovaných pôdných frakcií alebo imobilizáciou rizikových prvkov v pôdnom ložisku. Kontaminovaná pôda sa môže premývať, ale ako pri výkope a skládkovaní nie je tento spôsob vhodnou alternatívou pre veľké plochy. Preto môžu byť v takýchto prípadoch vhodnejšie na riadenie rizík pre životné prostredie a zdravie ľudí iné opatrenia. Príkladom sú znehybnenie pôdných kovov a ich biologická nedostupnosť. Imobilizácia je technika, pri ktorej sa zmeny vlastností pôdy používajú na vyvolanie chemických zmien v pôde, čo vedie k zníženej mobilite rizikových prvkov, biologickej dostupnosti a toxicite (Beesley *et al.*, 2011; Komárek *et al.*, 2013; Bolan *et al.*, 2014).

Je dôležité znižovať dostupnosť rizikových prvkov pre ekosystémy. Môže sa na to používať napríklad aj kompost, ktorý je sanačným médiom a je praktický, ekonomický a cenovo dostupný (Urminská *et al.*, 2019). Okrem znižovania dostupnosti potenciálne rizikových prvkov v pôde môže zlepšiť jej biologický stav (Garau *et al.*, 2019). Pôdne

enzýmy rozkladajú organické látky, zúčastňujú sa na redoxných reakciách a kolobehu živín. Môžu slúžiť ako dôležité biologické ukazovatele pre hodnotenie kvality pôdy kontaminovanej rizikovými prvkami (Tang *et al.*, 2019).

1.2 Rizikové prvky v systéme pôda-rastlina

Biologická dostupnosť rizikových prvkov v pôdach je závislá od chemickej špecifikácie prvkov. Rastliny reagujú iba na časť, ktorá je „fytoaktívna“ (Chang *et al.*, 2014). Rizikové prvky, ktoré sú dostupné pre rastliny, sú tie, ktoré sú prítomné ako rozpustné zložky v pôdnom roztoku alebo tie, ktoré sú ľahko rozpustné koreňovými výlučkami (Gutzler *et al.*, 2015; Blaylock, Huang, 2000). Hoci rastliny potrebujú pre svoj rast a rozvoj niektoré rizikové prvky (Cu, Zn), nadmerné množstvá týchto prvkov sa môžu pre nich stať toxickými (Djingova, Kuleff, 2000).

Znečisťovanie pôdy rizikovými prvkami a bioakumulácia rizikových prvkov v jedlých častiach rastlín závažne ovplyvňuje životné prostredie a zdravie ľudí a znižuje agronomický potenciál poľnohospodárskej pôdy, pastvín a lesných porastov (Hu *et al.*, 2017b;-Dai *et al.*, 2019).

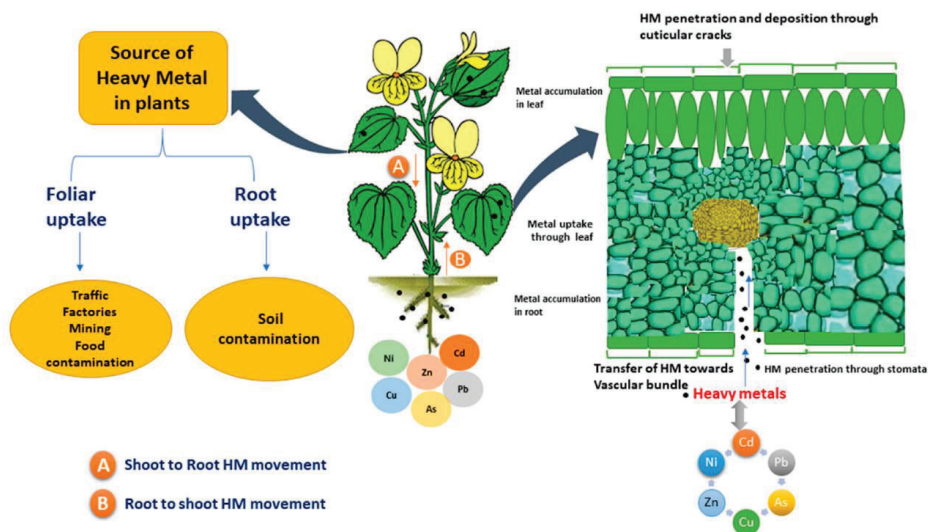
Nadmerné koncentrácie určitých rizikových prvkov (Cu, Ni, Zn), ktoré kontaminujú pôdu, obvykle znižujú rast rastlín a biologickú aktivitu pôd, čo nakoniec vedie k strate organických látok v pôde (Viventsova *et al.*, 2005). Interakcia medzi organickou hmotou a rizikovými prvkami v pôde je komplexná. Funkčné skupiny organických látok, ako sú alkoholy, fenoly, karbonylové skupiny a karboxylové skupiny, môžu prostredníctvom chelácie disociovať svoje vodíkové ióny a oddeľovať kovové katióny (Park *et al.*, 2011; Mahar *et al.*, 2015). Ak samotná pridaná organická hmota do pôdy zostane stabilná, chelátované kovy zostanú imobilizované v pôde. Organické kyseliny, ktoré môžu tvoriť rozpustné komplexy s rizikovými prvkami, by však mohli zvýšiť mobilitu týchto rizikových prvkov (Wiszniewska *et al.*, 2016). Stabilita pôdnej organickej hmoty závisí od mnohých faktorov ako sú hodnoty pH, redoxného potenciálu, pomery medzi organickými kyselinami s nízkou a vysokou molekulovou hmotnosťou. Zmeny v pôde môžu mať rôzne účinky na mobilitu kovov a bioprístupnosť pre rastliny (Hernandez-Soriano, Jimenez-Lopez, 2012).

Rizikové prvky ako napríklad kadmium, olovo, ortuť a arzén sú celosvetovo nebezpečnými kontaminantami životného prostredia. Ich pôsobenie na rastliny spôsobuje typické príznaky toxicity, ako je chloróza, stáčanie listov, vädnutie a zakrpatený rast,

obmedzené počty semien alebo dokonca odumretie. Na druhej strane sa rastliny bránia proti toxicite rizikových prvkov a to aktiváciou enzýmov, ktoré eliminujú reaktívne zlúčeniny kyslíka (napr. peroxidázy, katalázy, superoxidodismutázy atď.) (Halušková *et al.* 2010) a akumuláciou zlúčenín, ktoré zvyšujú chelatáciu alebo sekvestráciu rizikových prvkov (napr. organických kyselín, fytochelatínov atď.) (Cobbett, Goldsbrough, 2002).

Identifikovať vzťahy medzi vlastnosťami pôdy a absorpciou rastlín sa môžu použiť ako základ na stanovenie smerných hodnôt pôdy určených na zabezpečenie ochrany zdravia ľudí pri konzumácii plodín a na podporu dodržiavania potravinových noriem (Yang *et al.*, 2016).

Na obrázku 1.2-1 môžeme vidieť ako prechádzajú rizikové prvky do rastliny cez listy alebo korene, prienik rizikových prvkov cez kutikulárne otvory, transfer do cievného zväzku a prienik cez prieduchy.



Obrázok 1.2-1 Zdroje rizikových prvkov a ich príjem listami a koreňmi (Hasan *et al.*, 2019)

1.3 Agro-environmentálne faktory

Agro-environmentálne faktory predstavujú súbor faktorov, ktoré vplyvajú na poľnohospodársku činnosť za účelom ochrany a zlepšovania kvality životného prostredia, stratégie ochrany a využívania pôdy. Cieľom agro-environmentálneho

sledovania je zaznamenávať tendencie k nezvratným zmenám vlastností pôd, ako aj monitorovať stabilitu parametrov pôdných vlastností.

Systém monitorovania pôdy na Slovensku funguje nepretržite od roku 1993. Jeho účelom je lepšia ochrana pôdy so zreteľom na trvalo udržateľné využívanie pôdy. Jeho dôležitosť spočíva v poskytovaní informácií o meniacom sa priestore a časové variácie parametrov pôdy, ako aj vývoj kvality pôdy v ornej pôde a podloží. Sieť monitorovania pôdy na Slovensku je budovaná na ekologických princípoch, berúc do úvahy všetky hlavné typy pôdy a podtypy, pôdne organické látky, klimatické oblasti, emisné regióny, znečistené a neznečistené regióny a rôzne využitie pôdy (Kobza, 2015).

Plošne najrozšírenejšou enviro-technológiou je hospodárenie na pôde so svojimi pozitívnymi a negatívnymi prejavmi. Táto technológia využíva základný prírodný zdroj a súčasne ovplyvňuje iné prírodné prostredie. Z hľadiska udržateľného hospodárenia na pôde sú dôležité poznatky o fyzikálnej, chemickej a biologickej degradácii pôd (Fazekášová, Bobuľská, 2012). Dnes sa v súvislosti s udržateľným poľnohospodárstvom používajú rôzne postupy; jednou z možností je obehové hospodárstvo. Obehové hospodárstvo sa zameriava na (opätovný) návrh procesov a produktov s cieľom minimalizovať negatívne vplyvy na životné prostredie znížením využívania neobnoviteľných zdrojov a zlepšením odpadového hospodárstva (Galati *et al.*, 2018).

Zmeny v kvalite a produktivite pôdy môžu súvisieť s degradáciou a transformáciou životného prostredia. Pôda pôsobí ako zdroj živín a vody a ako záchytné miesto pre znečisťujúce chemické látky. Zmeny v agregácii a štruktúre pôdy pomocou konvenčných postupov hospodárenia v poľnohospodárstve zvyšujú povrchový odtok a straty živín a pôdy do vodných zdrojov. Na druhej strane, postupy obrábania pôdy pomáhajú udržiavať zásobu uhlíka a živín v pôde, čo zvyšuje jej produktivitu (Bhardwaj *et al.*, 2011). V posledných desaťročiach v Európe došlo v dôsledku intenzifikácie poľnohospodárstva k poklesu biodiverzity na poľnohospodárskej pôde (van Dijk *et al.*, 2016).

Agrochemikálie sú dôležitým zdrojom kontaminácie pôd. Ide o nadmerné používanie pesticídov, dusíkatých a draselných hnojív, využívanie fosforečných hnojív a vysokým obsahom rizikových prvkov (As, Cd, Cr, Hg, Pb a U). Hnojenie predstavuje jedno z agrochemických opatrení, ktoré vzhľadom na povahu hnojiva ovplyvňuje rastliny (prísun živín), pôdu (obsah humusu, hodnotu pH, obsah živín, obsah solí, obsah znečisťujúcich látok), ako aj ďalšie zložky životného prostredia-vodu (podmieňuje vznik eutrofizácie

povrchových vôd) a ovzdušie (emisiami plyných zlúčenín dusíka a uhlíka sa podieľa na vytváraní a zosilňovaní skleníkového efektu).

Z nečistôt produkovaných samotnou poľnohospodárskou výrobou sú, pokiaľ ide o množstvo a škodlivosť, najvýznamnejšie odpady zo živočíšnej výroby a odpady zo zle utesnených silážnych jám a hnojísk. Exkrementy z veľkochovov, ktoré sa ťažko likvidujú, sa často vyvážajú na polia v nadmerných množstvách a predstavujú tak plošný zdroj znečistenia (Sláviková, 2013).

Mobilita rizikových prvkov môže byť spôsobená atmosférickými javmi (napr.: odtoková voda, vietor), ktoré zvyšujú ich akumuláciu v ornej pôde. Pôdy a rastliny rastúce v blízkosti dopravných tepien sú vystavované prijímaniu veľkého množstva rizikových prvkov z prachu, nebezpečných plynov emitovaných z motorových vozidiel, ako aj z prepravovaných materiálov (Liu *et al.*, 2017). Automobilové aktivity na cestách tiež prispievajú k hladinám rizikových prvkov, najmä Pb a Ni, v našom ekosystéme a to najmä spaľovacími motormi a opotrebovaním vozidla (brzdy, karoséria, pneumatiky) a kvapalinami z vozidiel (Maitra, 2016).

Súčasný stav poľnohospodárstva je zložitejší ako v minulosti z dôvodu zvýšeného dopytu po celosvetovej výrobe potravín, ochrany životného prostredia a zachovania prírodných zdrojov v nasledujúcich desaťročiach (Shen *et al.*, 2013). Poľnohospodárska výroba sa snaží predchádzať degradácii pôdy (Galati *et al.*, 2015) a používať množstvo hnojív, ktoré nemenia vlastnosti pôdy (Galati *et al.*, 2016) a pritom stále zvyšovať výnosy a produktivitu rastlín.

1.3.1 Pôdny organický uhlík

Pôdny organický uhlík je definovaný ako uhlík v pôdach pochádzajúci z rozkladu rastlinných a živočíšnych zvyškov, živých a mŕtvych mikroorganizmov, ako aj z pôdnej bioty (baktérie) (Scharlemann *et al.*, 2014). Ak sa posudzuje v kombinácii s pridruženými živinami (dusík, fosfor a síra), spolu môžu prispieť k odolnosti systémov pôdy/rastlín (Baldock, 2007).

Organický uhlík v pôde zohráva dôležitú úlohu pri udržiavaní zdravia ekosystémov (Smith, 2016) a hladiny organického uhlíka sú podmienené inými vlastnosťami, ako sú štruktúra pôdy, pórovitosť, dostupnosť živín, stabilita agregátov a mikrobiálna aktivita (Esmacilzadeh, Ahangar, 2014; Gosain *et al.*, 2015). Obsah organického uhlíka v pôde je

univerzálny ukazovateľ kvality pôdy s významným vplyvom na vlastnosti pôdy (Mesić *et al.*, 2012). Môže byť tiež ukazovateľom úrodnosti pôdy v suchých a polosuchých oblastiach (Khaledian *et al.*, 2017).

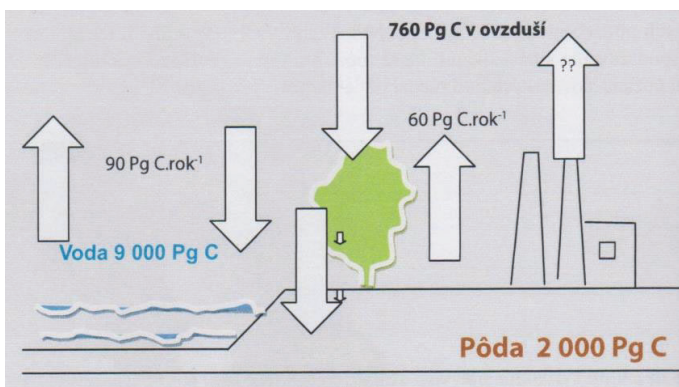
Pôda je najväčším rezervoárom uhlíka v suchozemských ekosystémoch a malá odchýlka v tomto systéme môže viesť k podstatným zmenám v koncentrácii CO₂ v atmosfére, čo môže potenciálne ovplyvniť globálnu zmenu klímy (Davidson, Janssens 2006). Organický uhlík v pôde je dnes v centre záujmu medzinárodných dohôd o zmene klímy (UNFCCC), biodiverzite (CBD) a dezertifikácii (UNCCD) (Mesić *et al.*, 2012). Pôdny organický uhlík je kľúčový pre pôdnu biochémiu, pre udržiavanie pôdnych ekosystémových služieb (zdravé pôdne mikroorganizmy, kolobeh živín a kontrola erózie) (de la Paz Jimenez *et al.*, 2002).

Množstvo uhlíka uloženého v pôde je veľmi významné. Pôdy obsahujú asi trikrát viac uhlíka ako vegetácia a dvakrát toľko, ako je prítomný v atmosfére (FAO, 2004). Organický uhlík v ornej pôde prechádza podstatnými zmenami v dôsledku environmentálnych aj antropogénnych zmien (Feszterová, Hudec, 2019a). Uloženie organického uhlíka v poľnohospodárskej pôde je kľúčové pre potravinovú bezpečnosť a zmiernenie zmeny klímy (Han *et al.*, 2016; Hudec *et al.*, 2015). Pôdny organický uhlík je dôležitým faktorom pri určovaní potenciálnej produktivity poľnohospodárskej pôdy a usporiadania pôdnych agregátov a ich stability (Zhang *et al.*, 2018a). Autori Lal (2004) a Pan *et al.* (2009) uvádzajú, že zvyšujúci sa obsah uhlíka v pôde môže pomôcť nielen zvýšiť produktivitu plodín, ale tiež zabezpečiť jej stabilitu.

Rozklad organického uhlíka v pôde je regulovaný primárnymi faktormi a to podnebími, vlastnosťami pôdy, typom pestovanej plodiny a poľnohospodárskymi postupmi, vrátane systémov obrábania pôdy a striedania plodín a aplikácie hnojív (Hernanz *et al.*, 2002; Fei *et al.*, 2009). Vstupy organického uhlíka do pôdy zahŕňajú zvyšky rastlín (korene, strnisko po zbere), prídanie organického hnojiva alebo zaoranie pozberových zvyškov (napr. slama) do pôdy (Jiang *et al.*, 2014; Yu *et al.*, 2012). V súčasnosti, keď sú anorganické hnojivá dostupnejšie (napr. nižšia cena, lepšie uskladnenie) klesá aplikácia organických hnojív na ornú pôdu z 99,9 % v roku 1949 na 25 % v roku 2003 (Yang *et al.*, 2010). Podľa Huanga *et al.* (2007) sa môže množstvo nadzemného zvyšku vypočítať na základe hospodárskeho výnosu plodín a pomeru produkcie nadzemného zvyšku k ekonomickému výnosu; koreňová hmota sa môže odhadnúť pomocou pomeru koreňa a výhonku (Yu *et al.*, 2012). Uvádza sa, že miera premeny uhlíka je 8 % ročne na obrábaných pôdach a 10 % ročne na pôdach, ktoré

nie sú obrábané (Duiker, Lal, 1999). Poľnohospodárske pôdy by mali pôsobiť ako dôležitý zachytávač C na kompenzáciu fosílnych palív (Smith, 2004; Lal, 2016).

Množstvo a kvalita pôdneho organického uhlíka v poľnohospodársky obrábanej pôde do veľkej miery ovplyvňuje úrodu plodín (Pan *et al.*, 2009; Lal, 2010a). Väčšina poľnohospodárskych pôd obsahuje nižšiu koncentráciu organického uhlíka ako pôdy, ktoré nie sú využívané na poľnohospodársku produkciu, kvôli vyššej rýchlosti mineralizácie, urýchlenej zmenami v režimoch teploty pôdy a vlhkosti, nižšiemu vstupu uhlíka z biomasy a vyšším stratám spôsobených intenzívnou eróziou a vylúhovaním (Lal, 2004). Akákoľvek činnosť, ktorá zvyšuje fotosyntetickú asimiláciu uhlíka alebo spomaľuje uvoľňovanie uloženého uhlíka, zvýši množstvo uloženého uhlíka a tým nielen zmierni zmenu podnebia prostredníctvom ukladania C (Smith *et al.*, 2008), ale aj zlepši výnos úrody prostredníctvom zvýšenia kapacity vody dostupnej pre rastliny, zlepši zadržiavanie živín a efektívnosť ich využívania, zvýšenia mikrobiálnej biomasy C a zvýšenie aktivity dážďoviek a iných pôdnych organizmov (Lal, 2004).



Obrázok 1.3.1-1 Globálne cykly uhlíka v prírode (Bielek, 2014)

Zásoby uhlíka v zložkách prírody sú v neustálych kolobehoch, teda presúvajú sa medzi zložkami prírody v relatívne veľkých množstvách. Čistý svetový ročný presun uhlíka z pôdno-vegetačného komplexu do ovzdušia a späť sa odhaduje na 60 Pg C (IPCC, 2000), čo je menej ako sa presúva medzi moriami a atmosférou (90 Pg C). Názorne je táto výmena uvedená na obrázku 1.3.1-1 (Bielek, 2014).

So zvyšovaním produkčného potenciálu pôd sa čisté emisie CO₂ do ovzdušia znižujú. Kvalitnejšie a produkčnejšie pôdy majú akýsi úspornejší režim premien uhlíka vo svojom prostredí (Bielek, 2014).

1.3.2 Pôdna reakcia

Pôdna reakcia je výsledkom schopnosti pôdy uvoľňovať do pôdneho roztoku a tiež viazať z neho vodíkové a hydroxidové ióny a vytvárať v pôdnom roztoku rozličné pomery ich množstiev (Bielek, 2014). Pôdne pH je určené rovnováhou medzi kyslými a nekyslými kationmi na koloidných povrchoch a rovnováhou medzi vodíkovými iónmi (H⁺) a hydroxidovými iónmi (OH⁻) v pôdnom roztoku (Brady, Weil, 2008). Termíny kyslosť, neutrálnosť a zásaditosť sú založené na rozmedzí hodnôt 0 - 6, 7 a 8 - 14 (Delgado, Gómez, 2016). Jednotka pôdnej reakcie predstavuje koncentráciu vodíkových iónov (H⁺) v pôdnom roztoku a vyjadruje sa formou záporného dekadického logaritmu (Bielek, 2014). V pôde je hodnota pH usmerňovaná koloidmi pôdy. Ovplyvňujú ju obsahy ílu, organických látok a oxidov (Delgado, Gómez, 2016). Aktívna kyslosť je daná koncentráciou voľných vodíkových iónov vo vodnom výluhu. Výmenná kyslosť je zvýšená vodíkovými iónmi uvoľnenými do pôdneho roztoku výmennými reakciami pri použití výluhu KCl ($c(\text{KCl}) = 0,1 \text{ mol.dm}^{-3}$) (Bielek, 2014). Pôdna reakcia má dôležitú úlohu v poľnohospodárskej činnosti (Hudec *et al.*, 2017). Kontroluje množstvo a koncentráciu pôdneho minerálu potrebného pre rast plodín (Jones, 2002).

Hodnota pH pôdy je spojená s mnohými vlastnosťami pôdy (rovnováha hydrolýzy iónov, mikrobiálne spoločenstvá a obsah organických látok) (Hong *et al.*, 2018). Pôdna reakcia reguluje úrodnosť pôdy, biochemické procesy v pôde a ovplyvňuje štruktúru a fungovanie suchozemských ekosystémov (Kunito *et al.*, 2016; Hong *et al.*, 2019). Hodnota pH je merateľná vlastnosť pôdy, ktorá môže slúžiť predovšetkým ako ukazovateľ kvality pôdy, jej fungovania a dôsledkov na životné prostredie (Chen *et al.*, 2019). Klimatické a edafické faktory môžu meniť pH pôdy posunutím rovnováhy medzi kyslými a nekyslými kationmi alebo medzi iónmi H⁺ a OH⁻ v pôde (Ji *et al.*, 2014). Pôdne pH reguluje ekosystémová štruktúra a funkcia, mikrobiálne vlastnosti, dynamika uhlíka a dusíka v pôde a emisie skleníkových plynov (Ji *et al.*, 2014). Dynamika pH pôdy môže slúžiť ako index efektu globálnych zmien na suchozemských ekosystémoch (Yang *et al.*, 2012). Distribúcia pH pôdy vo veľkom geografickom priestore je určená rôznymi environmentálnymi faktormi pozorovanými na povrchu krajiny (Ji *et al.*, 2014). Pôdne pH je dôležité na kontrolu

mnohých vlastností pôdy (Feszterová, Hudec, 2019b). Rozdiely v pH pôdy môžu súvisieť so zmenami podnebia, pôdneho pufovacieho systému, depozície dusíka a rastlín (Hong *et al.*, 2019).

Ako kľúčové meradlo vlastností pôdy vykazujú hodnoty pH v pôde tiež určité vzorce priestorového rozloženia. Napríklad sa všeobecne uznáva, že pH pôdy je nižšie v nižších zemepisných šírkach (Binkley, Richter, 2013), v mokrom prostredí oproti suchým oblastiam (Slessarev *et al.*, 2016). Suché podnebie súvisí s alkalickou pôdou, tropické a studené podnebie sú spojené so silne kyslou pôdou, zatiaľ čo polárne a mierne podnebie majú mierne kyslú pôdu (Fabian *et al.*, 2014). Vysoko alkalické pôdy sa vyskytujú najmä v suchých a polosuchých krajinných oblastiach, pretože existuje minimálna úroveň vylúhovania a vysoká úroveň odparovania, čo vedie ku koncentrácii základných kationov v pôde. Kým alkalita pôdy je bežným problémom suchých a polosuchých krajín, proces acidifikácie pôdy je jedným z najväčších problémov degradácie pôdy, ktorým svet čelí (Filippi *et al.*, 2018). Na rozdiel od niektorých problémov s pôdou, ktoré sa zvyčajne obmedzujú na ornicu (Marchant *et al.*, 2015), zásaditosť pôdy a jej kyslosť sú v podloží obzvlášť dôležité. Napriek tomu existuje veľmi málo štúdií o monitorovaní pôdy, ktoré sa zameriavajú na monitorovanie zmien podložia akejkoľvek pôdy (Filippi *et al.*, 2018). Rôzne typy pôdy s rôznymi materskými horninami môžu tiež zohrávať dôležitú úlohu pri úprave systémov pufovania pôdy a viesť k odlišným hodnotám pH (Fabian *et al.*, 2014).

Okyslenie pôdy je jedným z najväčších environmentálnych problémov poľnohospodárstva vo svete (Shin *et al.*, 2017). Je dôležitým parametrom, ktorý môže regulovať štruktúru a funkciu ekosystému (Ji *et al.*, 2014). V posledných desaťročiach sa acidifikácia pôdy výrazne urýchlila rôznymi nevhodnými antropogénnymi činnosťami (napríklad emisie CO₂, intenzívne hospodárenie na pôde), ktoré vedú k nedostatku úrodnosti pôdy, zmene mikrobiálnej aktivity a zníženie výnosu plodín (Huang *et al.*, 2015b; Senbayram *et al.*, 2019). Okyslenie pôdy urýchľuje aktiváciu rizikových prvkov v pôde a niektoré toxické prvky následne vstupujú do potravinového reťazca prostredníctvom absorpcie rastlín (Lv *et al.*, 2020). Eutrofizácia z pôdy spolu so znížením pH pôdy môžu zvýšiť riziko znečistenia životného prostredia následným vylúhovaním živín (Soto *et al.*, 2015). Napríklad bolo publikované, že pH pôdy vykazuje silný negatív súvislosť s množstvom zrážok (Chytrý a kol., 2007), a to predovšetkým v dôsledku zvýšeného vylúhovania nekyslých kationov (t.j. Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ a Na⁺) pozdĺž zrážkového gradientu. Vápnenie poľnohospodárskych pôd by malo závisieť od rôznych parametrov, ako

od pôvodného pH, typom pôdy a s požiadavkami na pH vysadenej plodiny (Fabian *et al.*, 2014).

Pôdna reakcia je jednou zo základných vlastností pôdy, ktorá súvisí s dostupnosťou živín v pôde a ktorá je ovplyvňovaná vstupom agrochemikálií (Gardi, Yigini, 2012), a pH patrí medzi najvplyvnejšie parametre pôdy, pretože ovplyvňuje všetky chemické, fyzikálne a biologické vlastnosti pôdy (Husson *et al.*, 2018). Pôdna reakcia patrí medzi environmentálne faktory v pôde, ktorý má nielen priame účinky na pôdne mikroorganizmy, ale aj nepriame účinky, napríklad na zloženie rastlinných spoločenstiev, podmienky výživy a rozpustnosť a toxicitu rizikových prvkov (Fernández-Calviño, Bååth, 2010). Rozsah mobilizácie závisí od rizikového prvku a stupňa acidifikácie. H_3O^+ ión v kyslej vode vytláča katióny z ich väzbových miest, čo spôsobuje zvýšené množstvo desorpcie rizikových prvkov. Rôzne afinity väzbových miest k prvkom môžu spôsobiť rôzne rýchlosti a množstvá desorbovaného prvku (Zheng *et al.*, 2012).

2 CIEĽ PRÁCE

Využívané poľnohospodárske výrobné postupy a zmeny mikrobiálneho prostredia v pôde spôsobené povrchovou vegetáciou a koreňovými systémami môžu vplývať na aktivitu a migračné pohyby rizikových prvkov v pôde a tak ovplyvniť aj ich prítomnosť a vlastnosti. Preto ak sa má primerane riešiť a zmierniť znečistenie pôd rizikovými prvkami, je potrebné objasniť vzťahy medzi distribúciou rizikových prvkov v pôde a spôsobom využívania krajiny.

Cieľom vedeckej monografie pod názvom “*Rizikové prvky v systéme pôda - rastlina na príklade vybranej lokality*” bola kvantitatívna analýza obsahu vybraných ťažkých kovov (Cd, Cu, Pb, Zn) v poľnohospodárskej pôde (orná pôda). Boli sledované zmeny obsahov rizikových prvkov na troch vybraných lokalitách na Slovensku (katastrálny úrad Zlaté Moravce, Nitriansky kraj). Analyzované pôdne vzorky z vybraných lokalít (*Lokalita I. - III.*) predstavujú pôdne jednotky, v ktorých okrem obsahov Cd, Cu, Pb, Zn bol sledovaný aj vplyv faktorov ako pH, celkový organický uhlík (C_{ox}) počas rokov 2017 - 2019. Tieto vplyvy záviseli od faktorov prostredia a agro-environmentálnych faktorov na analyzované hodnoty. Zámerom bolo získať poznatky o vzájomnom vzťahu pôda-rastlina. V tejto súvislosti boli do ornej pôdy zapracovávané pozberové rastlinné zvyšky. Sledovali a hodnotili sme aj prenos vybraných rizikových prvkov do jednotlivých častí pestovanej plodiny (pšenica letná forma ozimná) so zameraním na udržateľné poľnohospodárstvo a kvalitu rastlinnej produkcie.

Pri riešení sme sa orientovali na:

- odber pôdnych vzoriek v jarnom a jesennom období (2017 - 2019), odber rastlinných vzoriek (2019) a ich následná úprava/príprava na analýzy;
- stanovenie vybraných chemických charakteristík: pôdna reakcia (pH) (aktívna a výmenná), celkový organický uhlík a humus;
- stanovenie pseudototálneho obsahu Cd, Cu, Pb a Zn, vo výluhu lúčavky kráľovskej ($HCl : HNO_3 = 3 : 1$) a mobilných foriem Cd, Cu, Pb a Zn, Cu, Cd a Pb (vo výluhu NH_4NO_3 $c = 1 \text{ mol.dm}^{-3}$);
- stanovenie obsahu Cd, Cu, Pb a Zn v rastlinných častiach (koreň, steblo, list, zno) pšenice letnej formy ozimnej (*Triticum aestivum L.*);
- matematicko-štatistické vyhodnotenie analýz;
- hodnotenie zmien obsahu rizikových prvkov v pôdnych jednotkách sledovaného územia v závislosti od vybraných agro-environmentálnych faktorov.

3 MATERIÁL A METODIKA

3.1 Charakteristika územia

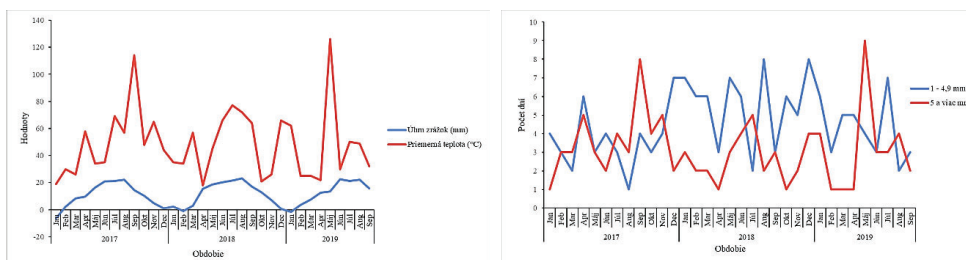
Okres Zlaté Moravce patrí do Nitrianskeho kraja (rozloha je 521 km²) a leží v juhozápadnej časti Slovenskej republiky, v severozápadnej časti Hronskej pahorkatiny. Územie okresu je situované v severnom výbežku Podunajskej nížiny po oboch stranách rieky Žitavy. Západnú časť tvorí pohorie Tribeč a východnú Pohronský Inovec. Okres Zlaté Moravce je so svojím okolím súčasťou uzavretého prírodno-zemepisného celku, ktorého osou je horný tok rieky Žitavy, tvoriacej predel pohoriami Tribeč a Pohronský Inovec (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005). Mesto Zlaté Moravce je centrom zlatomoraveckého regiónu Horné Požitavie. Rozloha mesta je 45,36 km² s prímestskými časťami Prílepy a Chyzerovce (Balážová a kol., 2015). V okrese sa nachádza časť Chránenej krajinej oblasti Ponitrie a 8 chránených areálov zväčša parkov (Príloha 1) (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005). Na území Zlatých Moraviec nie je vymedzené žiadne územie s osobitným režimom ochrany prírody a krajiny, okrem chráneného stromu Platan v Zlatých Moravciach (k. ú. Zlaté Moravce, ochranné pásmo 2. stupeň ochrany). V širšom území sú vyhlásené ďalšie chránené stromy - dub cerový (*Quercus cerris* L.) v Hostí, dub cerový (*Quercus cerris* L.) v Nevidzanoch a Velčické cery (*Quercus cerris* L.) (Kočícká, 2016).

Pahorkatiny sú z väčšej časti odlesnené a premenené na poľnohospodársku krajinu. Nižšie časti pohorí pokrývajú teplomilné dubové lesy, ktoré v najvyšších polohách prechádzajú do bučín. Na pahorkatine sa miestami vyskytujú ostrovy dubových a agátových lesov. Zo vzácných rastlín sa v okrese vyskytujú: *iskerník ilýrsky*, *slezinník severský*, *hrdobradka páchnuca*, *lan chlpatý*. V pahorkatinnej časti žijú zástupcovia živočíšneho spoločenstva polí a lúk: zajac poľný, jarabica poľná, prepelica poľná, bažant poľovný, hraboš poľný, tiež živočíšne druhy listnatého lesa: srnec lesný, jeleň lesný, diviak lesný, kuna lesná, daniel škvrnitý (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005).

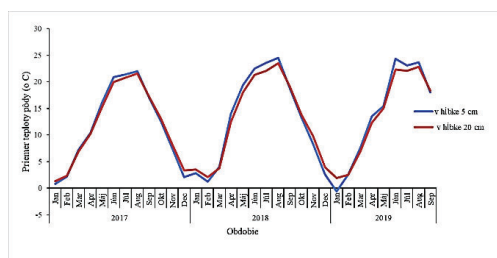
Prílepy sa nachádzajú vo východnej časti Nitrianskeho kraja, v okrese Zlaté Moravce. Od roku 1960 sú mestskou časťou mesta Zlaté Moravce, nachádzajú sa v juhovýchodnej časti ich katastrálneho územia. Nadmorské výšky sa pohybujú v rozpätí 192,5 m n. m. (vyústenie potoka Širočina z katastrálneho územia sídla) až po 260 m n. m. v severovýchodnej časti územia (Michalkoc-Kudrejová a kol., 2004).

3.1.1 Klimatická charakteristika územia

Okres Zlaté Moravce patrí do európsko-kontinentálnej klimatickej oblasti mierneho pásma s oceánskym vzduchom, ktorý sa transformuje na kontinentálny. Popri prúdení oceánskeho vzduchu je tu i južné prúdenie od Stredomoria, prinášajúce najvýdatnejšie zrážky najmä na jeseň a jar, ako aj arktického vzduchu, ktorý prináša značné ochladenie v zime. Región Zlatých Moraviec patrí medzi najteplejšie oblasti Slovenskej republiky (Bátora a kol., 1998). Nížinatá časť patrí do teplej, pohoria do mierne teplej klimatickej oblasti (Šüle, Šüle ml., Adamová, 2005). Prúdenie vzdušných mäs je podmienené morfológiou územia, prevládajú východné a severozápadné vetry (Biely, 2005).



Obrázok 3.1.1-1 Priemerná teplota (°C) **Obrázok 3.1.1-2** Počet dní s 1-4,9 mm a 5 a úhrn zrážok (mm) z meteorologickej a viac mm zrážkami z meteorologickej stanice Mochovce



Obrázok 3.1.1-2 Počet dní s 1-4,9 mm; 5-viac mm zrážkami z meteorologickej stanice Mochovce

Na vybraných sledovaných lokalitách sme graficky spracovali klimatické údaje zo zdrojov SHMÚ v Bratislave (2020) z meteorologickej stanice Mochovce (261 m n. m.). Meteorologická stanica Mochovce je vzdialená od sledovaných lokalít do 10 km. Klimatické

údaje sa týkali úhrnu zrážok a priemernej mesačnej teploty (Obrázok 3.1.1-1), počtu dní s 1-4,9 mm a s 5 a viac mm zrážkami (Obrázok 3.1.1-2), priemernú teplotu pôdy v hĺbke 5 cm a 20 cm (Obrázok 3.1.1-3) od januára 2017 do septembra 2019. Sledované územia Zlaté Moravce-Prílepy sú v nadmorskej výške od 170 m n. m do 300 m n. m. Priemerné teploty na sledovaných lokalitách sa pohybovali od -6,4 °C do 23,1 °C.

3.1.2 Geomorfologické, geologické a pedologické pomery

Vzhľadom na hierarchické usporiadanie geomorfologických jednotiek možno kataster Zlatých Moraviec zaradiť postupne až do pätnástich jednotiek rôznej hierarchickej úrovne. Kataster mesta v celku patrí len do najvyššej orografickej jednotky zaberajúcej veľkú časť Euroázie-Alpsko-Himalájskej sústavy utvorenej počas druhohorného alpínskeho vrásnenia (Bátora a kol., 1998).

Väčšina katastra leží v rámci Podunajskej pahorkatiny, ale takmer tretina katastra — jeho východná časť — leží v Pohronskom Inovci (Bátora a kol., 1998), v údolí rieky Žitavy, na hranici západného a stredného Slovenska (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005). Väčšina katastra Zlatých Moraviec leží v nížinnom výškovom stupni v nadmorských výškach 170 - 300 m. Zlaté Moravce ležia v nadmorskej výške 195 m n. m (Bátora a kol., 1998). Rovinný až pahorkatinový chotár na Pohronskej a Žitavskej pahorkatine v dolinách Žitavy a potoka Širočina a na svahoch Pohronského Inovca tvoria mladotret'ohorné íly, sliene a štrkopiesčité súvrstvie s horizontami artézkej vody. Na povrchu sú štvrtohorné spraše, hliny a riečne uloženiny. Má illimerizované, hnedozemné a nivné pôdy (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005).

Pahorkatiny územia okresu sú pokryté sprašami a sprašovými hlinami, z ktorých miestami vystupujú neogénne íly, piesky a štrky. V stavbe Tribeča prevládajú najmä prvohorné granodiority a diority, z ktorých na okraji výrazne vystupujú odolné spodnotriasové kremence (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005). Tribečské pohorie vzniklo vplyvom Hercýnskeho vrásnenia koncom prvohôr. Tvoria ho hlbinné horniny, ktoré sa nedostali v podobe lávy na povrch, ale utuhli v zemskej kôre. Jadro tvoria žuly a diority. Vplyvom ďalších geologických zmien sa menili na kryštalické bridlice. V druhohornom období pokryli žulové horniny triasové a jurské vápence a kremence, ako i sedimenty, ktoré boli viackrát zvrásnené a obalené silnými sedimentmi vápencov, dolomitov, pieskocov a hlavne kremencov (kvarcítov) (Biely, 2005; Biely, 2008). Pohronský Inovec je neogénne sopečné pohorie budované andezitmi a ich pyroklastikami (Süle, Šüle ml., Adamová, 2005).

So sopečnou činnosťou v Pohronskom Inovci je spätý vznik a výskyt rudných žíl obsahujúcich drahé kovy-zlato a striebro. Jeho horniny tvoria prevažne andezity, čadiče, tufry, ryolity, trachyty, sopečné sklo, ale aj andezitové brekcie - "obyčké travertíny" (Biely, 2005; Biely, 2008). Znížená časť, patriaca do Podunajskej nížiny, je pahorkatina s úvalinami a úvalinovitými dolinami. Tribeč aj Pohronský Inovec sa nad ňou dvíhajú výraznými stráňami pozdĺž tektonických zlomov. Ich reliéf je vrchovinový a hornatinový, v Tribeči spretrený monoklinálnymi chrbtami - hôrkami, ktoré vznikli na odolných kremencoch (Šüle, Šüle ml., Adamová, 2005).

Na sprašiach pahorkatín sa vyvinuli najmä hnedozeme, pozdĺž Žitavy nivné pôdy fluvizeme. V Tribeči a Pohronskom Inovci prevládajú hnedé lesné pôdy kambizeme (Šüle, Šüle ml., Adamová, 2005). Nivy sú pokryté fluvizemami modálnymi až glejovými, sú to pôdy hlboké, stredne ťažké (hlinité) až ťažké (ílovohlinité). V poľnohospodársky využívanom území prevažujú kvalitné hlboké hlinité hnedozeme a luvizeme, modálne až pseudoglejové. Najrozšírenejšími pôdami v podhorskej až horskej oblasti sú kambizeme, modálne, pseudoglejové, luvizemné. V zastavaných územiach vznikli kultizemné subtypy uvedených pôdných typov až antrozeme (Balážová a kol., 2015). Výmera ornej pôdy územia Zlatých Moraviec predstavuje 1515 ha (Kočická, 2016).

3.1.3 Hydrologické a hydrogeologické pomery

Stredom územia preteká rieka Žitava, ktorá pramení v Pohronskom Inovci a z oboch strán do nej vtekajú kratšie toky, zľava Širočina, sprava Hostiansky a Čerešňový potok. Niva Žitavy je zanesená riečnymi usadeninami (Šüle, Šüle ml., Adamová, 2005). Podľa klasifikácie tokov Slovenska Žitava a jej prítoky patria do vrchovinovo-nížinnej oblasti s dažďovo-snehovým typom režimu odtoku. Najvyššie vodné stavy a prítoky sa vyskytujú v marci, najnižšie v septembri. Pokles prítokov v zime je málo významný (Bátora a kol., 1998).

V katastrálnom území Zlaté Moravce sa nenachádzajú vodné plochy. Podľa hydrogeologickej rajonizácie Slovenska územie patrí do hydrogeologického rájónu neogénu Nitrianskej pahorkatiny. Okolie územia je prevažne budované kvartérnymi sedimentmi a to piesčitými štrkami, pieskami a ílmi, v nadloží nachádzajúcimi sa hlinami a piesčitými hlinami. V záujmovom území predkvartérne podložie vytvárajú sedimenty pliocénu, zastúpené prevažne piesčitými ílmi. Ide o veľmi slabo priepustné sedimenty, ktoré vytvárajú izolátor horizontu podzemných vôd viazaných na povrchovú vrstvu kvartéru (Jurík, 1999).

V neovulkanických-sopečných horninách Pohronskeho Inovca sa vyskytujú podzemné vody puklinové apórové, resp. medzizrnové (Bátora a kol., 1998). Hladina podzemnej vody je v bezprostrednej hydraulickej súvislosti s povrchovými vodami vodných tokov. Smer prúdenia podzemnej vody je naviazaný na smer toku rieky Žitava a celkového sklonu územia (severojužný). Podzemné vody sú slabo mineralizované. Zásoby podzemnej vody sú dopĺňané atmosférickými zrážkami a pri vysokých stavoch brehovou infiltráciou z povrchových tokov. Podzemná voda prúdi subparalelne so sklonom údolia (Rakovský a kol., 1969; Balážová a kol., 2015).

3.1.4 Charakteristika pôdných typov sledovaných lokalít (pôdných jednotiek)

Bielek (2014) rozdelil typy pôd na Slovensku do skupín na základe kombinácie informácií o priemerných výnosoch, sklone a jeho expozícii, obsahu kameňa, hĺbke pôdy, pôdnej štruktúre a klimatických oblastí.

V skúmanom území prevládajú podľa klasifikačného systému pôd Slovenska (SPS, 2014) pôdny typ a subtypy jednej skupiny pôdy, a to skupiny pôd hnedých.

Hnedozem (HM) - trojhorizontová A-B-C pôda vyvinutá prevažne na sprašiach a iných kvartérnych a neogénnych sedimentoch v podmienkach periodicky premyvneho režimu. Hnedozeme majú tenký svetlý (ochrický) humusový horizont a výrazný B-horizont, ktorý vznikol translokáciou ílových častíc. Obyčajne neobsahujú v pôdnom profile skelet (Bielek, 2014). Z produkčnej charakteristiky sú vysoko produkčné orné pôdy až menej produkčné trvalé trávne porasty. Z agronomickej charakteristiky sú to úrodné pôdy vyhovujúce širokému sortimentu rastlín. Vzhľadom na nižší obsah humusu ich treba organicky hnojiť a pestovať na nich viacročné krmoviny. Subtypy HM - modálna, luvizemná, pseudoglejová, kultizemná (Bielek, 2017). Hnedozeme vznikajú vo vyšších častiach pahorkatín (150-450 m n. m.). Substrátom sú stále eolické sedimenty, väčšinou už odvápnené, ale najmä sprašové hliny a hliny. Pôvodnou vegetáciou sú väčšinou listnaté lesy (dubové, dubovo-hrabové) s hustým trávnym porastom. Pribudli zrážky a klesla teplota a v podmienkach periodicky premyvneho vodného režimu dochádza k procesom eluviácie. V niektorých hnedozemiach sa v procese illimerizácie výraznejšie podieľajú na translokácii koloidov humusové látky, ktoré zvyšujú ich lyofilnosť a posúvajú hranicu ich koagulácie, v dôsledku čoho môžu migrovať aj pri vyššej koncentrácii pôdneho roztoku. Bežne však vidieť ochudobnený a obohatený horizont je vzácne, pretože väčšina hnedozemí sa intenzívne obrába a buď sa

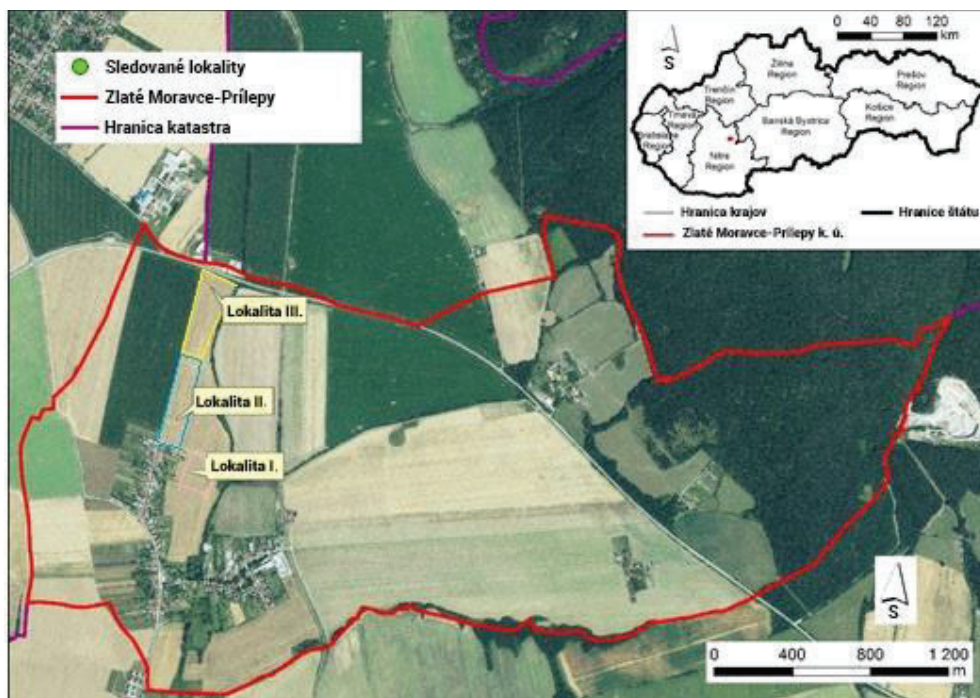
eluvialny horizont prioráva k humusovému alebo pri rozsiahlej erózii dochádza až k jeho odnosu (Tobiašová, 2017).

Označenie pôdnych jednotiek v sledovanom území podľa BPEJ (Bonitované Pôdno-Ekologické Jednotky) (Linkeš a kol., 1996):

- (44) hnedozeme typické, na sprašiach, stredne ťažké (*Lokalita I.*; Obrázok 3.3-1; Príloha 2);
- (45) hnedozeme typické až hnedozeme luvizemné na sprašových hlinách, stredne ťažké, ľahké (*Lokalita III.*; Obrázok 3.3-1; Príloha 2);
- (46) hnedozeme (typ) na sprašových hlinách, ťažké (*Lokalita II.*; Obrázok 3.3-1, Príloha 2).

3.2 Lokality odberu

Pôdne vzorky sme odobrali z 3 rôznych pôdnych jednotiek (*Lokalita I. - III.*) v 5 hĺbkach (Obrázok 3.2-1) v k. ú. Zlaté Moravce-Prílepy, v severozápadnej časti Hronskej pahorkatiny.



Obrázok 3.2-1 Územie odberu pôdnych vzoriek (*Lokalita I. - III.*; 192,5 - 260 m n. m.)

Cielene sme sa zamerali na lokality s rovnakým spôsobom využitia (orná pôda) v rámci jedného okresu (Zlaté Moravce), aby sme ukázali aké sú rozdiely v obsahoch rizikových prvkov a sledovaných parametroch orných pôd. Pričom orná pôda *Lokalita I.* na východe hraničí s remízkou a na západe je rovnobežná časťou Zlaté Moravce-Prílepy. *Lokalita II.* je umiestnená na severo severovýchod (SSV) od časti Zlaté Moravce-Prílepy. Využívaná orná pôda *Lokalita III.* susedí s cestnou komunikáciou I. triedy č. 65. V Tabuľke 3.2-1 sú zaznačené lokality s GPS lokalizáciou.

Tabuľka 3.2-1 Zlaté Moravce-Prílepy: sledovaná oblasť odberu pôdnych vzoriek

Lokalita	Koordináty	Druh pozemku	Spôsob využívania pozemku	Pôdna jednotka* označenie podľa BPEJ
Lokalita I.	48°21'53.5"N 18°24'59.4"E	orná pôda	Pozemok, na ktorom sa pestujú obilniny (predplodina kapusta repková pravá, podkap. 4.1.1).	hnedozeme typické, na sprašiach, stredne ťažké (44)
Lokalita II.	48°22'01.1"N 18°24'55.6"E			hnedozeme (typ) na sprašových hlinách, ťažké (46)
Lokalita III.	48°22'25.3"N 18°25'01.8"E			hnedozeme typické až hnedozeme luvizemné na sprašových hlinách, stredne ťažké, ľahké (45)

Poznámka: *označenie podľa BPEJ (Bonitované pôdno-ekologické jednotky) (Linkeš a kol., 1996)

3.2.1 Odber, úprava a spracovanie pôdnych vzoriek

Mimoriadnu pozornosť treba venovať odberu pôdnych vzoriek. Treba dbať na správne vytýčenie pozícií jednotlivých monitorovaných lokalít pri odbere pôdnych vzoriek. Vhodným spôsobom odberu je systematicky neusporiadaný odber. Tento spôsob je založený na rozdelení pozemku do pravidelne rozdelenej mriežky. Takto sa zabezpečí rovnomerné rozdelenie povrchu pozemku a prispeje k dosiahnutiu objektívnych výsledkov (Nozdrovický a kol., 2008).

Odber pôdnych vzoriek pre stanovenie chemických analýz sa robil pôdnym vrtákom do papierových vreciek, ktoré boli označené príslušnými identifikačnými údajmi (lokalita, hĺbka odberu, dátum odberu) (Tobiašová *et al.*, 2018).

Odber vzoriek z vybraných lokalít sa uskutočnil v období rokov 2017, 2018 a 2019 (jar, jeseň). Celkom bolo odobratých 240 pôdnych vzoriek z pôd využívaných ako orná pôda. Pôdne vzorky sme odobrali z 5 rôznych hĺbok (od 0,0 m do 0,5 m).

Úprava pôdnych vzoriek nasledovala v čo najkratšom čase po ich odbere (Tobiašová *et al.*, 2018). Vzorky pôdy sa sušili na vzduchu pri izbovej teplote v tienenej miestnosti bez prístupu slnečného žiarenia rozprestreté na tenkú vrstvu na sacom papieri a nečistoty, ako sú kamene a časti rastlín, sa odstránili. Takto vysušené pôdne vzorky sa pomleli na jemný prach

a stanovili sa v nich obsahy vybraných rizikových prvkov (aj mobilná forma), pH, pôdny organický uhlík podľa príslušných metód na ich stanovenie.

3.3 Použité analytické metódy

Pôdna reakcia bola stanovená potenciometricky (podkapitola 3.3.1). Stanovilo sa aktívne a výmenné pH v pôdnych vzorkách, kde sme postupovali podľa Blacka (1965). Na vyhodnotenie výsledkov aktívnej pôdnej reakcie sme použili hodnotenie podľa autorov Fiala a kol. (1999) a pri výmennej pôdnej reakcii sme použili hodnotenie autorov Čurlík a kol. (2003).

Obsah organického uhlíka sme stanovili mokrou oxidačnou metódou Walkey-Black (1934), a z jeho obsahu sme vypočítali obsah humusu (podkapitola 3.3.2). Návažky pôdnych vzoriek na stanovenie C_{ox} sme prispôbili predpokladanému obsahu organického uhlíka podľa autorov Tobiašová a kol. (2018). Klasifikáciu obsahu C_{ox} a humusu sme hodnotili podľa Šimanského (2010).

Obsah vybraných rizikových prvkov (Zn, Cu, Cd a Pb) v pôdnych vzorkách, rastlinných častiach sme stanovili metódou atómovej absorpčnej spektrometrie s atomizáciou v plameni (podkapitola 3.3.3). Pôdne vzorky na stanovenie obsahu rizikových prvkov sme mineralizovali v lúčavke kráľovskej (podkapitola 3.3.3.1) a pre obsahy bioprístupných foriem rizikových prvkov sme extrahovali v NH_4NO_3 (podkapitola 3.3.3.2). Rastlinné časti a hroznovú šťavu sme mineralizovali v roztoku HNO_3 a H_2O_2 (podkapitola 3.3.3.3).

3.3.1 Stanovenie aktívnej a výmennej pôdnej reakcie

Princíp metódy stanovenia pH potenciometricky je založený na meraní elektromotorického napätia galvanického článku, ktorý vzniká spojením indikačnej elektródy (ktorej potenciál závisí od koncentrácie meraného roztoku) ponorenej do skúmaného roztoku s porovnávacou elektródou (ktorej potenciál je stály a nezávisí od pomerov v skúmanom roztoku). Elektromotorické napätie článku sa meria pH-metrom (Šimanský a kol., 2017). Na stanovenie aktívneho a výmenného pH sme postupovali podľa Blacka (1965).

Pôdne vzorky sme navážili do nádob s objemom 100 cm^3 o hmotnosti 5 g pôdy s presnosťou na dve desatinné miesta. Pri aktívnej pôdnej reakcii sme pridávali do nádob

destilovanú vodu o objeme 12,5 cm³. Do naváženej pôdnej vzorky pri výmennej pôdnej reakcii sme pridali roztok 1 mol.dm⁻³ KCl o objeme 12,5 cm³ (1 mol.dm⁻³ KCl roztok sme pripravili rozpustením 74,56 g soli v destilovanej vode doplnenej na objem 1 dm³). Zaliate vzorky sme dali do laboratórnej trepačky (TE III., v.č. 130 84, Typ LT 1, Sklarny Kavalier, Votice) a nechali trepať 20 min. Po uplynutí doby trepania sme do vzoriek vložili elektródu pH metra (pH Meter Orion 2 STAR, Thermo Scientific, Singapore) a po ustálení hodnoty pH sme túto hodnotu zapísali. V každej hĺbke pôdnej vzorky boli robené minimálne 2 opakovania aktívnej a výmennej pôdnej reakcie. Pred meraním pH v pôdnych vzorkách bol prístroj kalibrovaný na hodnotu pH štandardu (4,01; 7,00; 10,01).

Pre vyhodnotenie nameraných hodnôt sme pri aktívnej pôdnej reakcii použili kritériá z tabuľky 3.3.1-1 a pri výmennej pôdnej reakcii z tabuľky 3.3.1-2.

Tabuľka 3.3.1-1 Hodnotenie výsledkov aktívnej pôdnej reakcie (Fiala a kol., 1999)

pH(H ₂ O)	Hodnotenie
do 3,5	veľmi silne kyslá
3,6-4,5	silne kyslá
4,6-5,5	kyslá
5,6-6,5	slabo kyslá
6,6-7,2	neutrálna
7,3-8,5	slabo alkalická
8,6-9,5	alkalická
nad 9,5	silne alkalická

Tabuľka 3.3.1-2 Hodnotenie výsledkov výmennej pôdnej reakcie (Čurlík a kol., 2003)

pH(KCl)	Hodnotenie
do 4,5	silne kyslá
4,6-5,5	kyslá
5,6-6,5	slabo kyslá
6,6-7,2	neutrálna
7,3-8,5	slabo alkalická
8,6-10,0	alkalická
nad 10	silne alkalická
do 4,5	silne kyslá

3.3.2 Stanovenie obsahu organického uhlíka a humusu

Pri stanovení sa postupovalo podľa mokrej oxidačnej metódy Walkey-Black (1934) (Page *et al.*, 1982). Metóda je založená na oxidácii organického uhlíka kyslíkom uvoľneným z K₂Cr₂O₇ v silne kyslom prostredí H₂SO₄. Nespotrebované množstvo chrómsírovej zmesi stanovujeme spätnou titráciou roztokom 0,1 mol.dm⁻³ síranu železnato-amónneho hexahydrátu (Mohrovej soli).

Navážka pôdnej vzorky sa prispôsobila predpokladanému obsahu organického uhlíka podľa tabuľky 3.3.2-1.

Tabuľka 3.3.2-1 Navážky na stanovenie organického uhlíka (Tobiašová *et al.*, 2018)

Predpokladaný obsah TOC	Navážka zeminy
(%)	(g)
< 0,50	1,30-1,00
0,51-1,20	1,00-0,50
1,21-2,30	0,50-0,20
2,31-4,00	0,20-0,15
4,01-6,00	0,15-0,10
6,01-9,00	0,10-0,05

Navážku pôdnej vzorky sme preniesli do Erlenmeyerovej banky s objemom 250 cm³, z automatickej pipety sme pridali po kvapkách 10 cm³ 0,07 mol.dm⁻³ roztoku chrómsírovej zmesi, obsah sme premiešali a zakryli hodinovým sklíčkom. Súbežne sme si pripravili slepé vzorky s c = 0,07 mol.dm⁻³ chrómsírovej zmesi (V = 10 cm³). Takto pripravené vzorky sme vysušili v sušiarňi (Binder ED 115, Nemecko) (t = 125 °C, čas = 45 minút). Potom sme banky nechali vychladnúť. Farba suspenzie je obvykle hnedá až oranžovožltá. Do vychladnutých baniek sme pridali kyselinu N-fenylantranilovej (5 kvapiek) a za stáleho miešania sme titrovali roztokom Mohrovej soli (c = 0,1 mol.dm⁻³) do zeleného sfarbenia.

Výpočet obsahu uhlíka a humusu:

$$\% \text{ uhlíka (TOC)} = \frac{((a-b) \cdot k_1 \cdot f \cdot 100)}{n} \cdot 1,17$$

$$\% \text{ humusu (H}_m) = TOC \cdot 1,724$$

kde

a = spotreba 0,1 mol.dm⁻³ roztoku Mohrovej soli na slepý pokus (cm³),

b = spotreba 0,1 mol.dm⁻³ roztoku Mohrovej soli na vzorku (cm³),

k₁ = 0,0003 = prepočítavací koeficient na uhlík (1 cm³ roztoku Mohrovej soli

s c = 0,1 mol.dm⁻³ odpovedá 0,0003 g C)

f = titračný faktor Mohrovej soli (10 cm^3 roztok KMnO_4 c = $0,02 \text{ mol.dm}^{-3}$ sa titruje s Mohrovou soľou s c = $0,1 \text{ mol.dm}^{-3}$)

n = navážka zeminy (g)

(a - b) = vyjadruje spotrebu oxidačnej zmesi na oxidáciu uhlíka.

Na hodnotenie výsledkov obsahu C_{ox} (TOC) a humusu (H_m) sme použili tabuľku 3.3.2-2:

Tabuľka 3.3.2-2 Klasifikácia obsahu C_{ox} a humusu v pôdnych vzorkách (Šimanský, 2010)

Obsah uhlíka	Obsah humusu	Označenie
(%)	(%)	
pod 0,6	pod 1,0	veľmi nízky
0,61-1,19	1,01-1,99	nízky
1,20-1,79	2,00-2,99	stredný
1,80-2,9	3,00-5,0	vysoký
nad 2,9	nad 5,0	veľmi vysoký

3.3.3 Stanovenie rizikových prvkov metódou atómovej absorpčnej spektrometrie

Koncentrácie vybraných rizikových prvkov v pôdnych vzorkách (extrakcia lúčavkou kráľovskou) sme stanovili atómovou absorpčnou spektrometriou s atomizáciou v plameni (AGILENT TECHNOLOGIES 200 series AA, 240 FS AA, Malaysia). Princípom tejto analytickej metódy je, že roztok vzorky je zahmlený a vzniknutý aerosól je zavedený do plameňa atomizátora, kde sa roztok okamžite odparí a rozrušia sa chemické väzby v molekulách prítomných zlúčenín. Plameňom prechádza lúč sveta zo špeciálnej výbojky, ktorého fotóny sú pri stretnutí s atómami analyzovaného prvku absorbované a atóm prvku prechádza do príslušného vzbuđeného stavu (Komárek, 2001; Dočekal, 2003).

Po spustení softvéru (Spectra AA, Worksheet AA Software, version 5.2 PRO, AGILENT TECHNOLOGIES, Inc.) sme si zvolili metódu pre daný prvok s parametrami, ktoré vyhovovali meraniu (Tabuľka 3.3.3-1). Po stabilizácii a optimalizácii plameňa a po overení všetkých parametrov, potrebných na meranie, boli premerané kalibračné roztoky pre daný prvok. Po kalibrácii boli merané slepé vzorky a pôdne vzorky. V pôdnych vzorkách sme stanovili Cd, Cu, Pb a Zn.

Tabuľka 3.3.3-1 Analýzy rizikových prvkov-parametre na nastavenie F-AAS

Prvok	Vlnová dĺžka	Šírka štrbiny	Prúd na lampe	Kalibračná rada štandardných roztokov
	nm	nm	mA	mg.dm ⁻³
Cd	228,8	0,5	4,0	0,0; 0,6 ; 2,5; 5,0
Pb	217,0	1,0	10,0	0,0; 2,5; 5,0 ; 10,0
Zn	213,9	1,0	5,0	0,0; 0,3 ; 2,5; 5,0; 10,0
Cu	324,8	0,5	4,0	0,0; 1,5 ; 2,5; 5,0; 10,0

3.3.3.1 Extrakcia pôdnych vzoriek lúčavkou kráľovskou

Pôdne vzorky sme pripravili extrakčnou metódou v mikrovlnom mineralizátore (CHROM SPEC ETHOS ONE, Sorisole, Italy). Do teflónových nádob sme navažili po 0,5 g pôdnych vzoriek, zaliali sme lúčavkou kráľovskou (3:1 = HCl:HNO₃). Rovnakým spôsobom sme pripravili aj slepé vzorky. Na mineralizáciu sme použili program HPR-EN-12 Soil partial digestion (Tabuľka 3.3.3.1-1). Po extrakcii a filtrácii vzoriek sme suspenziu doplnili do V=100 cm³. Metódou plameňovej atómovej absorpcie (F-AAS) sme stanovili obsah rizikových prvkov (Cd, Cu, Pb, Zn) pôdnych vzorkách.

Tabuľka 3.3.3.1-1 Mineralizácia pôdnych vzoriek-parametre programu

Step	Time	T1	T2	p	Power
1	00:15:00	200 °C	110 °C	45 bar	Max power
2	00:15:00	200 °C	110 °C	45 bar	Max power

3.3.3.2 Extrakcia pôdnych vzoriek roztokom NH₄NO₃

Bioprístupné formy rizikových prvkov sme stanovili v roztoku NH₄NO₃ (c = 1 mol.dm⁻³). Navažili sme si 20 g pôdnej vzorky do plastových nádob o V = 100 cm³ a pridali sme NH₄NO₃ (V = 50 cm³), obsah sme premiešali a nádobu sme uzavreli. Pripravili sme si aj slepé vzorky bez navažky pôdnych vzoriek. Suspenziu a slepé vzorky sme extrahovali v trepačke po dobu 2 hodín (180 kmitov/minúta). Po extrakcii sme suspenziu

prefiltrovali. Do filtrátu sme pridali HNO₃ konc. (V = 0,5 cm³) a doplnili do V = 100 cm³. Obsah rizikových prvkov sme stanovili metódou F-AAS.

3.3.3.3 Extrakcia rastlinných častí pšenice ozimnej (*Triticum durum*)

Mineralizácia prebiehala v rastlinných častiach pšenice ozimnej (*Triticum durum*). Jednotlivé rastlinné časť pšenice ozimnej (koreň, steblo a zrna) sme navážili do teflónových nádob mineralizátora (0,5 g) a zaliali zmesou HNO₃ (V = 6 cm³; c(HNO₃ p.a.) = 65 %) a H₂O₂ (V = 2 cm³; c(H₂O₂) = 30 %). List pšenice ozimnej sme (m_{navážky} = 0,5 g) sme zaliali zmesou HNO₃ (V = 7 cm³; c(HNO₃ p.a.) = 65 % p.a.) a H₂O₂ (V = 1 cm³; c(H₂O₂) = 30 %).

Mineralizácia rastlinných častí prebiehala v mineralizátore (CHROM SPEC ETHOS ONE, Sorisole, Italy) podľa mineralizačného programu (HPR-AG-02 Dried Plant Tissue) (Tabuľka 3.3.3.3-1). Po mineralizácii boli stanovené v rastlinných vzorkách rizikové prvky F-AAS prístrojom.

Tabuľka 3.3.3.3-1 Mineralizácia rastlinných častí-parametre programu

Step	Time	T1	T2	p	Power
1	00:15:00	200 °C	110 °C	45 bar	Max power
2	00:15:00	200 °C	110 °C	45 bar	Max power

3.4 Štatistické metódy

Na štatistické vyhodnotenie dosiahnutých výsledkov sme použili štatistický software STATISTICA program 9.0 Standard Plus CZ (StatSoft Inc., OK, USA). Metódu postup sme zvolili podľa autorov Markechová *et al.* (2011). Pre overenie normality rozdelenia výberových súborov (pH_{H2O}, pH_{KCl}, C_{ox}, humus) sme zvolili Shapiro-Wilkov test. Pre overenie štatistickej významnosti rozdielov medzi obdobiami (jar a jeseň) v 4 pozorovaných znakoch (pH_{H2O}, pH_{KCl}, C_{ox}, humus) sme použili neparametrickú alternatívu dvojvýberového *t*-testu – Mann-Whitneyho test (Wilcoxonov dvojvýberový test). Štatisticky sme vyhodnocovali spôsob využitia pôdy/faktor Lokalita (pôdna jednotka) a jeho štatisticky významnú odlišnosť v 3 pozorovaných znakoch (pH_{H2O}, pH_{KCl}, C_{ox}) pomocou Kruskal-Wallisovho testu. Sledovali sme aj korelačné vzťahy rizikových prvkov medzi

sebou v jednotlivých pôdnych jednotkách v jarnom a jesennom období sledovaných rokov a korelačné vzťahy medzi rizikovými prvkami a pôdnou reakciou. Pre výpočet stupňa závislosti sme použili *Koeficient poradovej korelácie* a hodnoty sme interpretovali nasledovne:

Ak $0 \leq |r| < 0,3$, medzi znakmi X a Y je nulový stupeň väzby.

Ak $0,3 \leq |r| < 0,5$, medzi znakmi X a Y je mierny stupeň väzby.

Ak $0,5 \leq |r| < 0,7$, medzi znakmi X a Y je významný stupeň väzby.

Ak $0,7 \leq |r| < 0,9$, hovoríme o vysokom stupni väzby medzi znakmi X, Y.

Ak $|r| \geq 0,9$, medzi znakmi X a Y je veľmi tesná väzba.

4 VÝSLEDKY A DISKUSIA

4.1 Obsah rizikových prvkov v pôdnych jednotkách

Na Slovensku je asi 20 000 hektárov kontaminovaných pôd, čo predstavuje 1 % z celkovej výmery pôdy. Ako uvádza Kobza (2015) prevažná časť z nich je kontaminovaná geogénnym vplyvom. Mnohé štúdie zistili, že rôzne spôsoby obrábania pôdy (Fritsch *et al.*, 2011; Schwarz *et al.*, 2012), zmena využívania pôdy (Wu *et al.*, 2013), pestované rastliny, okolité rieky a dopravné tepny (Ding *et al.*, 2017; Shen *et al.*, 2017), rozmanitosť využívania krajiny (Lin *et al.*, 2002) úzko súvisia práve s kontamináciou pôdy. Rizikové prvky sa môžu dostať do poľnohospodárskej pôdy prostredníctvom prírodných a antropogénnych procesov (aplikácia hnojív, agrochemikálií), ale aj atmosférickou depozíciou (Shi *et al.*, 2018). V pôdnom ekosystéme závisí toxicita a mobilita rizikových prvkov od rôznych faktorov (celková koncentrácia rizikových prvkov, špecifická chemická forma, stav viazania prvkov a vlastnosti). Vysoká koncentrácia rizikových prvkov pochádzajúca z atmosférických emisií ovplyvňuje aj ekologické funkcie pôdy (Chandrasekaran *et al.*, 2015).

Limitné hodnoty rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde sme hodnotili podľa zákona NR SR č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov, z vyhlášky 508/2004 Z. z. (Tabuľka 4.1-1).

Tabuľka 4.1-1 Limitné hodnoty rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde (v mg.kg⁻¹ suchej hmoty, rozklad lúčavkou kráľovskou) (Zákon NR SR č. 220/2004 Z. z., 2004)

Pôdny druh	kadmium	meď	olovo	zinok
piesočnato-hlinitá, hlinitá	0,70	60	70	150

4.1.1 Zmeny obsahu rizikových prvkov v ornej pôde *Lokalít I. - III:*

Rizikové prvky v pôdach majú vždy slabú priestorovú autokoreláciu v dôsledku zložitého vplyvu rôznych faktorov, čo sťažuje prevenciu a kontrolu opatrení proti znečisteniu (Zhao *et al.*, 2011). Preto je dôležité zisťovať priestorové rozloženie rizikových prvkov v pôdach na regionálnej úrovni. Cieľom je vykonávať dôkladné hodnotenie ľudských a ekologických rizík a podľa potreby vykonať účinné opatrenia na zmiernenie

znečistenia (Hou *et al.*, 2017). Obsah rizikových prvkov v pôde závisí od zvetrávania, materských hornín, procesov formovania a zloženia zložiek (Alloway, 2013). Typ pôdy, topografia, geológia a erózia ovplyvňujú koncentráciu a distribúciu rizikových prvkov v pôde (Valladares *et al.*, 2009).

V Prílohe 3 môžeme vidieť obsahy rizikových prvkov (Cd, Cu, Pb a Zn) v *Lokalite I.*, v Prílohe 4 *Lokalite II.* a v Prílohe 5 v *Lokalite III.*, ktoré boli využívané ako orné pôdy v ročných obdobiach Jar a Jeseň počas rokov 2017 - 2019.

Osevné postupy na sledovaných orných pôdach:

Na *Lokalitách I. - III.* (Jeseň 2016/Jar 2017) bolo prekyperenie do hĺbky 15 cm, kompaktorovanie, 200 kg.ha⁻¹ NPK, sejba pšenice tvrdej (*Triticum durum*), 200 kg.ha⁻¹ LAV, 200 kg.ha⁻¹ LAV, 120 kg.ha⁻¹ LAV, fungicíd Hutton, kombajnový zber, rozdrvená slama zapracovaná do pôdy (7 - 8 cm disky).

V období Jeseň 2017/Jar 2018 na *Lokalitách I. - III.* bola pestovaná kapusta repková pravá (*Brassica napus L.*), pred sejbou podrývanie do hĺbky 30 cm, kompaktorovanie, sejba, 200 kg.ha⁻¹ NPK, herbicíd Butisan 400 SC, fungicíd Albukol, na jar - 200 kg.ha⁻¹ DAM, 180 kg.ha⁻¹ LAV, 100 kg.ha⁻¹ DAM 390 + bór 1 kg, fungicíd Pictor, Boscalid, 2x insekticíd Decis ew 50, insekticíd Nurelle D.

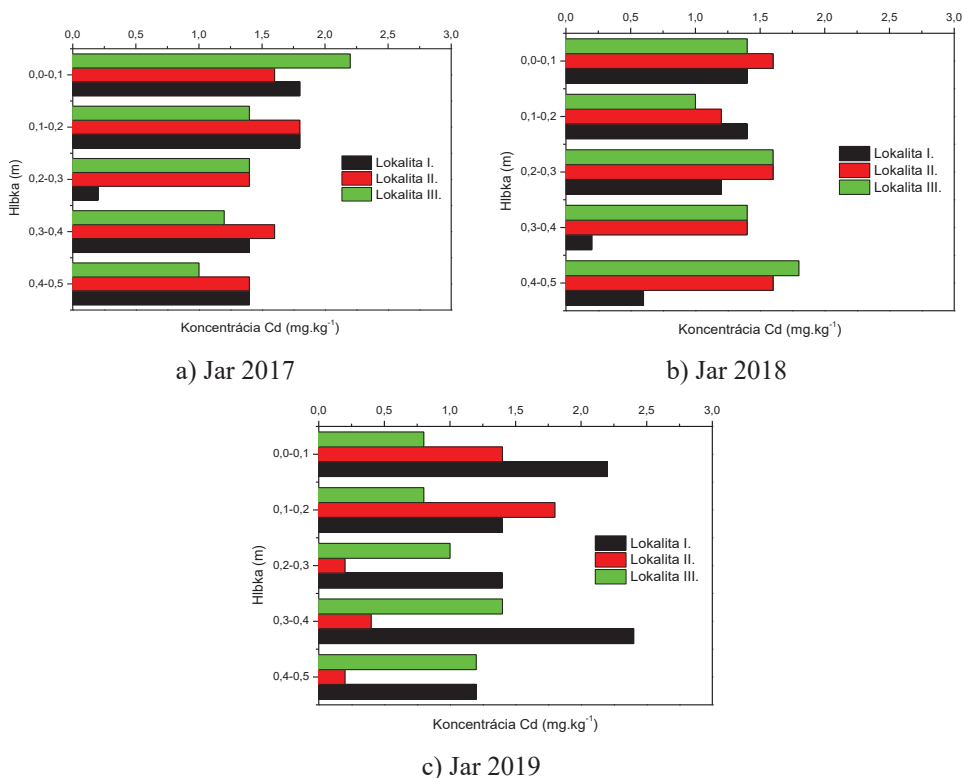
Na Jeseň 2018/Jar 2019 v sledovaných orných pôdach bolo prekyperenie do hĺbky 15 cm, kompaktor, 180 kg.ha⁻¹ NPK, sejba pšenice letnej formy ozimnej (*Triticum aestivum L.*), 150 kg.ha⁻¹ LAV, 200 kg.ha⁻¹ LAV, 200 kg.ha⁻¹ LAV, fungicíd Hutton, Tebuconzole, insekticíd Markate 50, zber kombajnový, slama zapracovaná do pôdy.

Koniec leta, začiatok Jesene 2019 na *Lokalitách I. - III.* podrývanie do hĺbky 30 cm, kompaktorovanie, sejba kapusty repkovej pravej (*Brassica napus L.*), 200 kg.ha⁻¹ NPK hnojivo

Obsah kadmia v pôdnych jednotkách sledovaných lokalít

V **jarnom období** (2017 - 2019) priemerný obsah **kadmia** v *Lokalite I.* bol 1,32 mg.kg⁻¹ v roku 2017; 0,96 mg.kg⁻¹ v roku 2018 a 1,72 mg.kg⁻¹ v roku 2019. V *Lokalite II.* mal priemerný obsah Cd v jarnom období v roku 2017 hodnotu 1,56 mg.kg⁻¹, v roku 2018 hodnotu 1,48 mg.kg⁻¹ a v roku 2019 mal hodnotu 0,80 mg.kg⁻¹. Priemerný obsah Cd

v *Lokalite III.* na Jar 2017 a 2018 bol 1,44 mg.kg⁻¹ a na Jar 2019 bol 1,04 mg.kg⁻¹. Z uvedených priemerných hodnôt Cd v jarnom období v *Lokalite I.* z roku 2017 na rok 2018 obsah klesol, ale z roku 2018 na rok 2019 výrazne stúpol. V *Lokalite II.* s rokmi priemerný obsah Cd v jarnom období klesal. V *Lokalite III.* sa priemerný obsah Cd v rokoch 2017 a 2018 pohyboval v rovnakých hodnotách, ale v roku 2019 priemerný obsah Cd klesol. Obsahy v jarnom období v sledovaných rokoch na orných pôdach sú sumarizované na obrázku 4.1.1-1.



Obrázok 4.1.1-1 Obsah kadmia v *Lokalitách I. - III.* (Jar, 2017 - 2019)

Najnižšia koncentrácia Cd počas sledovaných jarných období bola v *Lokalite I.* v roku 2017 (0,20 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,2 - 0,3 m) a v roku 2018 (hĺbka 0,3 - 0,4 m) a v *Lokalite II.* v roku 2019 (hĺbka 0,2 - 0,3 m a 0,4 - 0,5 m). Ďalšie koncentrácie Cd s nižšími hodnotami boli v *Lokalite I.* s hodnotou 0,60 mg.kg⁻¹ (hĺbka 0,4 - 0,5 m) v roku 2018 a v *Lokalite II.* s hodnotou 0,40 mg.kg⁻¹ v roku 2019 (hĺbka 0,3 - 0,4 m) Koncentrácie Cd boli pod limitnou

hodnotou za sledované roky (Jar a Jeseň). Najvyššia koncentrácia Cd rovná 2,40 mg.kg⁻¹ bola v jarnom období v roku 2019 v *Lokalite I.* (hĺbka 0,3 - 0,4 m).

V jarnom období s klesajúcou hĺbkou v *Lokalite I.* klesala koncentrácia Cd v roku 2017, 2018 a 2019, ale v tomto roku v hĺbke 0,3-0,4 m sa výrazne zvýšila a v hĺbke 0,4 - 0,5 m opäť klesla. V *Lokalite II.* s klesajúcou hĺbkou koncentrácia Cd na Jar 2017 a Jar 2018 kolísala (Príloha 4) a v roku 2019 z hĺbky 0,0 - 0,1 m do hĺbky 0,1 - 0,2 m koncentrácia stúpala a od hĺbky 0,2 - 0,3 m výrazne klesla pod limitnú hodnotu. V *Lokalite III.* v jarnom období koncentrácia Cd v roku 2017 s hĺbkou klesala, v roku 2018 sa koncentrácia menila a v roku 2019 s hĺbkou koncentrácia rástla (Príloha 5). Kontaminácia Cd v orných pôdach v jarnom období 2017 - 2019 klesala nasledovne: *Lokalita I.* > *Lokalita III.* > *Lokalita II.*

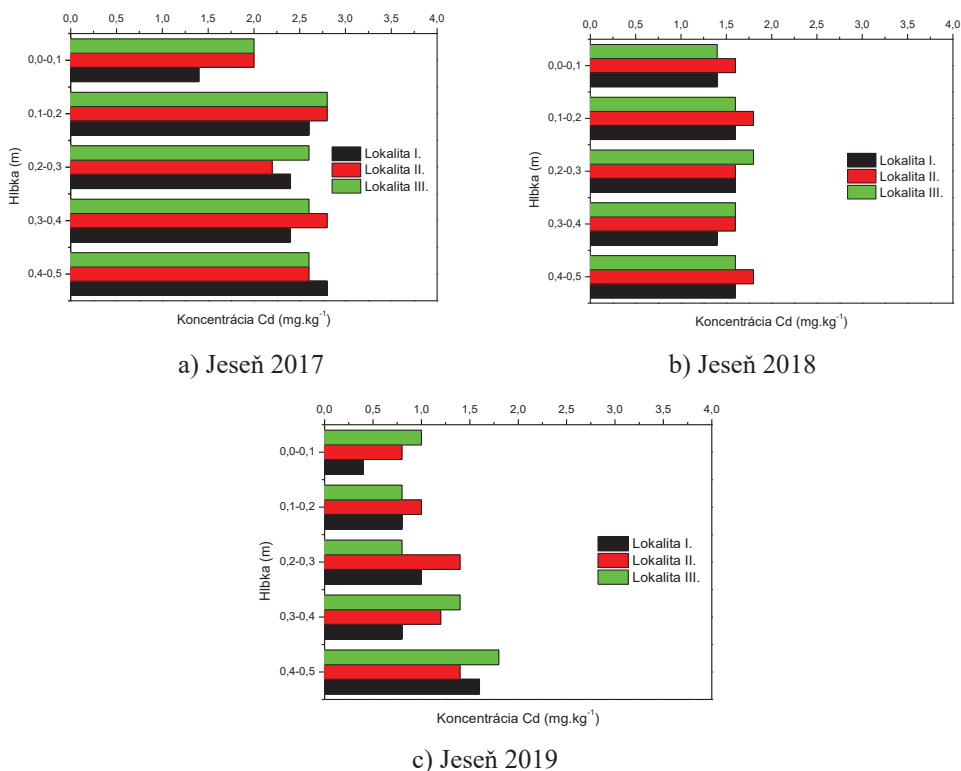
Limitná hodnota kadmia (0,70 mg.kg⁻¹) bola prekročená vo všetkých troch lokalitách (*Lokalita I.* - *III.*) využívaných ako orné pôdy. Priemerný obsah Cd v jarnom období za všetky tri sledované roky v *Lokalite I.* bol 1,33 mg.kg⁻¹ (prekročenie o 90 %), v *Lokalite II.* rovný 1,28 mg.kg⁻¹ (prekročenie o 82,9 %) a v *Lokalite III.* s hodnotou 1,31 mg.kg⁻¹ (prekročenie o 87,1 %).

V **jesennom období** v troch sledovaných rokoch bol priemerný obsah **kadmia** v *Lokalite I.* 2,32 mg.kg⁻¹ v roku 2017, 1,52 mg.kg⁻¹ v roku 2018 a 0,92 mg.kg⁻¹ v roku 2019. V *Lokalite II.* mal priemerný obsah Cd v jesennom období v roku 2017 hodnotu 2,48 mg.kg⁻¹, v roku 2018 hodnotu 1,68 mg.kg⁻¹ a v poslednom roku 2019 hodnotu 1,16 mg.kg⁻¹. Priemerný obsah Cd v *Lokalite III.* na Jeseň 2017 bol 2,52 mg.kg⁻¹, na Jeseň 2018 bol 1,60 mg.kg⁻¹ a na Jeseň 2019 bol 1,16 mg.kg⁻¹. Z uvedených priemerných hodnôt Cd v jesennom období s rokmi v sledovaných orných pôdach obsah klesal (Obrázok 4.1.1-2).

Najnižšia koncentrácia Cd počas sledovaných jesenných období bola v *Lokalite I.* v roku 2019 (0,40 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,0 - 0,1 m). Najvyššia koncentrácia Cd rovná 2,80 mg.kg⁻¹ bola zaznamenaná v lokalitách, ktoré sú využívané ako orné pôdy na Jeseň 2017 (*Lokalita I.* hĺbka 0,4 - 0,5 m; *Lokalita II.* hĺbka 0,1 - 0,2 m a 0,3 - 0,4 m, *Lokalita III.* hĺbka 0,1 - 0,2 m).

V *Lokalite I.* v jesennom období v roku 2017 s hĺbkou koncentrácia Cd stúpala, v roku 2018 kolísala v hĺbkach a v roku 2019 s hĺbkou koncentrácia Cd stúpala. V *Lokalite II.* v jesennom období koncentrácie Cd v roku 2017 a 2018 kolísali v hĺbkach a v roku 2019 s klesajúcou hĺbkou koncentrácia Cd stúpala. V *Lokalite III.* na Jeseň 2017 v prvých dvoch hĺbkach koncentrácia Cd stúpala a potom od hĺbky 0,2 - 0,3 m mierne klesla a ostala

nezmenená vo zvyšných sledovaných hĺbkach, na Jeseň 2018 v hĺbkach rôzne kolísali koncentrácie Cd a v roku 2019 s hĺbkou koncentrácia klesla a od hĺbky 0,3 - 0,4 m opäť stúpila. Koncentrácie Cd v jednotlivých hĺbkach v jesennom období môžeme vidieť na obrázku 4.1.1-2.



Obrázok 4.1.1-2 Obsah kadmia v *Lokalitách I. - III.* (Jeseň, 2017 - 2019)

Limitná hodnota kadmia ($0,70 \text{ mg.kg}^{-1}$) bola prekročená vo všetkých troch sledovaných orných pôdach v jesennom období. Priemerný obsah Cd v tomto období za všetky sledované roky bol najvyšší v *Lokalite II.* s hodnotou $1,77 \text{ mg.kg}^{-1}$ (prekročenie o 152,9 %), po nej nasledovala *Lokalita III.* s hodnotou $1,76 \text{ mg.kg}^{-1}$ (prekročenie o 151,4 %) a *Lokalita I.* s hodnotou $1,59 \text{ mg.kg}^{-1}$ (prekročenie o 127,1 %).

Kadmium je potenciálne nebezpečným prvkom v životnom prostredí a môže sa uvoľňovať do poľnohospodárskych pôd antropogénnymi činnosťami (Jing *et al.*, 2020).

Sledované orné pôdy sa nachádzajú v blízkosti obývaných domov. Autori Luo *et al.* (2019) zistili, že spaľovanie uhlia na vykurovanie v chladnejších obdobiach prispieva k zvyšovaniu Cd v pôde prostredníctvom suchej a mokrej depozície. Atmosférický depozit

môže byť hlavným zdrojom Cd v pôde, a preto by sa mala zaviesť prísnejšia regulácia emisii popola počas procesu spaľovania uhlia, aby sa zmiernil rastúci trend tohto rizikového prvku v poľnohospodárskej pôde (Shao *et al.*, 2016). Okrem toho antropogénne zdroje potenciálne rizikových prvkov pre pôdy predstavujú aj skládky odpadov, odpadové kaly a poľnohospodárska výroba (hnojivá).

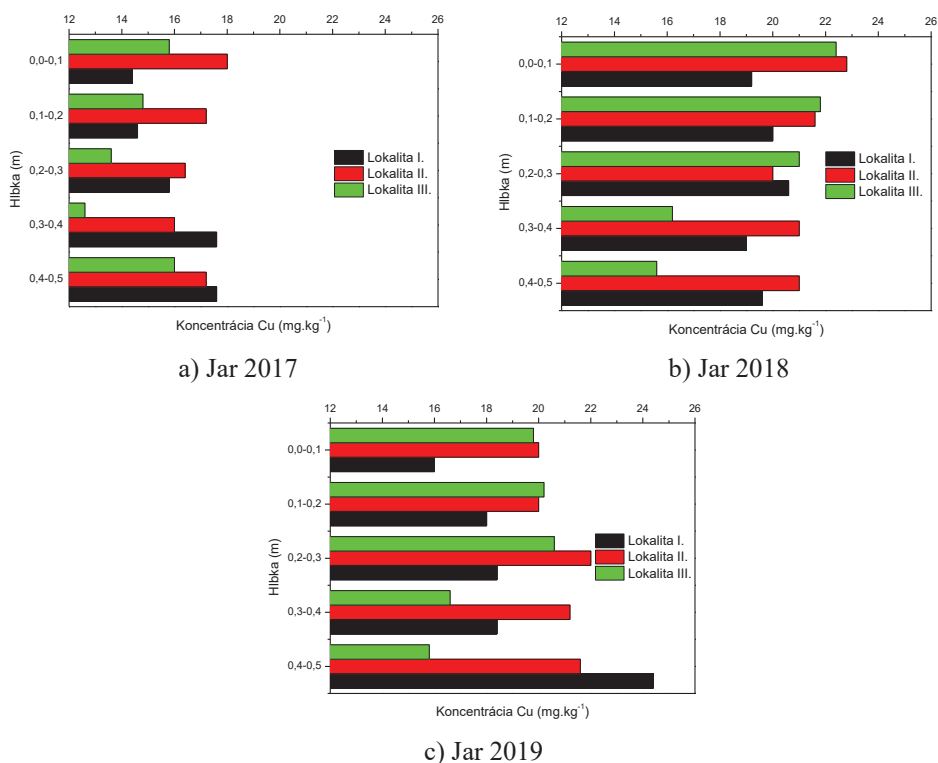
Európska populácia má priemerný denný príjem Cd približne 35 % odporúčaného maxima. Väčšina Cd vstupuje do ľudského organizmu s pomocou potravín. Kadmium sa akumuluje v potravinách z pôdy, a preto sú potrebné opatrenia na ochranu pôdy, na zlepšenie súčasnej situácie, napr. kontrolou Cd vo fosforečných hnojivách (Tóth *et al.*, 2016). Kontaminácia pôd Cd môže byť spôsobená používaním veľkého množstva anorganických hnojív, najmä hnojív s fosforom (Huang *et al.*, 2006).

Autori Yuanan *et al.* (2020) uvádzajú, že Cd z dôvodu vysokých hodnôt koncentrácie v pôde ako aj vysokej toxicity v porovnaní s ostatnými rizikovými prvkami predstavuje najzávažnejšie potenciálne ekologické riziko. Aj v nami sledovaných orných pôdach dosahoval obsah Cd vyššie hodnoty počas rokov 2017-2018, avšak v roku 2019 klesol pod povolenú limitnú hodnotu.

Kadmium a ďalšie rizikové prvky zostávajú v pôde počas dlhého obdobia a majú potenciál ovplyvňovať vlastnosti pôdy (Ren *et al.*, 2018). Rozpustnosť Cd v pôde je ovplyvnená fyzikálnymi a chemickými vlastnosťami pôdy (pôdna reakcia, organický uhlík) (Degryse *et al.*, 2009). Kadmium je toxickým prvkom pre život, podobne ako Pb (Liu *et al.*, 2020b). Nadbytok Cd v ľudskom tele je škodlivý. Môže v ňom zotrvať okolo 20 - 30 rokov. Ako uvádzajú Ghosh, Indra (2018) je škodlivý pre obličky, srdce, svaly a mozog.

Obsah medi v pôdnych jednotkách sledovaných lokalít

V sledovaných **jarných obdobiach** priemerný obsah **medi** v *Lokalite I.* v roku 2017 bol 16,00 mg.kg⁻¹, v roku 2018 bol 19,68 mg.kg⁻¹ a v roku 2019 bol 19,04 mg.kg⁻¹. V *Lokalite II.* bol priemerný obsah Cu v jarných obdobiach nasledovný: 16,96 mg.kg⁻¹ v roku 2017; 21,28 mg.kg⁻¹ v roku 2018 a 20,96 mg.kg⁻¹ v roku 2019. *Lokalita III.* mala priemerný obsah Cu v jarnom období v roku 2017 s hodnotou 14,56 mg.kg⁻¹, v roku 2018 s hodnotou 19,40 mg.kg⁻¹ a v roku 2019 s hodnotou 18,60 mg.kg⁻¹. Z uvedených priemerných hodnôt Cu v jarnom období z roku 2017 na rok 2018 obsah výraznejšie stúpol a z roku 2018 na rok 2019 mierne klesol vo všetkých troch sledovaných orných pôdach (Obrázok 4.1.1-3).



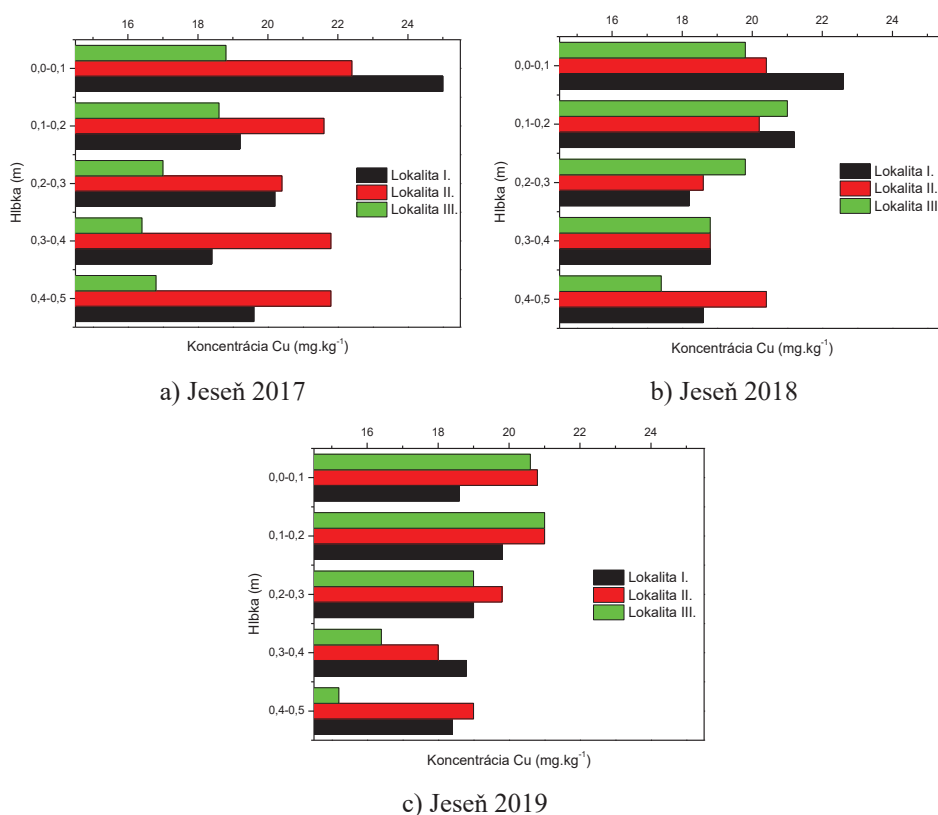
Obrázok 4.1.1-3 Obsah medi v *Lokalitách I. - III.* (Jar, 2017 - 2019)

Najvyššia koncentrácia Cu počas jarých období v orných pôdach bola v *Lokalite I.* v roku 2019 (24,40 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,4 - 0,5 m) a najnižšia koncentrácia bola v *Lokalite III.* (12,60 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,3 - 0,4 m) v roku 2017.

V jarom období v *Lokalite I.* koncentrácia Cu s klesajúcou hĺbkou v roku 2017 a 2019 stúpala a v roku 2018 bola relatívne vyrovnaná. V *Lokalite II.* v jarom období v roku 2017 a v roku 2018 s hĺbkou koncentrácia Cu klesala a v roku 2019 s klesajúcou hĺbkou koncentrácia stúpala. V *Lokalite III.* v roku 2017 koncentrácia Cu v jarom období s klesajúcou hĺbkou klesala, ale v hĺbke 0,4 - 0,5 m stúpala. Dôvodom môže byť vplyv prírodného geologického podložia, jeho mineralogického resp. geochemického charakteru alebo podzemnej vody. Hodnoty koncentrácie Cu v roku 2018 boli najvyššie v hĺbke 0,0 - 0,1 m a s klesajúcou hĺbkou postupne klesali. Hodnoty koncentrácia Cu v roku 2019 s klesajúcou hĺbkou mierne vzrástli s výnimkou hĺbky 0,2 - 0,3 m a v hĺbke 0,3 - 0,4 m opäť klesli. Tieto zmeny koncentrácie v povrchových vrstvách mohli byť spôsobené antropogénnymi emisiami, hnojivami, prípadne pesticídmi. Koncentrácia Cu v jarom období v sledovaných rokoch môžeme vidieť aj na obrázku 4.1.1-3.

Limitná hodnota pre meď (60 mg.kg^{-1}) nebola prekročená za jaré obdobie rokov 2017 - 2019 v sledovaných orných pôdach. Priemerný obsah Cu v sledovaných lokalitách v tomto období klesal nasledovne: *Lokalita II.* ($19,73 \text{ mg.kg}^{-1}$) > *Lokalita I.* ($18,24 \text{ mg.kg}^{-1}$) > *Lokalita III.* ($17,52 \text{ mg.kg}^{-1}$).

V sledovaných **jesenných obdobiach** bol priemerný obsah **medi** v *Lokalite I.* v roku 2017 s hodnotou $20,48 \text{ mg.kg}^{-1}$, v roku 2018 s hodnotou $19,88 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v roku 2019 s hodnotou $18,92 \text{ mg.kg}^{-1}$. V *Lokalite II.* bol priemerný obsah Cu v jesenných obdobiach nasledovný: v roku 2017 bol priemerný obsah $21,60 \text{ mg.kg}^{-1}$, v roku 2018 bol $19,68 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v roku 2019 bol priemerný obsah Cu $19,72 \text{ mg.kg}^{-1}$. *Lokalita III.* mala priemerný obsah Cu v jesennom období $17,52 \text{ mg.kg}^{-1}$ v roku 2017; $19,36 \text{ mg.kg}^{-1}$ v roku 2018 a $18,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ v roku 2019.



Obrázok 4.1.1-4 Obsah medi v *Lokalitách I. - III.* (Jeseň, 2017 - 2019)

Z uvedených priemerných hodnôt medi v jesennom období v *Lokalite I.* obsah s rokmi klesal, v *Lokalite II.* z roku 2017 na rok 2018 klesol a z roku 2018 na rok 2019 len minimálne stúpol, a v *Lokalite III.* obsah z roku 2017 na rok 2018 stúpol a z roku 2018 na rok 2019 klesol. Obsah Cu môžeme v jesennom období vidieť na obrázku 4.1.1-4.

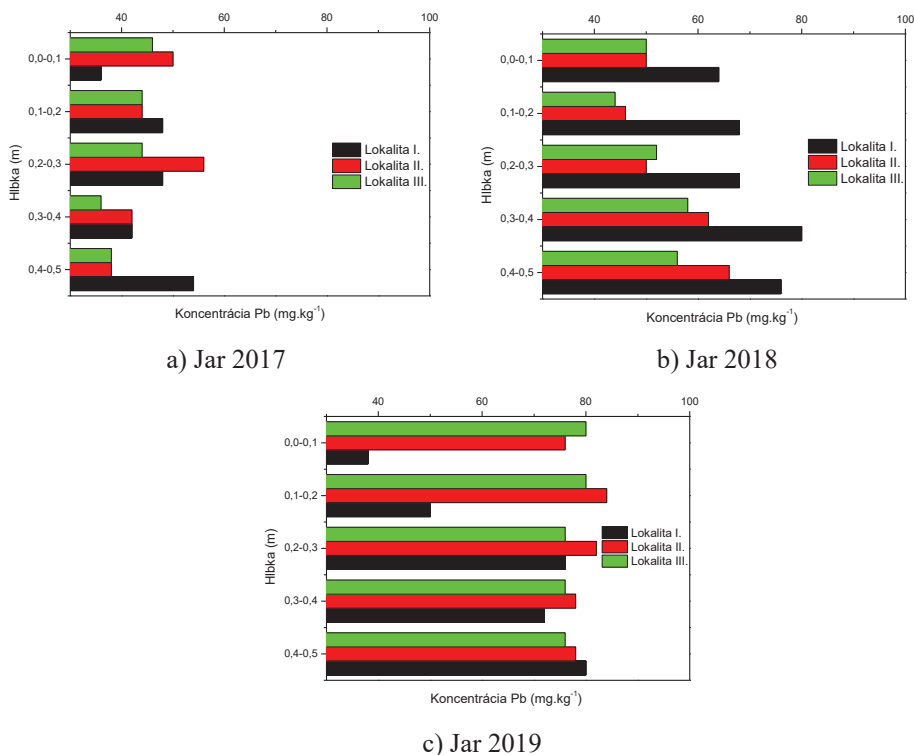
Prirodzený obsah Cu v pôde determinuje jej obsah v materských horninách a pôdotvorné procesy. Dochádza tak k prerozdeleniu Cu vo vnútri pôdneho profilu, ako aj k výraznej akumulácii Cu v povrchovom horizonte pôd vzhľadom na afinitu Cu k organickej hmote. Zdrojom kontaminácie pôdy Cu môžu byť agrochemikálie obsahujúce Cu, ako aj emisie z priemyslu (Makovníková *et al.*, 2006).

Meď je kontaminant rozptýlený v systéme pôda-voda rôznymi antropogénnymi činnosťami. Používanie pesticídov obsahujúcich Cu v poľnohospodárstve môže viesť k prenosu podstatného množstva Cu do ornej pôdy (Balint *et al.*, 2015).

Prítomnosť vysokého obsahu Cu v pôde môže mať mnoho nepriaznivých účinkov na zdravie pôdy. Vysoké koncentrácie Cu v pôde nie len výrazne znižujú aktivitu ureázy a dehydrogenázy v pôde, ale tiež spôsobujú, že sa pôdne mikrobiálne spoločenstvá stanú rezistentnými na Cu a antibiotiká (Li *et al.*, 2015b).

Obsah olova v pôdnych jednotkách lokalít

Priemerný obsah **olova** v **jarnom období** v *Lokalite I.* bol 45,60 mg.kg⁻¹ v roku 2017, 71,20 mg.kg⁻¹ (prekročenie limitnej hodnoty o 1,7 %) v roku 2018 a 63,20 mg.kg⁻¹ v roku 2019. V *Lokalite II.* mal priemerný obsah Pb v jarnom období hodnotu 46,00 mg.kg⁻¹ v roku 2017, hodnotu 54,80 mg.kg⁻¹ v roku 2018 a hodnotu 79,60 mg.kg⁻¹ (prekročenie limitnej hodnoty o 13,7 %) v roku 2019. Priemerný obsah Pb v *Lokalite III.* bol rovný 41,60 mg.kg⁻¹ na Jar 2017, 52,00 mg.kg⁻¹ na Jar 2018 a 77,60 mg.kg⁻¹ (prekročenie limitnej hodnoty o 10,9 %) na Jar 2019. Z priemerných hodnôt Pb v jarnom období v *Lokalite I.* z roku 2017 na rok 2018 obsah stúpol a v roku 2019 klesol. V *Lokalitách II.a III.* počas sledovaných rokov v jarnom období stúpala obsah Pb. Na obrázku 4.1.1-5 môžeme vidieť obsah Pb v jarnom období v sledovaných rokoch na orných pôdach.



Obrázok 4.1.1-5 Obsah olova v *Lokalitách I - III.* (Jar, 2017 - 2019)

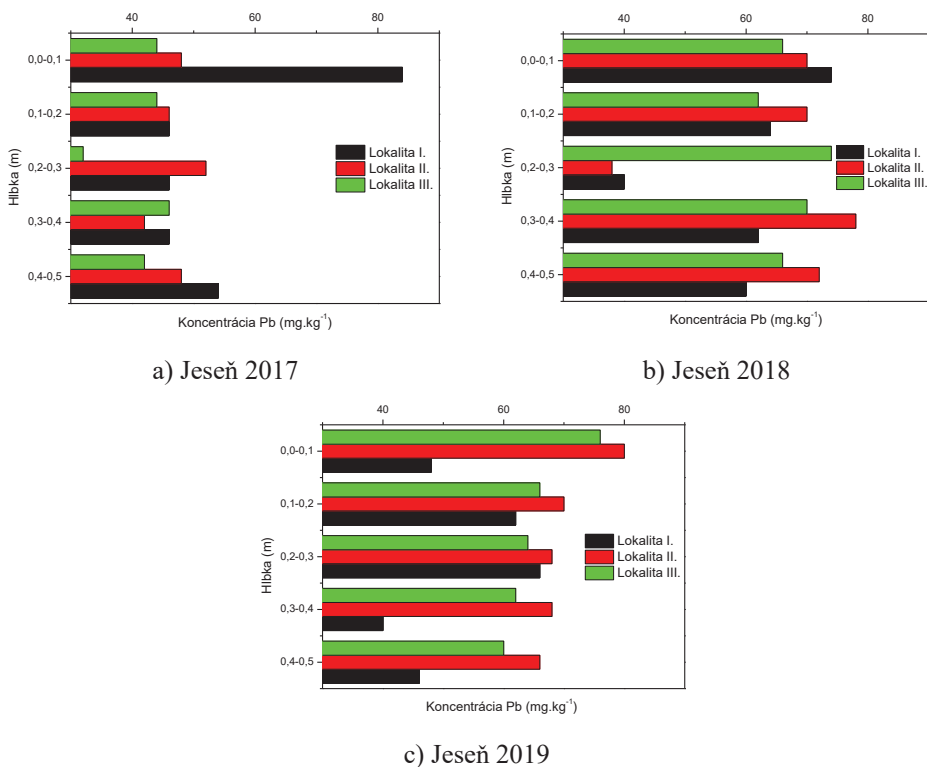
Najnižšia koncentrácia Pb v jarnom období bola v *Lokalite I.* v hĺbke 0,0 - 0,1 m a v *Lokalite III.* v hĺbke 0,3 - 0,4 m ($36,00 \text{ mg.kg}^{-1}$) v roku 2017. Najvyššia koncentrácia bola zaznamenaná v *Lokalite II.* rovná $84,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ (hĺbka 0,1 - 0,2 m) v roku 2019.

S klesajúcou hĺbkou v jarnom období v *Lokalite I.* stúpala koncentrácia Pb vo všetkých troch sledovaných rokoch. V *Lokalitách II. - III.* v roku 2017 s hĺbkou koncentrácia klesala, v roku 2018 s hĺbkou koncentrácia stúpala. V roku 2019 počas jari v *Lokalite II.* od hĺbky 0,0 - 0,1 m do hĺbky 0,2 - 0,3 m koncentrácia Pb stúpala a od hĺbky 0,3 - 0,4 do hĺbky 0,4 - 0,5 m klesla. V *Lokalite III.* na Jar 2019 s klesajúcou hĺbkou klesala aj koncentrácia Pb. Koncentrácie Pb v jarnom období sú znázornené na obrázku 4.1.1-5.

Limitná hodnota olova (70 mg.kg^{-1}) bola prekročená v *Lokalite I.* na Jar 2018 v hĺbke 0,3-0,4 m ($80,00 \text{ mg.kg}^{-1}$) a v hĺbke 0,4-0,5 m ($76,00 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nadlimitné hodnoty Pb boli zistené, na Jar 2019 ($76,00 \text{ mg.kg}^{-1}$, hĺbka 0,2 - 0,3 m; $72,00 \text{ mg.kg}^{-1}$, hĺbka 0,3 - 0,4 m; $80,00 \text{ mg.kg}^{-1}$, hĺbka 0,4 - 0,5 m) (Príloha 3). V *Lokalitách II. a III.* bola limitná hodnota prekročená vo všetkých hĺbkach na Jar 2019 (Prílohy 4 - 5). V jarnom období 2017 - 2019

priemerný obsah Pb klesal v sledovaných orných pôdach nasledovne: *Lokalita II.* (60,13 mg.kg⁻¹) > *Lokalita I.* (60,00 mg.kg⁻¹) > *Lokalita III.* (57,07 mg.kg⁻¹).

Priemerný obsah olova v jeseňných obdobiach bol v *Lokalite I.* v roku 2017 (55,20 mg.kg⁻¹), v roku 2018 (60,00 mg.kg⁻¹) a v roku 2019 (52,40 mg.kg⁻¹). V *Lokalite II.* bol priemerný obsah Pb v jesennom období nasledovný: 47,20 mg.kg⁻¹ v roku 2017, 65,60 mg.kg⁻¹ v roku 2018 70,40 mg.kg⁻¹ (prekročenie limitnej hodnoty o 0,6 %) a v roku 2019. V jesennom období v *Lokalite III.* priemerný obsah Pb v roku 2017 bol 41,60 mg.kg⁻¹, v roku 2018 bol 67,60 mg.kg⁻¹ a v roku 2019 bol 65,60 mg.kg⁻¹. Z priemerných hodnôt Pb v jesennom období môžeme vidieť, že v *Lokalitách I.* a *III.* z roku 2017 na rok 2018 obsah stúpol a z roku 2018 na rok 2019 obsah klesol. V *Lokalite II.* priemerný obsah Pb s rokmi v jesennom období stúpal. Koncentrácie Pb v jesennom období (2017 - 2019) v orných pôdach na *Lokalitách I. - III.* sú znázornené v obrázku 4.1.1-6.



Obrázok 4.1.1-6 Obsah Pb v *Lokalitách I. - III.* (Jeseň, 2017 - 2019)

Najvyššia koncentrácia Pb v jesennom období bola v *Lokalite I.* ($84,00 \text{ mg.kg}^{-1}$; hĺbka 0,0 - 0,1 m; prekročenie limitnej hodnoty o 20 %) v roku 2017. Najnižšia koncentrácia Pb v jesennom období bola v *Lokalite III.* ($32,00 \text{ mg.kg}^{-1}$; hĺbka 0,2 - 0,3 m) v roku 2017.

Koncentrácia olova mala s klesajúcou hĺbkou kolísavé hodnoty v *Lokalite I.* vo všetkých sledovaných jesenných obdobiach. *Lokality II. - III.* mali kolísavé hodnoty koncentrácie Pb s klesajúcou hĺbkou na Jeseň 2017 a 2018. V roku 2019 s klesajúcou hĺbkou v jesennom období klesala aj koncentrácia Pb v *Lokalitách II. - III.*

V priemernom obsahu Pb za všetky sledované roky v jesennom období limitná hodnota (70 mg.kg^{-1}) nebola prekročená. Priemerný obsah Pb na jeseň vo všetkých troch rokoch bol v *Lokalite I.* s hodnotou $55,87 \text{ mg.kg}^{-1}$, v *Lokalite II.* s hodnotou $61,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v *Lokalite III.* s hodnotou $58,27 \text{ mg.kg}^{-1}$. Na základe uvedených priemerných hodnôt môžeme zoradiť orné pôdy v jesennom období v sledovaných rokoch podľa kontaminácie Pb nasledovne: *Lokalita II.* > *Lokalita III.* > *Lokalita I.* Hoci v priemerných obsahoch limitná hodnota Pb nebola prekročená, v niektorých hĺbkach v jesennom období koncentrácia Pb prekročila limitné hodnoty (Prílohy 3 - 5).

Obmedzená mobilita a silné zlučenie Pb v organických látkach vedie k bioakumulácii tohto prvku v horizontoch povrchovej pôdy bohatej na humus a neumožňuje prenos znečistenia z ornice do podložia (Roca *et al.*, 2012). Olovo vykazuje afinitu k tvorbe komplexov s nerozpustnými humínovými látkami v dôsledku čoho dochádza k jeho fixácii (mobilizácii) vo vrchnej 50 mm humusovej vrstve pôdy. V hlbších horizontoch obsah Pb klesá (Dadová, 2015).

Autori Liu *et al.* (2020b) vo svojej štúdií zaznamenali vyššiu koncentráciu Pb a Cd. Uvádzajú, že koncentrácie rizikových prvkov v pôde budú v konečnom dôsledku nebezpečné pre ľudské zdravie. Najpravdepodobnejšou cestou kovov do ľudského organizmu je konzumácia rastlín a rastlinných produktov. V systéme pôda-rastlina prechádzajú kovy z pôdy do koreňov rastlín, z nich do výhonkov a konzumáciou z rastlín do ľudského organizmu. Osobitná pozornosť by sa mala venovať Pb z dôvodu jeho kontaminácie pôdy a možného ekologického rizika. Okrem toho nie je Pb podstatným prvkom, ale skôr toxickým pre život a môže sa hromadiť v organizmoch.

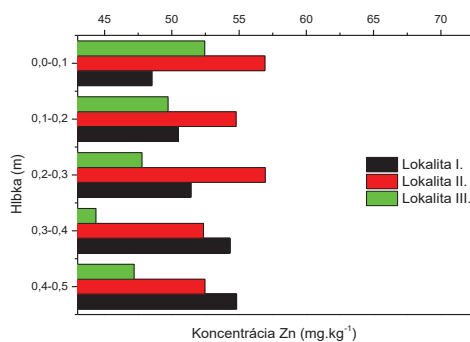
Limitná hodnota Pb bola prekročená na Jeseň 2017 a 2018 v *Lokalite I.*, na Jeseň 2019 v *Lokalite II.* a v roku 2019 na Jar a Jeseň v *Lokalite III.*

Obsah zinku v pôdnych jednotkách sledovaných lokalít

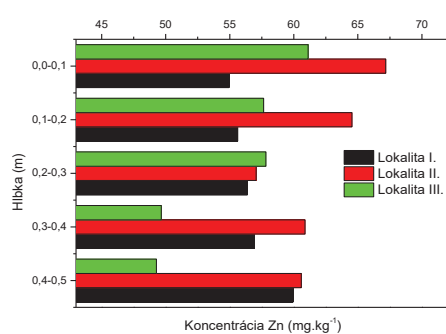
V **jarných obdobiach** bol priemerný obsah **zinku** v *Lokalite I.* nasledovný: rok 2017 s obsahom 51,91 mg.kg⁻¹; rok 2018 s obsahom 56,76 mg.kg⁻¹; rok 2019 s obsahom 65,68 mg.kg⁻¹. V *Lokalite II.* boli priemerné hodnoty obsahov Zn: 54,69 mg.kg⁻¹ v roku 2017; 62,05 mg.kg⁻¹ v roku 2018 a 63,56 mg.kg⁻¹ v roku 2019. Priemerný obsah Zn v *Lokalite III.* bol 48,30 mg.kg⁻¹ v roku 2017; 55,10 mg.kg⁻¹ v roku 2018 a 57,20 mg.kg⁻¹ v roku 2019. Z uvedených priemerných hodnôt obsahu Zn v jarnom období v sledovaných rokoch a obrázku 4.1.1-7 môžeme vidieť, že s rokmi stúpal priemerný obsah Zn v *Lokalitách I. - III.*

Najnižšia koncentrácia Zn v sledovaných orných pôdach bola v *Lokalite III.* (44,36 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,3 - 0,4 m) na Jar 2017. Najvyššia koncentrácia Zn bola zaznamenaná v *Lokalite I.* (70,56 mg.kg⁻¹; hĺbke 0,4 - 0,5 m) na Jar 2019.

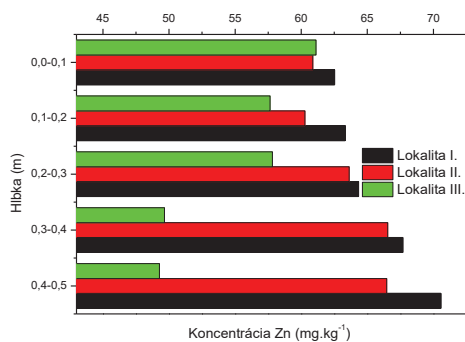
V *Lokalite I.* v jarnom období v rokoch 2017 - 2019 s klesajúcou hĺbkou koncentrácia Zn stúpala. V *Lokalite II.* v jarnom období v roku 2017 a 2018 s klesajúcou hĺbkou klesala aj koncentrácia Zn a na Jar 2019 s klesajúcou hĺbkou koncentrácia Zn stúpala. V *Lokalite III.* na Jar 2017 a 2018 klesala koncentrácia Zn s klesajúcou hĺbkou. Na Jar 2019 od hĺbky 0,0 - 0,1 m do hĺbky 0,2 - 0,3 m stúpala a od hĺbky 0,3 - 0,4 m do hĺbky 0,4 - 0,5 m klesala. Klesanie alebo stúpanie v jednotlivých lokalitách môžeme vidieť na obrázku 4.1.1-7.



a) Jar 2017



b) Jar 2018



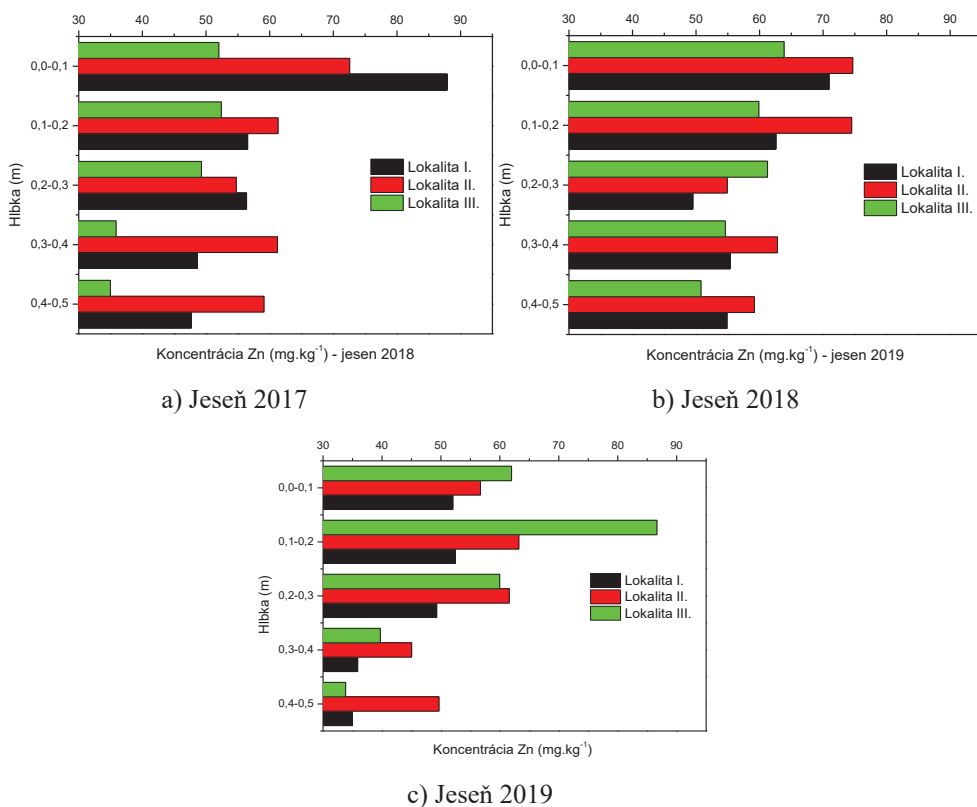
c) Jar 2019

Obrázok 4.1.1-7 Obsah zinku v *Lokalitách I. - III.* (Jar, 2017 - 2019)

Kontaminácia Zn mohla byť ovplyvnená povrchovými horizontmi (prídavok hnojív) (Baize, Sterckeman, 2001) a tak isto aj pôdnou jednotkou.

Limitná hodnota zinku (150 mg.kg^{-1}) v sledovaných orných pôdach nebola za celé jarné obdobie 2017 - 2019 prekročená. Najvyšší priemerný obsah v jarnom období rokov 2017 - 2019 bol v *Lokalite II.* ($60,10 \text{ mg.kg}^{-1}$), potom nasledovala *Lokalita I.* ($58,12 \text{ mg.kg}^{-1}$) a nakoniec *Lokalita III.* ($53,53 \text{ mg.kg}^{-1}$).

V **jesennom období** bol priemerný obsah **zinku** v *Lokalite I.* $59,42 \text{ mg.kg}^{-1}$, v roku 2017; $58,64 \text{ mg.kg}^{-1}$, v roku 2018 a $44,90 \text{ mg.kg}^{-1}$ v roku 2019. V *Lokalite II.* v jesennom období v roku 2017 mal priemerný obsah Zn hodnotu $61,80 \text{ mg.kg}^{-1}$; v roku 2018 hodnotu $65,22 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v roku 2019 bol s hodnotou $55,24 \text{ mg.kg}^{-1}$. Priemerný obsah Zn v *Lokalite III.* v roku 2017 bol $52,10 \text{ mg.kg}^{-1}$; v roku 2018 bol $58,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ a v poslednom roku 2019 bol $56,44 \text{ mg.kg}^{-1}$. Z uvedených priemerných hodnôt Zn v jesennom období v sledovaných rokoch v *Lokalite I.* klesal, v *Lokalitách II.* a *III.* v jesennom období od roku 2017 do roku 2018 stúpol a v roku 2019 klesol. Obsah Zn môžeme vidieť na obrázku 4.1.1-8.



Obrázok 4.1.1-8 Obsah zinku v *Lokalitách I. - III.* (Jeseň, 2017 - 2019)

Najvyššia koncentrácia Zn bola zaznamenaná v *Lokalite I.* na Jeseň 2017 (87,90 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,0 - 0,1 m). Najnižšia koncentrácia Zn v sledovaných orných pôdach bola v *Lokalite III.* na Jeseň 2019 (33,84 mg.kg⁻¹; hĺbka 0,4 - 0,5 m).

Na Jeseň 2017 s klesajúcou hĺbkou klesala aj koncentrácia Zn vo všetkých troch sledovaných orných pôdach. Na Jeseň 2018 klesala koncentrácia Zn s hĺbkou v *Lokalitách I.* a *III.*, a v *Lokalite II.* koncentrácia s hĺbkou klesala (0,0 - 0,3 m), potom mierne stúpala v hĺbke 0,3 - 0,4 m a v hĺbke 0,4 - 0,5 m opäť klesla. Na Jeseň 2019 v *Lokalite I.* s klesajúcou hĺbkou klesala koncentrácia Zn, v *Lokalite II.* boli koncentrácie Zn s klesajúcou hĺbkou rôzne a v *Lokalite III.* koncentrácia Zn v prvých dvoch hĺbkach stúpala a od hĺbky 0,2 - 0,3 m do hĺbky 0,4 - 0,5 m klesala. Klesanie alebo stúpanie koncentrácie Zn v orných pôdach v jednotlivých hĺbkach môžeme vidieť na obrázku 4.1.1-8.

Limitná hodnota zinku (150 mg.kg⁻¹) v sledovaných orných pôdach nebola za celé jesenné obdobie 2017 - 2019 prekročená. Najvyšší priemerný obsah v jesennom období

rokov 2017 - 2019 bol v *Lokalite II.* (60,75 mg.kg⁻¹), potom nasledovala *Lokalita III.* (55,54 mg.kg⁻¹) a nakoniec *Lokalita I.* (54,32 mg.kg⁻¹).

Správanie Zn v pôde a jeho dostupnosť pre plodiny závisí od koncentrácie a percentuálneho podielu každej jeho zlúčeniny. Okrem toho, že sa Zn v pôde vyskytuje ako voľný prvok alebo chelátový komplex v pôdnom roztoku, môže byť adsorbovaný na povrchu tuhých častíc, ako je uhličitan, oxidy kovov železa, hliníka, mangánu a organických materiálov (Liu *et al.*, 2020a).

So zvyšujúcou sa industrializáciou a urbanizáciou sa postupne zvyšuje kontaminácia pôdy Zn, čo môže mať za následok škodlivé účinky na ekologickú bezpečnosť vrátane rastu rastlín (Li *et al.*, 2015). V sledovaných *Lokalitách II. - III.* sme nezaznamenali výrazný nárast obsahu Zn v pôde a ani prekročenie limitných hodnôt za celé sledované obdobie. Priemerné obsahy Zn dokonca nedosiahli ani 50 % hodnotu z povolenej limitnej hodnoty v poľnohospodársky využívannej pôde.

Nedostatok Zn v pôde môžu ovplyvňovať pôdne faktory, vysoké hodnoty pH, vysoké koncentrácie vápnika a uhličitanu vápenatému (CaCO₃) a jeho nadbytok v pôde môže byť spôsobený buď geologickým alebo antropogénnym pôvodom. Je však potrebné poznamenať, že rôzne zlúčeniny Zn sa absorbujú rôznymi rýchlosťami, čo môže mať za následok rôzne riziko toxicity v závislosti od miestnych podmienok (Alloway, 2008). Opotrebovanie pneumatík na vozidlách vytvára prach s obsahom Zn, ktorý vstupuje do atmosféry a prísady v mazivách používaných v motorových vozidlách tiež obsahujú Zn (Weerasundara *et al.*, 2017). Zinok v *Lokalitách II. - III.* môže pochádzať aj z týchto zdrojov, nakoľko obe lokality sa nachádzajú v blízkosti cesty pre motorové vozidlá. Prach obsahujúci rizikové prvky môže zvyšovať ich obsah v pôde vplyvom suchej alebo mokrej depozície s následnou kumuláciou (Wang *et al.*, 2020a). Hu *et al.* (2018) zistili, že najčastejším rizikovým prvkom v atmosférickej depozícii je Zn po ňom nasledovalo Pb > Cu > Cd. Akumulácia Zn v pôdach je spojená s dopravou (opotrebovanie automobilových pneumatík - bodový zdroj akumulácie).

4.1.2 Hodnoty rizikových prvkov v pôdnych jednotkách *Lokalít I. - III.*

V sledovaných lokalitách (*Lokalita I. - III.*) sa používali prípravky na základné hnojenie a ochranu rastlín (herbicíd: Butisan 400 SC; fungicídy: Hutton, Albukol, Pictor, Boscalid; insekticídy: Decis ew 500, Nurelle D). Analyzované rizikové prvky môžu pochádzať

z prípravkov, ktoré sa používali na sledovaných lokalitách, ale tiež môžu pochádzať z prípravkov, ktoré používali na okolitých pozemkoch a z atmosférickej depozície.

V štúdiu Wanga *et al.* (2020b), koncentrácie Cd, Cu, Pb a Zn v povrchovej vrstve pôdy prekročili povolené limity v poľnohospodárskych pôdach. V nami sledovaných orných pôdach v povrchovej vrstve (0,0 - 0,2 m) limitné hodnoty Zn a Cu neboli prekročené ani v jednom zo sledovaných období počas rokov 2017 - 2019. Prekročenie limitných hodnôt Pb a Cd mohlo byť spôsobené antropogénnymi činnosťami. V blízkosti sledovaných lokalít sa nachádza lom Čierne Kláčany, ktorý ťaží horninu andezit. Atmosférickou depozíciou mohli byť tieto rizikové prvky ukladané do pôdy. Ďalším dôvodom môže byť aj zloženie prírodného geologického podložja (materské horniny).

Wang *et al.* (2020b) vo svojej štúdiu poukazujú na spojenie medzi ľudskou činnosťou a hodnotami koncentrácií rizikových prvkov v povrchovej vrstve pôdy. Podpovrchová vrstva pôdy býva menej ovplyvnená vonkajšími vplyvmi a viac materskou horninou.

Pedogenéza materských minerálov je z časového hľadiska dlhotrvajúci proces. Ako uvádzajú Sha *et al.* (2019) rizikové prvky v materských materiáloch sa za prírodných podmienok zriedkavo pohybujú smerom k hornej pôdnej vrstve. Autori Chai *et al.* (2015) vo svojej štúdiu uvádzajú, že spomedzi skúmaných rizikových prvkov Cd, Cu, Pb a Zn mali litogénny zdroj. Na základe zistení uvádzajú, že rizikový prvok Cd je viac závislý od organických látok ako iné rizikové prvky. Yuanan *et al.* (2020) vo svojej práci uvádzajú, že práve ľudská činnosť mala významný vplyv na obsah Cd, Cu a Pb v poľnohospodárskych pôdach. Guo *et al.* (2019) vo svojej štúdiu zistili, že chov hospodárskych zvierat viedol k niekoľkokrát zvýšeným nadlimitným hodnotám Cd a Cu. Dlhodobé používanie hnojív môže spôsobiť akumuláciu rizikových prvkov (Atafar *et al.*, 2010). Kadmium a meď v pôde sú zvyčajne spojené s antropogénnymi zdrojmi vo forme priemyselných emisií alebo hnojenia (Doležalová Weissmannová *et al.*, 2015). Kadmium prekročilo limitné hodnoty v povrchovej vrstve vo všetkých sledovaných orných pôdach. Autori Yuanan *et al.* (2020) uvádzajú, že všeobecne možno povedať, že rizikové prvky v povrchových vrstvách pôdy, ktoré majú stredné alebo stredné koncentrácie výrazne vyššie ako limitné hodnoty, naznačujú možný vplyv ľudskej činnosti.

Li *et al.* (2020) vo svojej štúdiu zistili, že ľudské činnosti sú kľúčovými faktormi, ktoré ovplyvňujú kontamináciu pôdy, najmä rizikovými prvkami ako sú Cu a Zn. Podobne Jiao *et al.* (2018) zistili, že antropogénne činnosti by mohli byť dôvodom akumulácie (cca 41 %) rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde. Meď a zinok sú kvantitatívne hlavné rizikové

prvky, ktoré sa podieľajú na kontaminácii pôdy. Krmivo pre hospodárske zvieratá je doplňované práve o Cu a Zn (rastový faktor, antibiotické vlastnosti) a do pôdy sa môžu dostávať práve z maštalného hnoja (Laurent *et al.*, 2020). Odhadovaný čas potrebný na zvýšenie kontaminácie pôdy z prirodzenej úrovne na kontrolné limity je kratší v prípade Cu a Zn ako pri iných rizikových prvkoch (Belon *et al.*, 2012).

Atmosférická depozícia je jedným z hlavných dôvodov zvyšovania obsahov rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde na čo poukázalo v posledných rokoch niekoľko štúdií (Luo *et al.* 2009; Bermudez *et al.*, 2012; Hou *et al.*, 2014; Feng *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018b). Klíma s väčšou vlhkosťou by mohla ovplyvniť rýchlejší vývoj pôdneho profilu, t.j. vylúhovanie a koncentráciu prvkov viazaných v odolnejších mineráloch (Zupančič, 2016). Priemyselné činnosti emitujú do ovzdušia rizikové prvky a iné kontaminanty, preto nie je možné nájsť absolútne nekontaminované alebo nedotknuté pôdy (Sun *et al.*, 2019).

Povrchové vrstvy pôdy obsahujú pufre, ktoré znečisťujúce látky vylúhujú do hlbších pôdnych profilov, čím dochádza k zlepšeniu vlastností pôdy. Predstavuje to účinný spôsob prevencie a zníženia kontaminácie pôdy (Li *et al.*, 2019).

Rodríguez-Bocanegra *et al.* (2018) vo svojej štúdií pozorovali, že obsahy Cu, Pb a Zn boli vyššie v ornici (0 - 15 cm) ako v podloží (15 - 40 cm). Naše výsledky súhlasia s údajmi, ktoré publikovali Rodríguez-Bocanegra *et al.* (2018) pri zistených hodnotách Zn v pôdnych vzorkách z *Lokality I.* v sledovaných jesenných obdobiach, z *Lokality II.* na Jar 2017/2018 a vo všetkých jesenných obdobiach, z *Lokality III.* v jarnom a jesennom období (2017 - 2019). Pri stanovených hodnotách Cu sa to prejavilo v *Lokalite III.* na Jar 2018/2019 a Jeseň 2018/2019. Pri hodnotách Pb to súhlasilo s výsledkami v pôdnych vzorkách z *Lokality I.* na Jeseň 2017/2018, z *Lokality II.* na Jar 2017 a Jeseň 2019.

Shao *et al.* (2016) vo svojej štúdií pozorovali, že koncentrácie Cd v ornej pôde mali výrazne rastúci trend a koncentrácie Cu výrazne klesali. Koncentrácie Pb a Zn nevykazovali žiadne časové trendy. V našej štúdií malo Cd klesajúci trend, Cu a Zn nevykazovali časové trendy a Pb malo stúpajúci trend.

Autori Li *et al.* (2019) vo svojej štúdií zaznamenali, že pôdne vzorky boli kontaminované najviac Cd a nízku až strednú kontamináciu rizikových prvkov zaznamenali pri Cu, Pb a Zn. Z analýz zistili, že Pb, Cu a Zn mali pôvod v doprave a hodnoty Cd boli ovplyvnené hlavne hnojením alebo priemyselnými emisiami. Materské horniny (žula, pieskovec) tiež ovplyvňujú kontamináciu pôdy, najmä pri Cd, Cu a Zn. Dospeli k záveru, že

kontamináciu pôdy ovplyvňovali predovšetkým fyzikálno-chemické vlastnosti pôdy a až ďalšie v poradí je využívanie krajiny.

Zvyšovanie hodnôt rizikových prvkov vplyvom hnojív, ako typická poľnohospodárska aplikácia, môže mať veľký vplyv na hladiny rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde (Huang *et al.*, 2006). Ako potenciálny zdroj Cd v ornej pôde môžu byť fosforečné hnojivá (Chen *et al.*, 1997). Autori Khan *et al.* (2017) charakterizovali poľnohospodársku pôdu, kde bolo narušenie spôsobené rozsiahlym používaním hnojív a pesticídov. Autori Duan *et al.* (2016) vo svojej štúdii potvrdili, že obsahy rizikových prvkov v ornej pôde sú dôsledkom používania hnojív.

Zhao *et al.* (2018) zistili, že po 4 rokoch aplikácií hnojív do pôdy sa ich hodnoty zvyšovali (Cd 17,27 %, Cu 13,97 %, Pb 18,37 % a Zn 16,14 %). V nami sledovaných orných pôdach sa Zn zvýšil po troch rokoch v *Lokalite III.* (o 13,19 %) a Cu sa zvýšila v *Lokalite III.* (o 15,46 %). Zinok a meď v sledovaných rokoch (2017 - 2019) v *Lokalite II.* sa len minimálne zvýšil a v *Lokalite I.* bol obsah oboch prvkov vyrovnaný. Kadmium v nami sledovaných rokoch klesalo v *Lokalite I.* (o 27,47 %), *Lokalite II.* (o 51,49 %) a v *Lokalite III.* (o 44,44 %). Jeho pokles môže súvisieť s hodnotami sledovaných rizikových prvkov (napr. Pb), hodnotami pH a inými faktormi v uvedených rokoch. Môže ísť o interakciu Cd-Zn, a to vzhľadom k ich chemickej príbuznosti. Obsah Pb sa v orných pôdach zvyšoval počas sledovaných rokov nasledovne v *Lokalite I.* o 14,68 %, v *Lokalite II.* o 60,94 % a v *Lokalite III.* sa zvýšil o 72,12 %. Autori Hu *et al.* (2018) uvádzajú, že rizikové prvky v hnojivách predstavujú environmentálne riziko pre poľnohospodársku výrobu, ak sa aplikujú vo veľkých množstvách počas dlhšieho časového obdobia. Ročný vstup rizikových prvkov s hnojivami v štúdii Hu *et al.* (2018) bol nasledovný: Zn > Cu > Pb > Cd. Rovnaké vstupy boli aj v štúdii autorov Belon *et al.* (2012).

Shao *et al.* (2016) zaznamenali klesajúci trend Cu v ornej pôde za posledných 15 rokov, čo je pravdepodobne spôsobené značne zníženým vstupom z antropogénnych zdrojov, ako je napríklad znížená aplikácia fungicídov na báze medi.

Feng *et al.* (2019) vo svojej štúdii uvádzajú, že korelácie medzi environmentálnymi faktormi a rizikovými prvkami (Cd, Pb, Zn) pochádzajú hlavne z antropogénnych zdrojov, vrátane dopravných a priemyselných zdrojov. Uvádzajú tiež, že Cu môže pochádzať z prírodných zdrojov. Toto zistenie hovorí o tom, že v atmosfére je väčšie množstvo prachových častíc a s vyššími mesačnými zrážkami dochádza k hromadnému ukladaniu rizikových prvkov do pôdy (Gunawardena *et al.*, 2013). Množstvo zrážok môže byť hlavným

faktorom, ktorý riadi tok atmosférickej mokrej depozície rizikových prvkov (20-70 %) (Xing *et al.*, 2017).

Autori Hu *et al.* (2018) a Shi *et al.* (2018) vo svojej štúdií pozorovali, že poľnohospodárska pôda bola výrazne ovplyvnená atmosférickým ukladaním Pb do pôdy. Vyššia koncentrácia jedného špecifického prvku nemusí však vždy znamenať vyšší stupeň znečistenia alebo vyššie ekologické riziko pre zdravie (Liu *et al.*, 2020b).

4.1.3 Korelácia rizikových prvkov v pôdnych jednotkách *Lokalít I. - III.*

Výsledky analýz autorov Ye *et al.* (2019) naznačujú, že priestorovo-časová dynamika rizikových prvkov (Cd, Pb, Cu a Zn) môže byť spôsobená fyzikálnymi a chemickými vlastnosťami pôdy. Uvedené vlastnosti sú ovplyvnené hydrologickými a antropogénnymi aktivitami vrátane veľkosti sedimentu, hodnôt pH, oxidov mangánu, celkovým fosforom a organickou hmotou.

Ak existuje významná korelácia medzi prvkami, je vysoká pravdepodobnosť, že pochádzajú z rovnakého zdroja (Demková *et al.*, 2015). Znečisťujúce látky obsahujúce rizikové prvky, môžu byť prenášané napríklad vetrom alebo vodou (zrážkami) a tak ukladané do pôdy, čo môže spôsobovať jej kontamináciu (Bastami *et al.*, 2015).

Štatistické spracovanie dosiahnutých výsledkov poukazuje na korelácie medzi rizikovými prvkami v závislosti od obdobia, ako aj spôsobu využitia pôdy v sledovaných pôdnych jednotkách.

Korelácie rizikových prvkov v jarnom a v jesennom období v *Lokalite I.* sú uvedené v tabuľke 4.1.3-1. Korelácia v **jarnom období** medzi prvkami Zn a Cu ($r = 0,5903$) a prvkami Zn a Pb ($r = 0,6613$) mala významný stupeň väzby. Koeficient korelácie $r = 0,8088$ bol pozorovaný medzi prvkami Cu a Pb, čo znamená, že medzi pozorovanými prvkami je vysoký stupeň väzby. Korelácia medzi Zn a Cd mala nulový stupeň väzby a medzi zvyšnými prvkami bol pozorovaný len mierny stupeň väzby.

V **jesennom období** koeficient korelácie $r = 0,7037$ bol pozorovaný medzi prvkami Zn a Cu, čo znamená, že medzi pozorovanými prvkami je vysoký stupeň väzby. Medzi prvkami Zn a Pb ($r = 0,5885$), a prvkami Cu a Pb ($r = 0,6697$) bola pozorovaná korelácia s významným stupňom väzby. Medzi ostatnými prvkami bol nulový alebo len mierny stupeň väzby.

Tabuľka 4.1.3-1 Korelácie rizikových prvkov v *Lokalite I.*

Obdobie	Jar 2017 - 2019			Jeseň 2017 - 2019			
	Prvok	Cd	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb
Cd	-			-0,4947	-		-0,3004
Cu	-0,4586	-		0,8088	-0,0363	-	0,6697
Zn	-0,0277	0,5903		0,6613	-0,3004	0,7037	0,5885

Korelácie v jarnom a v jesennom období v *Lokalite II.* môžeme vidieť v tabuľke 4.1.3-2. Koeficient korelácie v **jarnom období** medzi prvkom Zn a Cu, $r = 0,9272$; teda medzi pozorovanými prvkami je veľmi tesná väzba. Medzi prvkami Zn a Cd ($r = -0,5375$), a prvkami Zn a Pb ($r = 0,5655$) má korelácia významný stupeň väzby. Korelácia medzi ostatnými prvkami mala len mierny stupeň väzby.

V **jesennom období** korelácie medzi prvkami Cu a Cd ($r = 0,5262$) a prvkami Cd a Pb ($r = -0,5971$) mala významný stupeň väzby. Medzi ostatnými pozorovanými prvkami v tejto lokalite bol nulový alebo mierny stupeň väzby.

Tabuľka 4.1.3-2 Korelácia rizikových prvkov v *Lokalite II.*

Obdobie	Jar 2017 - 2019			Jeseň 2017 - 2019			
	Prvok	Cd	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb
Cd	-			-0,3224	-		-0,5971
Cu	-0,4793	-		0,4919	0,5262	-	-0,2480
Zn	-0,5375	0,9272		0,5655	0,1402	0,3516	0,2478

Koeficient korelácie $r = 0,8704$ bol pozorovaný medzi prvkami Zn a Cu, čo znamená, že medzi pozorovanými prvkami je vysoký stupeň väzby. Medzi prvkami Zn a Pb bola tiež pozorovaná korelácia s významným stupňom väzby ($r = 0,5653$). Medzi inými prvkami bol pozorovaný mierny až nulový stupeň väzby. Korelácie z *Lokality III.* v jarnom a jesennom období (2017 - 2019) môžeme vidieť v tabuľke 4.1.3-3.

V **jesennom období** medzi prvkami Zn a Cu ($r = 0,8853$) a prvkami Cd a Pb ($r = -0,7186$) pozorujeme vysoký stupeň väzby. Koeficient korelácie $r = -0,5501$ bol pozorovaný medzi prvkami Cu a Cd a koeficient korelácie $r = 0,5829$ bol pozorovaný medzi Cu a Pb, čo znamená, že medzi pozorovanými prvkami je významný stupeň väzby. Medzi prvkom Zn a Cd/Pb bol pozorovaný len mierny stupeň väzby.

Tabuľka 4.1.3-3 Korelácia rizikových prvkov v *Lokalite III.*

Obdobie	Jar 2017 - 2019			Jeseň 2017 - 2019		
	Cd	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb
Cd	-		-0,2977	-		-0,7186
Cu	-0,2929	-	0,4018	-0,5501	-	0,5829
Zn	-0,2138	0,8704	0,5653	-0,4627	0,8853	0,4758

Korelácia rizikového prvku Zn bola pozorovaná s Cu a Pb na ornej pôde sledovaných lokalít (*Lokality I. - III.*) v jarnom období počas rokov 2017 - 2019.

Demková *et al.* (2015) vo svojej štúdií zaznamenali, že všetky študované rizikové prvky medzi sebou významne pozitívne korelovali, s výnimkou vzťahu medzi celkovým obsahom Cd a Cu. Na základe dosiahnutých výsledkov a ich štatistického spracovania korelácie rizikových prvkov v sledovaných pôdnych jednotkách boli rôzne. Dosiahli hodnoty od vysokého stupňa väzby až po nulový stupeň. V našom výskume korelovali medzi sebou aj prvky Cd a Cu v *Lokalitách II. - III.* v jesenných obdobiach počas sledovaných rokov.

Autori Lv a Wang (2018) zaznamenali vysoké korelácie medzi Cd, Cu, Pb a Zn, s výnimkou prvkov Cu a Pb. Z našich výsledkov za sledované obdobie sme zistili, že vysoký stupeň väzby bol medzi prvkami Cu a Zn v *Lokalite I.* (Jeseň) a v *Lokalite III.* (Jar a Jeseň). V *Lokalite II.* bola medzi prvkami Cu a Zn zaznamenaná až veľmi tesná väzba korelácie. Vysoký stupeň korelácie bol zaznamenaný aj medzi prvkami Cd a Pb v *Lokalite III.* (Jeseň). V našich výsledkoch bol zaznamenaný aj vysoký stupeň korelácie medzi prvkami Cu a Pb v *Lokalite I.* (Jar).

V štúdií autorov Huang *et al.* (2018) bola korelácia Cd a Cu na poľnohospodárskej pôde, z čoho vyhodnotili, že vlastnosti pôdy (napr.: hodnoty pH, pôdna organická hmota) a spôsob využívania pôdy môžu do istej miery ovplyvniť koreláciu.

Autorka Zupančič (2016) uvádza, že rizikové prvky Cu, Pb a Zn môžu byť prepojené a pravdepodobne sú aspoň čiastočne ovplyvnené biologickými faktormi (obsahom organických látok v pôde a/alebo znečistením pôdy).

Chai *et al.* (2015) uvádzajú vo svojej štúdií, že pozitívne korelácie medzi Cu, Pb a Zn sa môžu odrážať v tom, že majú geochemické afinity v pôde. Korelácia Cd s inými rizikovými prvkami môže mať rôznorodý zdroj (litogénny a antropogénny) alebo odlišné geochemické vlastnosti od iných rizikových prvkov v pôde.

Autori Yuanan *et al.* (2020) uvádzajú, že vo všeobecnosti skupina rizikových prvkov s vysokými pozitívnymi korelačnými koeficientmi medzi sebou pravdepodobne prispieva rovnakými alebo úzko súvisiacimi zdrojmi, zatiaľ čo tie, ktoré majú nulovú alebo miernu koreláciu, sú pravdepodobne rôzneho pôvodu.

4.2 Hodnoty pôdnej reakcie v pôdnych jednotkách *Lokalít I.-III.*

Autori Bhardwaj *et al.* (2011) vo svojej štúdií uviedli, že hodnoty pôdneho pH vykázali väčšie zníženie pri konvenčných systémoch obrábania pôdy v porovnaní s nulovými a zníženými vstupmi, ktoré mali pH najbližšie k neutrálnym hodnotám. V našom výskume boli konvenčne obrábané pôdy vo všetkých lokalitách. Priemerné hodnoty pH (aktívnej a výmennej) pôdnej reakcie sa pohybovali v sledovaných rokoch v *Lokalite I.* od neutrálnej až po kyslú, v *Lokalite II.* od neutrálnej po slabo kyslú a v *Lokalite III.* od slabo alkalickéj po neutrálnu. Priemerné hodnoty aktívnej a výmennej pôdnej reakcie v sledovaných rokoch sumarizujeme v tabuľke 4.2-1.

Tabuľka 4.2-1 Priemerné hodnoty pH(H₂O) a pH(KCl) (Jar a Jeseň 2017 - 2019) na intenzívne obrábaných orných pôdach

Hodnoty pH	Obdobie	Lokalita I.	Lokalita II.	Lokalita III
pH(H ₂ O)	Jar	6,47	7,37	7,44
	Jeseň	6,76	7,18	7,35
Priemer		6,62	7,28	7,40
pH(KCl)	Jar	5,50	6,44	6,72
	Jeseň	5,42	6,11	6,48
Priemer		5,46	6,28	6,60

Všeobecne sa hodnoty pH pôdy pohybuje v intervale medzi 5,5 a 8,0. Hodnoty mimo tohto rozsahu sa považujú za neoptimálne, pretože môžu spôsobiť degradáciu štruktúry pôdy, zmenu obsahu mikroživín a zníženie aktivity mikroorganizmov v pôde. Čo spôsobuje, že sú plodiny, ktoré sú náchylnejšie na choroby a následne môžu viesť k zlej kvalite plodín (Lemos *et al.*, 2007; Schirrmann *et al.*, 2011). V poľnohospodárstve je hodnota pH = 5,5 používaná ako prahová hodnota na hodnotenie stupňa acidifikácie pôdy (Li *et al.*, 2017b). V nami sledovaných lokalitách sa priemerné hodnoty aktívneho pH v jarnom a jesennom

období udržiavali v intervale od 5,5 do 7,4. Hodnoty pH pôd na Slovensku sú relatívne silno ovplyvňované kyslými zrážkami, kyslými hnojivami a inými antropogénnymi vplyvmi (Bielek, 2014). Acidifikáciu pôd môže spôsobovať aj intenzívne ukladanie dusíka (Yang *et al.*, 2015). Pôdy vo vlhkých oblastiach majú tendenciu vykazovať hodnoty pH v intervale do 5,5 z dôvodu vyšších zrážok. Ako uvádzajú Ji *et al.* (2014) vyššie zrážky vedú k intenzívnemu vylúhovaniu kyslých kationov ($[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$) aj v suchých oblastiach. Acidifikácia pôdy je jedným z faktorov obmedzujúcich absorpciu živín a úrodnosť plodín. Pôdne pH môže úplne inhibovať rast niektorých plodín, ak hodnota klesne pod hodnotu pH = 4,2 (silne kyslá) (Zhang *et al.*, 2008). Výsledky autorov Bhardwaj *et al.* (2011) sa nezhodujú s našimi výsledkami hodnôt pH v skúmaných lokalitách, nakoľko sme sa orientovali na intenzívne obrábané pôdy.

Autori Cai *et al.* (2011) vo svojej štúdií uviedli, že hodnoty pH sa pri hnojení NPK pohybovali od 4,7 do 5,6. Pokles hodnôt pH vedie k celkovému poklesu úrody plodín (Cai *et al.*, 2011). Ako sme uviedli v podkapitole 4.1.1, v sledovaných lokalitách sa NPK hnojivo použilo v *Lokalitách I. - III.* na Jeseň 2016, ale na Jar 2017. Hodnoty pH(H₂O) sa pohybovali v intervale od 6,41 do 7,22. Môžeme preto konštatovať, že hnojenie nemuselo mať vplyv na hodnoty pH v sledovaných orných pôdach. Na Jeseň 2017, 2018 a 2019 sa použilo NPK hnojenie. Dosiahnuté hodnoty sa ani v týchto obdobiach nepriblížili k hodnotám, ktoré uvádzajú autori Cai *et al.* (2011). Tak isto ani v sledovaných jarných obdobiach sa naše hodnoty nezhodovali s hodnotami uvedených autorov (Príloha 6).

V závere štúdie autori Han *et al.* (2016) a Zeng *et al.* (2017) uvádzajú, že anorganické hnojivá s organickými hnojivami môžu pôsobiť negatívne na pôdu a to tým, že ju okysľujú a znižujú nasýtenie pôdy, hlavne samotným vstupom anorganických hnojív. Zo spomenutých našich výsledkov sa ani toto tvrdenie v sledovaných orných pôdach nepotvrdilo. Závery autorov Han *et al.* (2016) a Zeng *et al.* (2017) mohli byť ovplyvnené aj so sprievodnými faktormi, ktoré sa v našom výskume za sledované obdobie nemuseli vyskytnúť, ako napríklad kyslé dažde, iné zloženie organického hnojiva. Avšak autori Wei *et al.* (2016) naopak uvádzajú, že používanie anorganicko-organických hnojív môže účinne zmierniť okyslenie pôdy. Naše výsledky sa skôr zhodujú s týmto tvrdením.

Nadmerné používanie anorganických hnojív má za následok acidifikáciu pôdy v dôsledku uvoľňovania protónov oxidáciou hnojív na báze amoniaku (Guo *et al.*, 2010). Organický hnoj by mohol obmedziť acidifikáciu pôdy protonáciou organických aniónov z pôdnej organickej hmoty a následným uvoľňovaním účinných vymeniteľných bázických

katiónov (Shi *et al.*, 2019a). Nízke hodnoty pH poškodzujú fotosyntetický reťazec prenosu elektrónov, zvyšujú produkciu reaktívnych kyslíkových druhov, znižujú absorpciu živín a vody a znižujú tak asimiláciu CO₂ v listoch rastlín (Long *et al.*, 2017). Acidifikácia pôdy sa stáva stále väčším problémom v dôsledku nesprávneho používania chemických hnojív spolu s kyslým dažďom a intenzívnym poľnohospodárstvom a monokultúrou (Yang *et al.*, 2013).

Autor Shabala (2012) uvádza, že väčšina rastlín vyžaduje pre svoj optimálny rast a vývoj neutrálnu pôdnu reakciu v intervale pre pH 6,5 - 7,2, s väčšou či menšou toleranciou rastlín presahujúcou tieto krajné hodnoty o 0,4. V našom výskume mali *Lokalita I. - III.* (orné pôdy) podľa uvedených hodnôt autora optimálne priemerné hodnoty pH(H₂O) v sledovaných obdobiach pre rast a vývoj plodín. Rastliny regulujú hodnoty pH pôdy prostredníctvom absorpcie vymeniteľných katiónov, modifikáciou kvality a rizosférických procesov (Hong *et al.*, 2019). Autori Odhiambo *et al.* (2020) uvádzajú, že väčšine plodín sa darí medzi hodnotami pôdneho pH v rozsahu slabo kyslý až neutrálny (pH = 5,5 – 7,0). Pri tomto tvrdení by v nami sledovaných orných pôdach vyhovovala *Lokalita I.* (pH(H₂O) = 6,62). *Lokalita II. a III.* mali priemerné hodnoty pH(H₂O) v sledovaných obdobiach nad hodnotu pH = 7. Autori Fabian *et al.* (2014) uvádzajú, že optimálne rozmedzie hodnôt pH pre rast rastlín v pôde je medzi 6 a 7,5. Mnoho rastlín je však prispôsobených na to, aby sa im darilo pri hodnotách pH mimo tohto rozsahu. Vysoká protónová aktivita (kyslá pôda) nie je nevyhnutne nevýhodou, pokiaľ ide o dostupnosť živín. Mnoho rastlín vytvára vo svojej koreňovej zóne kyslé mikroprostredie, aby sa zvýšila dostupnosť živín (Fabian *et al.*, 2014). Pôdne pH môže mať výrazne klesajúci trend so zvyšovaním sa nadzemnej rastlinnej biomasy (Ji *et al.*, 2014).

Hodnoty pH boli v rozmedzí od 5,96 do 7,85. Sú autori, ktorí uvádzajú, že získané hodnoty pH pôdy sa s hĺbkou nezvyšujú (Abollino *et al.*, 2002; Rusjan *et al.*, 2007). V nami sledovaných lokalitách sa pohybovala priemerná hodnota pH(H₂O) v sledovaných rokoch v jednotlivých hĺbkach od 6,21 do 7,76, čo je slabo kyslá až slabo alkalická pôdna reakcia. Zistené hodnoty pH(H₂O) sa v jednotlivých obdobiach s hĺbkou menili.

Pôdne pH je určené rovnováhou medzi produkciou a spotrebou pôdnych vodíkových iónov (Binkley, Fischer, 2013), ktorá je úzko spojená s cyklami živín (uhlík, dusík, fosfor) (Laganière *et al.*, 2010).

4.3 Korelačné vzťahy medzi rizikovými prvkami a pôdnou reakciou

Pôdne chemické reakcie môžu viesť k výmene alebo tvorbe protónov. Preto je pH pôdy považované za kľúčovú chemickú premennú (Bargrizan *et al.*, 2018). Vlastnosti pôdy ako sú pH, štruktúra pôdy majú výrazný vplyv na kontamináciu pôdy rizikovými prvkami (Navarrete *et al.*, 2017). Jedným z pravdepodobných mechanizmov je to, že pôdne podmienky ovplyvňujú pohyblivosť a retenciu rizikového prvku (Mojid *et al.*, 2016). Napríklad aktivita rizikového prvku sa typicky zvyšuje so znižujúcim sa pH v pôde v dôsledku *desorpcie prvkov (kovov) z povrchových väzbových miest v dôsledku zvýšenej protonácie a rozpúšťania minerálnych fáz* (Simpson *et al.*, 2014).

V tejto časti práce sme spracovali korelačné vzťahy medzi rizikovými prvkami a hodnotami pH_{H_2O} . Korelačné matice sme vypočítali zo všetkých nameraných hodnôt pH a obsahov rizikových prvkov v jarnom a jesennom období rokov 2017, 2018, 2019. Pre výpočet stupňa závislosti medzi pozorovanými znakmi sme použili Koefficient poradovej korelácie. Zhao *et al.* (2020) uvádzajú, že korelačná analýza je účinná metóda na odhalenie vzťahu medzi rizikovými prvkami v pôde a vlastnosťami pôdy.

V *Lokalite I.* môžeme vidieť korelácie medzi rizikovými prvkami a $pH(H_2O)$ v tabuľke 4.3-1. Koefficient korelácie $r = 0,5594$ bol pozorovaný medzi Zn a $pH(Jar)$, čo znamená, že medzi nimi bol významný stupeň väzby. Obsah Zn stúpal s hodnotami $pH(Jar)$. Korelácia medzi Cd a $pH(Jeseň)$ mala vysoký stupeň väzby ($r = -0,7265$). So stúpajúcimi hodnotami $pH(Jeseň)$ obsah Cd v pôde klesal. Obsah Cd a Zn v *Lokalite I.* môžeme vidieť v Prílohe 3 a hodnoty pH v Prílohe 6. Korelácia ostatných rizikových prvkoch a pH mala nulový alebo mierny stupeň väzby. Všeobecne je relatívna mobilita Cd v pôdnom roztoku vyššia ako Pb (Kim *et al.*, 2015).

Korelácie v *Lokalite II.* môžeme vidieť medzi Zn a $pH(Jar)$, medzi Cu a $pH(Jar)$ a medzi Cu a $pH(Jeseň)$, kde bola pozorovaná významná korelácia (Tabuľka 4.3-1). V jarnom období sa so zvyšujúcimi hodnotami pH zvyšoval obsah Zn a Cu. V jesennom období sa so zvyšujúcim pH znižoval obsah Cu. Olovo malo vysoký stupeň väzby s $pH(Jar)$, kde so zvyšujúcimi hodnotami pH sa zvyšoval obsah Pb. Obsah rizikových prvkov v *Lokalite II.* môžeme vidieť v Prílohe 4 a hodnoty pH v Prílohe 6. Korelácia ostatných rizikových prvkov s pH mala nulový alebo mierny stupeň väzby.

Koncentrácia Cu a Zn v kyslom prostredí je vyššia ako v alkalickom prostredí (Jones, 2002). V našej štúdií Cu a Zn mali vyššie koncentrácie v neutrálnom pH pôdy. Autor Bołzan (2017) uvádza, že adsorpcia Cu v pôde má silnejšiu závislosť na hodnotách pH ako Cd.

Hydrolyza Cu pri hodnote pH = 6 zvyšuje jej zadržiavanie v pôde, zatiaľ čo Cd hydrolyzuje až do pH = 8.

Organické látky v pôde a hodnoty pH sú vlastnosti pôdy, ktoré ovplyvňujú dostupnosť Cu. Na rozdiel od Cu má Zn omnoho nižšiu afinitu k organickým látkam v pôde, takže celková koncentrácia Zn a aktivita Zn^{2+} v pôdnom roztoku sú skôr ovplyvňované hodnotami pH pôdy (Laurent *et al.*, 2020).

Li *et al.* (2019) pozorovali vyššie koncentrácie rizikových prvkov v lokalitách, kde mali pôdy vyššie hodnoty pH. Rizikové prvky sa v kyslých pôdach stávajú rozpustnejšími (Wilson, Bell, 1996).

Korelácie rizikových prvkov s pH v *Lokalite III.* môžeme vidieť v tabuľke 4.3-1. Korelácia medzi Pb a pH(Jar), medzi Cd a pH(Jeseň) a medzi Pb a pH(Jeseň) mala v *Lokalite III.* významný stupeň korelácie. Obsah Pb stúpal s hodnotami pH na Jar a Jeseň a obsah Cd klesal so stúpajúcimi hodnotami pH(Jeseň). Obsah Cd a Pb v *Lokalite III.* je uvedený v Prílohe 6 a hodnoty pH v Prílohe 6. V ostatných koreláciách prvkov s pH bol nulový stupeň väzby.

Tabuľka 4.3-1 Korelácie rizikových prvkov s pH(H₂O) v *Lokalitách I. - III.*

Prvok	<i>Lokalita I.</i>		<i>Lokalita II.</i>		<i>Lokalita III.</i>	
	pH(Jar)	pH(Jeseň)	pH(Jar)	pH(Jeseň)	pH(Jar)	pH(Jeseň)
Cd	0,3915	-0,7265	-0,3368	-0,3103	-0,0481	-0,6234
Cu	-0,2023	-0,0859	0,5558	-0,6894	0,2543	-0,0484
Pb	-0,0744	0,2617	0,8420	0,3324	0,6637	0,5633
Zn	0,5594	-0,2750	0,6440	0,1895	0,2272	-0,2466

V alkalických podmienkach väčšina rizikových prvkov vstupuje do pôdy vo forme nerozpustných zlúčenín alebo jednoduchých kovov a má problém s vertikálnou migráciou. V priebehu času sa teda v pôde hromadí stále viac a viac rizikových prvkov (Wang *et al.*, 2020a).

Medzi rizikovými prvkami a pH nie je jasný vzťah. Hodnota pH pôdneho systému je veľmi dôležitým parametrom, ktorý priamo ovplyvňuje sorpciu/desorpciu, zrážanie/rozpúšťanie, tvorbu komplexu a oxidačno-redukčné reakcie (Draszawka-Bołzan, 2017). Ako uvádza Draszawka-Bołzan (2017) vo všeobecnosti k maximálnej retencii kationových kovov dochádza pri pH > 7 a k maximálnej retencii aniónových kovov dochádza pri pH < 7. Zhang *et al.* (2002) vo svojej štúdií uvádzajú, že nízke hodnoty pH pôdy sú

spojené so silným vylúhovaním niektorých prvkov a relatívne vysoké hodnoty pH skúmaných pôd by mohli byť vysvetlením pre slabú koreláciu medzi pH a rizikovými prvkami.

Výsledok štúdie autorov Zhao *et al.* (2020) ukázal, že hodnoty pH v pôdach mali významne pozitívnu koreláciu so všetkými rizikovými prvkami. V našom výskume boli korelačné vzťahy pozorované medzi všetkými rizikovými prvkami a hodnotou pH, ale ich väzby boli rôzne v sledovaných pôdnych jednotkách. Zinok mal významný stupeň väzby s hodnotami pH v pôdnych jednotkách v *Lokalitách I. - II.* Významný stupeň väzby s hodnotami pH mala Cu v *Lokalite II.* Kadmium malo vysoký stupeň väzby s hodnotami pH v *Lokalite I.* a významný stupeň väzby sme zaznamenali v *Lokalite III.* Vysoký stupeň väzby olova s hodnotami pH sme pozorovali v *Lokalite II.* a významný stupeň väzby v *Lokalite III.* Autori Demková *et al.* (2015) uvádzajú vo svojej štúdií, že hodnoty pH mali pozitívnu koreláciu so všetkými sledovanými rizikovými prvkami.

Autori Wang *et al.* (2018) vo svojej štúdií uvádzajú, že väčšina rizikových prvkov (Cu, Pb, Zn, Cd, Ni, Cr, As, Se, Co, V, Mn, F) nemala významnú koreláciu s hodnotami pH v nimi sledovanej pôde čo bolo pravdepodobne spôsobené kombinovanými účinkami viacerých faktorov (drenážna voda, pôdne prostredie). V našich výsledkoch medzi koreláciami rizikových prvkov (Cd, Cu, Pb, Zn) a hodnotami pH bol zaznamenaný významný stupeň väzby, ale len v určitých pôdnych jednotkách. So spomínanou štúdiou Wang *et al.* (2018) sa nezhodujú dosiahnuté výsledky z našich lokalít, pretože korelácia rizikových prvkov s hodnotami pH nemala nulový alebo mierny stupeň väzby.

Draszawka-Bołzan (2017) uvádza, že mobilita katiónov kovov sa zvyšuje so zvyšujúcou sa hodnotou pH pôdy v dôsledku tvorby kovových komplexov s rozpustenou organickou hmotou (napr. Cu, Ni, Pb a Zn pri pH=4,3 - 8,3). Retencia kovov sa v jej štúdií významne nezvýšila, pokiaľ hodnoty pH neboli vyššie ako 7.

Rizikové prvky majú tendenciu sa hromadiť v pôdach s vysokými hodnotami pH a obsahom organických látok s ťažšou štruktúrou (Kosheleva *et al.*, 2015). Jedným z pravdepodobných dôvodov by mohla byť nízka pohyblivosť rizikových prvkov v ílovitých a alkalických pôdach (Khorshid, Thiele-Bruhn, 2016).

Kadmium, meď, olovo a zinok, ktoré sú bežnými znečisťujúcimi látkami a môžu byť toxické, sú rozpustné v silne kyslej pôde a sú absorbované rastlinami alebo sa vylúhujú do podzemnej vody (Slessarev *et al.*, 2016).

Zavlažovanie pôdy s vodou, ktorá má nižšie hodnoty pH ako je hodnota pH pôdy môže spôsobiť mobilizáciu rizikových prvkov do podložia a môže kontaminovať podzemnú vodu. K tomu môže dôjsť aj pri zrážkach, ktoré majú hodnoty pH v kyslej oblasti (Rodríguez-Bocanegra *et al.*, 2018).

4.4 Hodnoty organického uhlíka v sledovaných pôdnych jednotkách

Dôležitou funkciou ekosystému je ukladanie organického uhlíka do pôdy (Cong *et al.* 2014). Ukladanie organického uhlíka do pôdy závisí od rovnováhy jeho vstupov a výstupov (Sistla *et al.*, 2013). Zásoba organického uhlíka v pôde nie je z hľadiska stability homogénna a možno ju koncepčne rozdeliť na frakcie s rôznymi dobami zotrvania (Heitkamp *et al.*, 2011). Povaha pôdneho substrátu, minerálny typ, potenciál nasýtenia C a ich interakcie v povrchových a podpovrchových vrstvách majú vplyv na zásoby pôdneho organického uhlíka (Liang *et al.*, 2019). Zásoba organického uhlíka v pôde je kľúčovým komponentom pre poskytovanie mnohých ekosystémových služieb ako sú ochrana proti erózii, kolobeh živín, regulácia vody a regulácia podnebia (Villarino *et al.*, 2019).

Tabuľka 4.4-1 Priemerný obsah C_{ox} (%) a humusu (%) (Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Priemerná hodnota		Lokalita I.		Lokalita II.		Lokalita III.	
		Jar 2017 - 2019	Jeseň 2017 - 2019	Jar 2017 - 2019	Jeseň 2017 - 2019	Jar 2017 - 2019	Jeseň 2017 - 2019
C _{ox}	(%)	1,02	1,11	1,09	1,11	1,42	1,31
H _m	(%)	1,76	1,91	1,87	1,92	2,45	2,25
Priemer C _{ox}	(%)	1,07		1,10		1,37	
Priemer H _m	(%)	1,84		1,90		2,35	

Autori Zhang *et al.* (2018a) a Zhang *et al.* (2010) v štúdiách uvádzajú, že pôdy, do ktorých boli aplikované anorganické hnojivá a maštalného hmoja, majú vyšší obsah pôdneho organického uhlíka. Dôvodom je sekvestrácia uhlíka v pôde, ktorá je procesom homeostázy spojeným s rozkladom pôdneho uhlíka a vstupom uhlíka z koreňov plodín, slamy a hnoja (Zhang *et al.*, 2018a). V nami sledovaných lokalitách boli aplikované anorganické hnojivá vo všetkých pôdnych jednotkách v rôznych množstvách v závislosti od spôsobu využívania pôdy (podkapitoly 4.1.1 -4.1.2). V orných pôdach, kde boli anorganické hnojivá používané pri hnojení pred sejbou v závislosti od nárokov pestovaných

plodín, bol priemerný obsah C_{ox} v *Lokalite I.* a *II.* nízky a v *Lokalite III.* stredný. Priemerné obsahy v sledovaných lokalitách sú uvedené v tabuľke 4.4-1. Z uvedených priemerných obsahov C_{ox} sa k tvrdeniu autora Zhang *et al.* (2018a) najviac priblížila *Lokalita III.*

Moderné intenzívne poľnohospodárstvo sa vo veľkej miere spolieha na aplikáciu hnojív, čo je nevyhnutné pre poskytovanie výživných látok pre plodiny a pre rast výroby potravín na celom svete (Koning a kol., 2008). V prípade nehnojenia alebo nevyváženého hnojenia je dostupnosť pôdnej živiny všeobecne nízka a obmedzuje rast plodín, čo môže viesť k nízkej produktivite a prísunu uhlíka do koreňov (Su *et al.*, 2006; Jagadamma *et al.*, 2008). Aplikácia organických hnojív alebo pozberových zvyškov by mohla pomôcť k ukladaniu uhlíka (Jiang *et al.*, 2014). Aj keď používanie anorganických a organických hnojív môže viesť k zvýšeniu úrody pestovaných plodín a obsahu organického uhlíka v pôde, je potrebné optimalizovať aplikačné dávky a hospodárenie s nimi tak, aby sa znížila environmentálna záťaž (Ju *et al.*, 2009).

Hnojenie NPK hnojivami môže zvyšovať zásoby pôdneho organického uhlíka o 11 - 66 % (v hĺbke 0,0 - 0,2 m) a prípadne o 5 - 43 % (v hĺbke 0,2-0,6 m) (Liu *et al.*, 2014b; Benbi *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015). V iných štúdiách však hnojenie NPK hnojivami malo malý vplyv na hodnoty organického uhlíka v povrchových aj v podpovrchových vrstvách pôdy (Su *et al.*, 2006; Maillard *et al.*, 2015). Ak by sa používali pri hnojení NPK hnojivami aj organické hnojivá (maštalný hnoj), v povrchových vrstvách pôdy by boli vyššie zásoby organického uhlíka (Shen *et al.*, 2013). To dokazuje výhodu chemických hnojív nielen pri zvyšovaní produktivity plodín a udržiavaní pôdy, ale aj pri zmiernení zmeny klímy v širokom časopriestore (Lal, 2013). Aplikácie minerálnych hnojív môžu ovplyvňovať zásoby uhlíka v podloží (Royer *et al.*, 2007).

Výsledky ďalších dlhodobých experimentov ukázali, že pri aplikácii anorganických hnojív sa obsah organického uhlíka v pôde zvýšil (Purakayastha *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2009) alebo sa udržiaval na rovnakej úrovni, príp. sa v priebehu rokov mierne zvyšoval (Nayak *et al.*, 2012). Náš výskum v priebehu troch rokov, sa nedá považovať za dlhodobý. Zo získaných údajov však môžeme povedať, že za sledované obdobie (2017 - 2019) priemerný obsah C_{ox} , v *Lokalite I.* rokmi klesol zo stredného na nízky obsah C_{ox} , v *Lokalite II.* stúpol obsah C_{ox} z nízkeho na stredný, v *Lokalite III.* sa udržal stredný obsah C_{ox} (Príloha 8).

Autori Liu *et al.* (2003) a Brady a Weil (2008) vo svojich štúdiách zaznamenali, že zásoby organického uhlíka klesali s hĺbkou pôdy. Klesanie obsahu organického uhlíka

s rastúcou hĺbkou sme aj my zistili vo všetkých pôdnych jednotkách v sledovaných rokoch (Príloha 8). Štúdie, ktoré sledujú vplyv agrotechnických postupov na zásoby C_{ox} sa vo väčšine zameriavajú hlavne na povrchové vrstvy pôdneho profilu, pričom sa zriedkavejšie sleduje podložie (Syswerda *et al.*, 2011). Hlavnými zdrojmi organických látok v podloží sú hodnoty organického uhlíka, korene rastlín a koreňové výlučky, a transport častíc z povrchu (Rumpel, Kögel-Knabner, 2011; Hudec *et al.*, 2015).

Autori Körschens *et al.* (2013) a Cong *et al.* (2014) uvádzajú, že nízke zásoby organického uhlíka sú v pôdach, ktoré nie sú využívané na poľnohospodársku produkciu plodín (rastlinné zvyšky nie sú zapracované do pôdy). V našich sledovaných pôdnych jednotkách neboli na produkciu plodín využívané pasienky a kosené lúky. Autori Wiesmeier *et al.* (2016) uvádzajú, že na pokles zásob pôdneho organického uhlíka v poľnohospodárskych pôdach môže mať vplyv aj zmena klímy. Úbytok alebo nižšie zásoby C_{ox} môžu byť spôsobené aj nižšou priemernou ročnou teplotou (Tarnocai *et al.*, 2009). Avšak autori Häring *et al.* (2013) uvádzajú vo svojej štúdii, že zásoby C_{ox} sa významne nemenili pri rôznych klimatických podmienkach, vegetačných a pôdnych podmienkach. Autori Jiang *et al.* (2014) uvádzajú, že obsah organického uhlíka v pôde je priamo ovplyvnený pôdnymi faktormi (štruktúra pôdy) a antropogénnymi aktivitami.

Autori Šimanský *et al.* (2013) uvádzajú, že obsah organického uhlíka v ornej pôde je zvyčajne neuspokojivý. Z nami sledovaných orných pôd mali *Lokalita I. a II.* nízky obsah C_{ox} v sledovaných rokoch.

Každá pôda má svoju vlastnú kapacitu uhlíka, a preto aj napriek pridávaniu veľkého množstva uhlíka nemusí pôda proporcionálne zvyšovať zásoby uhlíka (Purakayastha *et al.*, 2008). Vzhľadom na rastúce koncentrácie CO_2 v atmosfére a súvisiace klimatické zmeny sa akumulácia pôdneho organického uhlíka v suchozemských ekosystémoch stáva ďalšou dôležitou funkciou ekosystému, pretože v tomto procese sa atmosférický uhlík sekvstruje v pôde. Rozmanitejšie ekosystémy môžu zvýšiť potenciál sekvestrácie uhlíka v suchozemských ekosystémoch (Cong *et al.* 2014).

Udržiavanie zásob organického uhlíka v poľnohospodárskych pôdach je dôležité na zabezpečenie celosvetovej potravinovej bezpečnosti a prevenciu emisií CO_2 . V dlhodobom konštantnom hospodárení a environmentálnych podmienkach sú poľnohospodárske zásoby organického uhlíka v dynamickej rovnováhe medzi vstupmi uhlíka (zvyšky plodín a organické hnojivá) a následnou stratou uhlíka v dôsledku rozkladu pôdnych organických látok. Pretože rozklad pôdnych organických látok je silne regulovaný

teplotou a vlhkosťou pôdy, zmena klímy predstavuje riziko strát pôdneho organického uhlíka (von Lützow, Kögel-Knaber, 2009; Conant *et al.*, 2011; Scharlemann *et al.*, 2014). Hodnoty pôdnej reakcie zohrávajú významnú úlohu pri uvoľňovaní anorganických uhličitanov, mikrobiálnych aktivitách, čím ovplyvňujú stabilitu pôdneho organického uhlíka (Sheng *et al.*, 2016).

Dôležité je nenarušiť bilanciu obsahu uhlíka v zložkách prírody preto, aby sa neohrozilo plnenie jeho funkcií (Bielek, 2014). Dlhodobé štúdie ukázali, že postupy ako lepšie hospodárenie s hnojivami, hnojenie, kompostovanie, včlenenie pozberových zvyškov, striedanie plodín, zelené hnojenie, znížené obrábanie pôdy a spôsoby zavlažovania, zvyšujú tvorbu a ukladanie uhlíka v pôde (Nayak *et al.*, 2012). Tieto postupy nielen podporujú udržateľné poľnohospodárstvo, ale zmiernujú zmenu podnebia prostredníctvom sekvestrácie uhlíka a minimalizovaním emisií skleníkových plynov (Lal *et al.*, 1998).

Manažment pestovania poľnohospodárskych plodín je dôležitý, pretože ovplyvňuje množstvo a kvalitu pôdnej organickej hmoty v pôde (Assunção *et al.*, 2019). V rámci globálneho cyklu uhlíka je pôdna organická hmota považovaná za jeden z najväčších záchyto uhlíka (Li *et al.*, 2017c). Obsah organickej hmoty v pôde je dôležitý ukazovateľ úrodnosti pôdy (Liu *et al.*, 2019b). Organická hmota interaguje s fyzikálnymi, chemickými a biologickými parametrami pôdy, ktoré určujú stabilitu ekosystému (Schmidt *et al.*, 2011; Kooch *et al.*, 2020). Pôdna organická hmota je dôležitá pri poskytovaní energie, substrátov a biologickej diverzity potrebnej na udržanie mnohých funkcií (Bongiorno *et al.* 2019).

V nami sledovaných pôdnych jednotkách bol priemerný obsah humusu počas rokov 2017 - 2019 v *Lokalite III.* stredný a v ostatných lokalitách bol priemerný obsah humusu nízky (Tabuľka 4.4-1). Autor Zheng (2005) uvádza, že vplyv na hodnoty organickej hmoty v pôde môže mať množstvo vstupov do pôdy a zrážky. Zrážky môžu viesť k vylúhovaniu pôdy a zníženiu obsahu živín v pôde. Ľudské činnosti, ako sú napríklad využívanie a obrábanie pôdy, pestovanie plodín, ktoré môžu byť dynamické v krátkom časovom období, majú výrazný vplyv na zmeny množstva pôdnej organickej hmoty (Margenot *et al.*, 2017; Shi *et al.*, 2019b). Autori Schillaci *et al.* (2017) uvádzajú, že rozdiely vo využívaní pôdy môžu ovplyvniť kvantitu aj kvalitu pôdnej organickej hmoty, čo môže mať vplyv na proces rozkladu pôdnej organickej hmoty.

Autori Fan *et al.* (2020) uvádzajú vo svojej štúdií, že poľnohospodárska pôda využívaná na pestovanie plodín mala obsah pôdnej organickej hmoty v orničnej vrstve relatívne nízky. V nami sledovaných pôdach využívaných na pestovanie plodín bol priemerný obsah humus

v orníčnej vrstve v sledovaných rokoch v *Lokalite I.* rovný 2,14 %, v *Lokalite II.* 2,35 % a v *Lokalite III.* 2,92 %. Na základe zistených hodnôt bol obsah humusu v orníčnej vrstve stredný (Príloha 8). Autori Chen *et al.* (2004) uvádzajú vo svojej štúdií, že na pôdach, kde boli pestované plodiny bol vyšší obsah pôdnej organickej hmoty. Vyšší obsah pôdnej organickej hmoty súvisí s používanými hnojivami (zvýšenie biomasy) a so zapracovanými pozberovými zvyškami, čím sa dosahuje väčší vstup organickej hmoty do pôdy.

Niektoré štúdie naznačujú, že v posledných desaťročiach obsah pôdnej organickej hmoty rýchlo klesal v dôsledku silnej erózie pôdy (Zhu *et al.*, 2019). Na druhej strane iné štúdie naznačujú, že obsah pôdnej organickej hmoty sa od 80. rokov 20. storočia zvýšil v dôsledku anorganického a organického hnojenia (Hu *et al.*, 2007; Cao *et al.*, 2016). Niektorí autori uviedli, že environmentálne faktory majú významný vplyv na hodnoty obsahu pôdnej organickej hmoty, ale v porovnaní s tým sú štúdie, ktoré naznačujú, že environmentálne faktory majú malý vplyv (Rial *et al.*, 2015; Bogunovic *et al.*, 2018).

Pôdna organická hmota sa považuje za hlavný faktor, ktorý riadi biologickú dostupnosť a chemické správanie rizikových prvkov nachádzajúcich sa v životnom prostredí (Habibul, Chen, 2018). Organická hmota v pôde sa skladá z rôznych funkčných skupín (karboxylové, hydroxylové, aminoskupiny) ktoré môžu inhibovať alebo podporovať transport rizikových prvkov v pôde prostredníctvom radu interakcií (adsorpcia, komplexácia, chelácia) (Schmidt *et al.*, 2011; Masoom *et al.*, 2016). Pôdna organická hmota môže ovplyvňovať hodnoty pH pôdy tým, z akých odumretých častí rastlín a živočíchov sa skladá (Marcos *et al.*, 2010). Pôdna organická hmota a hodnoty pH regulujú mobilitu a biologickú dostupnosť rizikových prvkov (Liu *et al.*, 2018; Xiao *et al.*, 2019). Organická hmota v pôde môže slúžiť ako adsorbent na zníženie biologickej dostupnosti a mobility rizikových prvkov (Bolan *et al.*, 2014), avšak rozpustená má tendenciu vytvárať komplexy s rizikovými prvkami a tak vplývať na ich rozpustnosť a mobilitu (Li *et al.*, 2013).

4.5 Štatistické vyhodnotenie pôdnej reakcie a celkového organického uhlíka

Naším cieľom bolo zistiť, či namerané údaje (Prílohy 6 - 8) hodnôt pôdnej reakcie, celkového organického uhlíka a humusu v dvoch ročných obdobiach (Jar, Jeseň) v sledovaných rokoch sú štatisticky významne rozdielne. Aby sme mohli použiť parametrické testy (*t*-test, resp. pre viac faktorov analýzu rozptylu) pre overenie štatistickej významnosti rozdielov pozorovaných znakov (pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox}, humus) v dvoch

obdobíach bolo potrebné overiť podmienky použitia parametrických metód. Na overenie hypotézy o normálnom rozdelení základného súboru sme použili test Shapira-Wilka.

Analýza normality rozdelenia medzi ročnými obdobiami v hodnotách pH(H₂O), pH(KCl) a obsahu C_{ox}

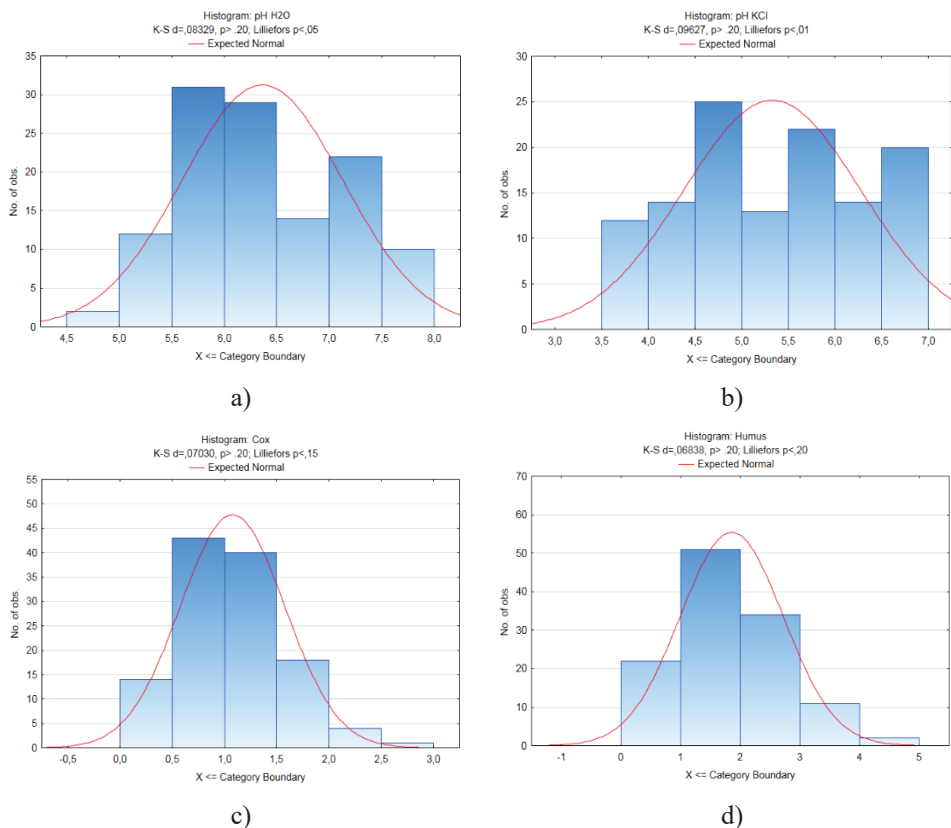
Shapiro-Wilkov test pre overovanie normality rozdelenia výberových súborov-znaky (pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox}, humus) sme realizovali v programe STATSTICA. Po zadaní údajov sme pre každý pozorovaný znak (pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox}, humus) dostali tabuľku s výsledkami testu normality (Tabuľka 4.5-1), kde sú uvedené tri údaje pre každý výberový súbor-hodnoty pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox}, humus v období Jar a Jeseň v rokoch 2017 - 2019.

Tabuľka 4.5-1 Výsledky Shapiro-Wilkovho testu (Jar-Jeseň, 2017 - 2019)

Pozorovaný znak	Jar		Jeseň	
	W	p	W	p
pH(H ₂ O)	0,957681	0,000828*	0,966351	0,004239*
pH(KCl)	0,958502	0,000961*	0,966691	0,004532*
C _{ox}	0,973896	0,019533	0,919114	0,000002*
Humus	0,973909	0,019586	0,919040	0,000002*

Údaje, označené * sú štatisticky významné

Prvý údaj (W) je hodnota testovacej štatistiky Shapirovho-Wilkovho testu a druhý údaj (p) je pravdepodobnosť p . Je to pravdepodobnosť chyby, ktorej sa dopustíme ak zamietneme testovanú hypotézu. Výsledky testu vyhodnotíme použitím hodnoty p . Hodnota p je pravdepodobnosť chyby, ktorej sa dopustíme, keď zamietneme testovanú hypotézu H_0 v prospech alternatívnej hypotézy H_1 . Ak je táto pravdepodobnosť menšia ako 0,05 resp. 0,01; testovanú hypotézu H_0 zamietame na hladine významnosti $\alpha = 0,05$ resp. $\alpha = 0,01$. V opačnom prípade testovanú hypotézu H_0 nezamietame. Keďže hodnota pravdepodobnosti vo všetkých štyroch prípadoch je menšia ako 0,05; testovanú hypotézu o normálnom rozdelení pozorovaného znaku (počet bodov z testu) zamietame na hladine významnosti $\alpha = 0,05$. To znamená, že rozdelenie hodnôt pozorovaných znakov nemôžeme považovať za normálne. Situácia v jarnom období je ilustrovaná aj na obrázku 4.5-1.



Obrázok 4.5-1 Histogramy ročné obdobie Jar (a)pH(H₂O), b)pH(KCl), c)C_{ox}, d)Humus)

Z uvedených dôvodov pre overenie štatistickej významnosti rozdielov medzi obdobiami Jar a Jeseň v 4 pozorovaných znakoch sme použili neparametrické štatistické metódy, konkrétne neparametrickú alternatívu dvojitýberového *t*-testu, ktorou je Mann-Whitneyho test (Wilcoxonov dvojitýberový test).

Analýza rozdielnosti medzi ročnými obdobiami v hodnotách pH(H₂O), pH(KCl) a obsahu C_{ox}.

Naším cieľom bolo zistiť, či namerané údaje pH(H₂O), pH(KCl) a C_{ox} v dvoch ročných obdobiach (Jar, Jeseň) sú štatisticky významne rozdielne. Keďže predpoklad o normálnom rozdelení základného súboru nebol splnený, pre overenie štatistickej významnosti rozdielov medzi obdobiami Jar a Jeseň v 3 pozorovaných znakoch (pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox} a humus) použijeme neparametrické štatistické metódy, konkrétne Wilcoxonov dvojitýberový test, čo je neparametrická alternatíva dvojitýberového *t*-testu (Markechová, Stehlíková, Tirpáková,

2011). V našom prípade sme testovali nulovú hypotézu H_0 : Oba výberové súbory pochádzajú z toho istého základného súboru, t. j. medzi oboma pozorovanými znakmi pH(H₂O) (Jar) a pH(H₂O) (Jeseň) nie je štatisticky významný rozdiel.

Nulovú hypotézu sme testovali oproti alternatívnej hypotéze:

H_1 : Výberové súbory nepochádzajú z toho istého základného súboru, t. j. medzi oboma pozorovanými znakmi pH(H₂O) (Jar) a pH(H₂O) (Jeseň) je štatisticky významný rozdiel.

Po zadaní vstupných údajov v programe STATISTICA nameraných hodnôt 4 znakov (pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox}, humus) sme dostali tabuľku 4.5-2, kde sú uvedené hodnoty testovacej štatistiky a k nim prislúchajúce p -hodnoty. Aj v tomto prípade sme výsledky testu vyhodnotili na základe p hodnoty.

Tabuľka 4.5-2 Výsledky Mann-Whitneyho testu

Pozorovaný znak	Jar-Jeseň	
	Z	p-value
pH(H ₂ O)	-4,2378	0,0000*
pH(KCl)	-1,3974	0,1623
C _{ox}	0,4370	0,6621
Humus	0,4379	0,6614

Údaje, označené * sú štatisticky významné hodnoty

Z tabuľky 4.5-2 môžeme vidieť, že hodnota pravdepodobnosti p je menšia ako 0,05 iba v jednom prípade t.j. namerané hodnoty pH(H₂O). To znamená, že v prípade pH(H₂O) testovanú hypotézu zamietame v prospech alternatívnej hypotézy, t. j. namerané hodnoty pH(H₂O) sú v dvoch ročných obdobiach štatisticky rozdielne. To znamená, že dve ročné obdobia sa štatisticky významne líšia v hodnotách pH(H₂O). V hodnotách ostatných 3 znakov (pH(KCl), C_{ox} a humus) rozdiely medzi 2 ročnými obdobiami nie sú štatisticky významné. Znak H_m sme ďalej štatisticky nespracovali, nakoľko sa jeho hodnota vypočítala z C_{ox}.

Okrem prírodných faktorov životného prostredia, ktoré môžu pôsobiť na hodnoty pH pôdy a jej priestorové rozloženie, zohrávajú ľudské činnosti dôležitú úlohu pri ovplyvňovaní pH pôdy v súčasnosti (Hong *et al.*, 2018).

Autori Mishra a Sarkar (2020) vo svojej štúdií uvádzajú, že vplyv rôznych spôsobov využívania pôd na zásoby organického uhlíka v pôde bol významný. Rozdiely v celkovom množstve organického uhlíka v pôde môžu byť ovplyvnené rozdielmi v pridávaní biomasy

pri rôznych spôsoboch využívania lokalít a tiež mierou rozkladu a rozdielnou povahou rastlinných materiálov (Mishra, Sarkar, 2020). Vhodné postupy na obrábanie pôdy pomáhajú udržiavať zásoby uhlíka a živín v pôde, čo zvyšuje produktivitu pôdy (Bhardwaj *et al.*, 2011). Spôsob obrábania v nami sledovaných pôdnych jednotkách na obsah C_{ox} nebol štatisticky významný.

Analýza rozdielnosti medzi Lokalitami I. až III. v hodnotách $pH(H_2O)$, $pH(KCl)$ a obsahu C_{ox}

Ďalším faktorom, v ktorom sme sledovali štatistickú významnosť rozdielov v pozorovaných znakoch, bol faktor *Lokalita* (pôdna jednotka). Kruskal-Wallisovým testom sme overovali, či sa 3 zo sledovaných lokalít štatisticky významne líšia v hodnotách každého z pozorovaných znakov ($pH(H_2O)$, $pH(KCl)$, C_{ox}) v *jarnom období* 2017 - 2019.

Aj v tomto prípade sme Kruskal-Wallisov test realizovali pomocou programu STATISTICA. Po zadaní vstupných údajov vo výstupnej zostave počítača sme pre zvolený znak- $pH(H_2O)$ dostali tieto výsledky: hodnotu testovacieho kritéria ($H = 60,475$) a hodnotu pravdepodobnosti ($p = 0,000$). Aj v tomto prípade sme vyhodnotili výsledok testu použitím hodnoty p . Keďže vypočítaná hodnota pravdepodobnosti p je menšia ako 0,01; nulovú hypotézu zamietame na hladine významnosti $\alpha = 0,01$; t. j. rozdiel medzi týmito 3 lokalitami vzhľadom na pozorovaný znak-hodnoty $pH(H_2O)$ je štatisticky významný.

Tabuľka 4.5-3 Viacnásobné porovnania pH hodnôt ($pH(H_2O)$ a $pH(KCl)$ -*jarné obdobie*)

Hodnoty	pH(H ₂ O)			pH(KCl)		
	Lokalita I.	Lokalita II.	Lokalita III.	Lokalita I.	Lokalita II.	Lokalita III.
Lokalita I.	-	0,0288	0,0003*	-	0,1576	0,0010*
Lokalita II.		-	1,0000		-	1,0000
Lokalita III.			-			-

Údaje, označené * sú štatisticky významné

Ďalej nás zaujímalo, ktoré konkrétne lokality sa štatisticky významne vzájomne od seba líšia v nameraných hodnotách $pH(H_2O)$ v pôdnych vzorkách. Odpoveď na danú otázku nám dalo mnohonásobné porovnanie poradových priemerov pri Kruskal-Wallisovom teste.

Výsledky Kruskal-Wallisovho testu viacnásobného porovnania (p-hodnoty) pre jarne obdobie rokov 2017 - 2019 sú uvedené v tabuľke 4.5-3.

Na základe výsledkov, uvedených v tabuľke 4.5-3 môžeme vidieť, že v jarnom období v sledovaných rokoch sa *Lokalita II.* a *III.* štatisticky významne líšili od *Lokalita I.* v hodnotách pH(H₂O). Tým sa preukázalo, že hodnoty pH(H₂O) v pôdnych vzorkách, odobraté v uvedených lokalitách v jarnom období v sledovaných rokoch sú štatisticky významne rozdielne. Kým v jarnom období za sledované obdobie bola priemerná hodnota na *Lokalite I.* pH = 6,47; na *Lokalite II.* pH = 7,37 a na *Lokalite III.* sme namerali pH = 7,44 (Tabuľka 4.2-1).

Podobné výsledky sme dostali použitím Kruskal-Wallisovho testu aj pri overovaní štatistickej významnosti rozdielov medzi lokalitami v pozorovanom znaku - hodnoty pH(KCl) v pôdnych vzorkách. Postupovali sme rovnako ako v predchádzajúcom prípade. Použitím Kruskal-Wallisovho testu sme vypočítali hodnotu testovacieho kritéria ($H = 64,652$) a hodnotu pravdepodobnosti ($p = 0,000$). Aj v tomto prípade sme vyhodnotili výsledok testu použitím hodnoty p . Keďže vypočítaná hodnota pravdepodobnosti p je menšia ako 0,01, nulovú hypotézu zamietame na hladine významnosti $\alpha = 0,01$; t. j. rozdiel medzi lokalitami je vzhľadom na pozorovaný znak - hodnoty pH(KCl) - štatisticky významný. Aj v tomto prípade sme použitím Kruskal-Wallisovho testu viacnásobného porovnania zisťovali, ktoré lokality sa vzájomne líšili v hodnotách pH(KCl) (Tabuľka 4.5-3).

Na základe výsledkov, uvedených v tabuľke 4.5-3 môžeme vidieť, že v jarnom období sa *Lokalita III.* štatisticky významne líšila s *Lokalitou I.* v hodnotách pH(KCl). Tým sa preukázalo, že hodnoty pH(KCl) v pôdnych vzorkách, odobraté v uvedených lokalitách v jarnom období (2017 - 2019) sú štatisticky významne rozdielne. Kým v jarnom období za sledované obdobie na *Lokalite I.* bola nameraná priemerná hodnota pH(KCl) = 5,50; na *Lokalite II.* bola nameraná hodnota pH(KCl) = 6,44; na *Lokalite III.* sme namerali hodnotu pH(KCl) = 6,72 (Tabuľka 4.2-1). Výmenná pôdna reakcia vyjadruje stabilnejší, dlhodobejší stav pôdy ako aktívna pôdna reakcia (Paľove-Balang, 2012). Väčšina štúdií, ktoré monitorujú acidifikáciu pôdy v obdobiach, sa zameriavajú iba na orničnú vrstvu pôdy a pozornosť sa vo všeobecnosti zameriava na prechod z neutrálneho na kyslé hodnoty pH pôdy (Guo *et al.*, 2010; Marchant *et al.*, 2015).

Rovnakým spôsobom sme postupovali pri testovaní štatistickej významnosti rozdielov lokalít v pozorovanom znaku C_{ox}. Použitím Kruskal-Wallisovho testu sme v oboch

prípadoch vypočítali hodnotu testovacieho kritéria ($H = 6,190$) a hodnotu pravdepodobnosti ($p = 0,517$). Test sme aj v tomto prípade vyhodnotili na základe vypočítanej hodnoty pravdepodobnosti p . Keďže vypočítaná hodnota pravdepodobnosti p bola väčšia ako 0,05; nulovú hypotézu nemôžeme zamietnuť, t. j. rozdiel medzi lokalitami vzhľadom na pozorovaný znak - obsah C_{ox} - nie je štatisticky významný. Tým sa preukázalo, že obsah C_{ox} v pôdnych vzorkách v rôznych sledovaných lokalitách v jarnom období (2017 - 2019) nie je štatisticky významne rozdielny.

Systemy obrábania pôdy môžu ovplyvniť distribúciu, skladovanie aj retenciu a straty pôdneho organického uhlíka v povrchových a podpovrchových vrstvách (Olson, 2013). Hodnoty pH sú hlavnými regulátormi obsahu pôdneho organického uhlíka (Ma *et al.*, 2020).

Na záver sme Kruskal-Wallisovým testom overovali, či sa 3 sledované lokality (*Lokalita I. - III.*) štatisticky významne líšia v nameraných hodnotách každého z 3 pozorovaných znakov: pH(H_2O), pH(KCl) a C_{ox} v *jesennom období* (2017 - 2019).

Aj v tomto prípade sme Kruskal-Wallisov test realizovali pomocou programu STATISTICA. Po zadaní vstupných údajov vo výstupnej zostave počítača sme pre zvolený znak - pH(H_2O) dostali hodnotu testovacieho kritéria ($H = 53,772$) a hodnotu pravdepodobnosti ($p = 0,000$). Aj v tomto prípade sme vyhodnotili výsledok testu použitím hodnoty p . Keďže vypočítaná hodnota pravdepodobnosti p je menšia ako 0,01; nulovú hypotézu zamietame na hladine významnosti $\alpha = 0.01$; t. j. rozdiel medzi týmito 3 lokalitami vzhľadom na pozorovaný znak namerané hodnoty pH(H_2O)-je štatisticky významný (Tabuľka 4.5-4).

Na základe výsledkov uvedených v tabuľke 4.5-4 môžeme vidieť, že v jesennom období v rokoch 2017 - 2019 sa sledované *lokality* štatisticky významne líšili v hodnotách pH(H_2O). Tým sa preukázalo, že hodnoty pH(H_2O) v pôdnych vzorkách, odobratých v uvedených lokalitách v jesennom období v sledovaných rokoch sú štatisticky významne rozdielne. Kým v jesennom období za sledované obdobie bola na *Lokalite I.* priemerná hodnota pH(H_2O) = 6,76; na *Lokalite II.* bola pH(H_2O) = 7,11; na *Lokalite III.* sme vypočítali priemernú hodnotu pH(H_2O) = 7,35 (Tabuľka 4.2-1).

Tabuľka 4.5-4 Viacnásobné porovnania pH hodnôt (pH(H₂O) a pH(KCl)-jesenné obdobie)

Hodnoty	pH(H ₂ O)			pH(KCl)		
Lokalita	Lokalita I.	Lokalita II.	Lokalita III.	Lokalita I.	Lokalita II.	Lokalita III.
Lokalita I.	-	1,0000	0,02017*	-	0,4844	0,0085*
Lokalita II.		-	1,0000		-	1,0000
Lokalita III.			-			-

Údaje, označené * sú štatisticky významné

Obsah pôdneho organického uhlíka môže tmiť acidifikáciu pôdy a ovplyvňovať hodnoty pH pôdy (Bowman *et al.*, 2008).

Podobné výsledky sme dostali použitím Kruskal-Wallisovho testu aj pri overovaní štatistickej významnosti rozdielov medzi lokalitami v pozorovanom znaku - hodnoty pH(KCl) v pôdnych vzorkách. Postupovali sme rovnako ako v predchádzajúcom prípade. Použitím Kruskal-Wallisovho testu sme vypočítali hodnotu testovacieho kritéria ($H = 63,574$) a hodnotu pravdepodobnosti ($p = 0,000$). Aj v tomto prípade sme vyhodnotili výsledok testu použitím hodnoty p . Keďže vypočítaná hodnota pravdepodobnosti p je menšia ako 0,01, nulovú hypotézu zamietame na hladine významnosti $\alpha = 0,01$, t. j. rozdiel medzi lokalitami je vzhľadom na pozorovaný znak - hodnoty pH(KCl) štatisticky významný. Aj v tomto prípade sme použitím Kruskal-Wallisovho testu viacnásobného porovnania zisťovali, ktoré lokality sa vzájomne líšili v hodnotách pH(KCl) (Tabuľka 4.5-4).

Na základe výsledkov, uvedených v tabuľke 4.5-4 môžeme vidieť, že v jesennom období v sledovaných rokoch sa *Lokalita III.* štatisticky významne líšila od *Lokality I.* v hodnotách pH(KCl). Tým sa preukázalo, že hodnoty pH(KCl) v pôdnych vzorkách, odobraté v uvedených lokalitách v jesennom období počas rokov 2017 - 2019 sú štatisticky významne rozdielne. Kým v jesennom období za sledované obdobie na *Lokalite I.* bola priemerná hodnota pH(KCl) = 5,42; na *Lokalite II.* bola priemerná hodnota pH(KCl) = 5,95 a na *Lokalite III.* sme vypočítali priemernú hodnotu pH(KCl) = 6,48 (Tabuľka 4.2-1).

Filippi *et al.* (2018) vo svojej štúdií zaznamenali, že rôzne pôdne jednotky a využívanie pôdy mali rôzne zmeny hodnôt pH v pôde.

Rovnakým spôsobom sme postupovali pri testovaní štatistickej významnosti rozdielov v premennej C_{ox} medzi lokalitami. Použitím Kruskal-Wallisovho testu sme v oboch

prípadoch vypočítali hodnotu testovacieho kritéria ($H = 23,080$) a hodnotu pravdepodobnosti ($p = 0,20$). Keďže vypočítaná hodnota pravdepodobnosti p je väčšia ako 0,05; nulovú hypotézu nemôžeme zamietnuť na hladine významnosti $\alpha = 0,05$; t. j. rozdiel medzi týmito 3 lokalitami vzhľadom na obsah C_{ox} nie je štatisticky významný. Tým sa preukázalo, že obsah C_{ox} v pôdnych vzorkách, odobratých v uvedených lokalitách v jesennom období (2017 - 2019) nie je štatisticky významne rozdielny.

Zmeny hladín pôdneho organického uhlíka v ornej pôde sa líšia v závislosti od typu pôdy (Kobza, 2015). Obsah a kvalita uhlíka v pôde sú determinované mnohými vplyvmi. V súčasnej etape pedogenézy je obsah uhlíka v slovenských poľnohospodárskych pôdach len uspokojivý (Bielek, 2014). Poľnohospodárske činnosti (súvisiace s využívaním pôdy a intenzitou pestovania plodín) môžu ovplyvniť úroveň pôdneho organického uhlíka a emisie C zo suchozemských ekosystémov (Francaviglia *et al.*, 2012). Následne môžu zhoršovať niektoré súvisiace problémy ako napríklad erózia pôdy (Szalai *et al.*, 2016).

4.6 Biodostupnosť a ekotoxicita rizikových prvkov

Pri posudzovaní kvality pôdy by sa mala venovať osobitná pozornosť kvalite poľnohospodárskych plodín, pretože pôda s rizosférou sú najdôležitejšou oblasťou, v ktorej systémy rastlín interagujú so znečisťujúcimi látkami a pôdnymi mikróbmi (Ren *et al.*, 2018). Reakcia rastlín na obsah rizikových prvkov v pôde závisia od rastlinných druhov, celkovej koncentrácie prvkov v pôde a biologickej dostupnosti rizikových prvkov (Rodríguez-Bocanegra *et al.*, 2018). Miera do akej sa prvky adsorbujú na alebo sorbujú cez biologické membrány organizmu, vyjadrená ako podiel z celkového obsahu prvku, ktorému je organizmus za určitých podmienok vystavený, sa nazýva *bioprístupnosť* (McGeer *et al.*, 2004). Bioprístupnosť potenciálne toxických prvkov je závislá najmä od formy výskytu a veľkosť častíc, receptora a jeho patofyziologických vlastností a expozičných podmienok (cesta vstupu, trvanie a frekvencia expozície) (Rapant a kol., 2019). Závisí nielen od fyzikálnej a chemickej formy výskytu daného prvku ale aj od špecifických charakteristík prostredia, z ktorého prestupujú do organizmu, medzi ktoré patria najmä pH, Eh, teplota, prítomnosť organických zlúčenín, chelatajúcich látok a mnohé iné (Khun *et al.*, 2008). Ako základný predpoklad prenosu rizikových prvkov v systéme pôda - rastlina a na hodnotenie rizík spojených s prítomnosťou rizikových prvkov v potravinovom reťazci sa stanovuje *biologicky prístupné množstvo* ako celkové množstvo (McLaughlin *et al.*, 2000).

Biologická dostupnosť rizikového prvku klesá v nasledujúcom poradí: vo vode rozpustná forma > vymeniteľná forma > uhličitan-viazaná forma > Fe-Mn oxid-viazaná forma > organická viazaná forma > reziduálna forma (Shen *et al.*, 2020).

Proces, počas ktorého sú chemické látky akumulované organizmami priamo z okolitého média, alebo prostredníctvom potravy kontaminovanej týmito zlúčeninami je definovaný ako bioakumulácia (Metodický pokyn MŽP SR, č. 623/98-2). Vzhľadom na skutočnosť, že negatívne účinky potenciálne toxický prvkov je možné hodnotiť až po ich vstupe do organizmu, tieto musia byť najskôr akumulované nad úrovne, ktoré sú pre organizmus „normálne“. Odpoveď organizmu teda nezávisí priamo od obsahu prvkov v životnom prostredí (vody, pôdy, sedimenty) ale od ich obsahu v organizme (Rapant a kol., 2019).

Obsah rizikových prvkov (Cd, Cu, Pb a Zn) v pôdnych vzorkách prístupných pre rastliny sme hodnotili podľa zákona NR SR č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene a doplnení niektorých zákonov (Tabuľka 4.6-1). Vzhľadom na skutočnosť, že negatívne účinky potenciálne toxický prvkov je možné hodnotiť až po ich vstupe do organizmu, tieto musia byť najskôr akumulované nad úrovne, ktoré sú pre organizmus „normálne“ (Rapant a kol., 2019). Odpoveď organizmu teda nezávisí priamo od obsahu prvkov v životnom prostredí (vody, pôdy, sedimenty) ale od ich obsahu v organizme.

Tabuľka 4.6-1 Limitné hodnoty rizikových prvkov vo vzťahu poľnohospodárska pôda a rastlina-kritické hodnoty (v mg.kg⁻¹ suchej hmoty vo výluhu 1 mol.dm⁻³ NH₄NO₃) (Vyhláška MP SR č. 508/2004 Z. z., 2004)

Prvok	kadmium	meď	olovo	zinok
Kritická hodnota	0,1	1,0	0,1	2,0

Tabuľka 4.6-2 Priemerný obsah rizikových prvkov v pôdnych vzorkách (vo výluhu 1 mol.dm³ v NH₄NO₃)

Lokalita	Obdobie	Kadmium	Meď	Olovo	Zinok
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Lokalita I.	Jar 2019	0,08	0,64	0,25	1,28
	Jeseň 2019	0,06	0,63	0,71	1,25
Lokalita II.	Jar 2019	0,04	0,67	0,26	1,34
	Jeseň 2019	0,08	0,87	0,99	1,22

Lokalita III.	Jar 2019	0,04	0,66	0,35	1,32
	Jeseň 2018	1,33	0,67	1,05	1,33

Z tabuľky 4.6-2 vidíme, že priemerný obsah Cd, Cu a Zn na Jar a Jeseň 2019 neprekročil kritickú hodnotu (Tabuľka 4.6-1) ani v jednej zo sledovaných lokalít, z ktorých bol analyzovaný rastlinný materiál. Výnimkou sú hodnoty Pb, ktoré prekročili povolenú kritickú hodnotu vo všetkých lokalitách v sledovaných obdobiach v roku 2019. Obsah mobilných foriem rizikových prvkov v pôdnych vzorkách z vybraných lokalít môžeme vidieť v Prílohe 9.

Biodostupnosť a ekotoxicita rizikových prvkov v pôde môže byť ovplyvnená poľnými podmienkami (vylúhovaním) a procesmi starnutia (Wan *et al.*, 2020). Mobilita kovov do značnej miery závisí od sorpcie a ich vylúhovateľnosti v rôznych zložkách pôdy (Chaturvedi *et al.*, 2007). Kadmium a zinok sú dva z najviac mobilných kovov, a preto sú vysoko biologicky dostupné. Mobilita oboch prvkov je však regulovaná hodnotami pôdnych charakteristík (pH, C_{ox} , textúra atď.). Geochemické správanie Cd úzko súvisí so správaním Zn, ktorý sa považuje za nevyhnutnú živinu pre organizmy a je menej toxický ako Cd (Moreno *et al.*, 2009).

Pšenica napriek tomu, že je najrozšírenejšou obilninou so širokým areálom pestovania, patrí medzi najnáročnejšie obilniny z hľadiska agroekologických podmienok. Vyžaduje hlboké, ťažšie, ale pritom vzdušné, štruktúrne pôdy, dobre zásobené živinami a humusom. Rizikové prvky boli analyzované v nasledovných častiach pšenice letnej formy ozimnej (*Triticum aestivum* L.): *koreň, stonka, list a zrno*. Obsah rizikových prvkov v analyzovaných rastlinných častiach (pestovaných v sezóne 2018 - 2019) sumarizujeme v tabuľke 4.6-3.

Zvyšovanie hodnôt rizikových prvkov v rastlinách sa môže prejaviť na ich hygienickej závadnosti. Podľa Výnosu MP SR a MZ SR č. 14300/2007-OL, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách v analyzovaných častiach rastlín nebolo prekročené najvyššie prípustné množstvo Cd v zrne dopestovanom na *Lokalitách I. - III.* (NPM Cd = 0,2 mg.kg⁻¹ pre pšenicu). Tak isto nebola prekročená ani hodnoty najvyššie prípustného množstva Pb v zrnách na sledovaných lokalitách (NPM Pb = 0,2 mg.kg⁻¹ pre obilie).

Tabuľka 4.6-3 Obsah rizikových prvkov v rastlinných častiach (v mg.kg⁻¹ suchej hmoty) pšenice letnej formy ozimnej (*Triticum aestivum* L.) pestovanej v 2018-2019

Lokalita	Časť rastliny	Kadmium	Meď	Olovo	Zinok
Lokalita I.	koreň	0,30	15,50	2,40	61,95
	steblo	0,00	2,00	0,60	8,14
	list	0,00	2,90	1,70	3,54
	zrno	0,00	4,40	0,00	25,47
Lokalita II.	koreň	0,30	22,10	2,60	85,41
	steblo	0,00	1,80	0,75	5,65
	list	0,00	3,60	1,80	4,00
	zrno	0,00	4,10	0,00	18,38
Lokalita III.	koreň	0,20	18,00	2,90	44,40
	steblo	0,00	7,20	0,85	13,66
	list	0,00	6,40	1,85	16,38
	zrno	0,00	4,20	0,00	21,98

Rodríguez-Bocanegra *et al.* (2018) vo svojej štúdií zistili, že analyzovaná pôda mala vysokú kontamináciu Cu, Pb a Zn, hlavne v ornej pôde. Veľká časť týchto rizikových prvkov bola bioprístupná pre rastliny, najmä Zn. Navyše potvrdili, že rastliny vo všeobecnosti hromadia vyšší obsah rizikových prvkov v koreňovom systéme ako v ostatných výhonkoch. Uvedené tvrdenie súhlasí s našimi hodnotami analyzovaných vzoriek (Tabuľka 4.6-3), pretože v *Lokalitách I. - III.* boli v koreňovom systéme stanovené vyššie hodnoty rizikových prvkov ako v ostatných častiach pšenice. Z našich výsledkov bioprístupné formy Zn a Cu neprekročili kritické hodnoty, ale hodnoty Pb prekročili kritickú limitnú hodnotu v orných pôdach (Tabuľka 4.6-2, *jesenné obdobie*).

Autori Kumpiene *et al.*, (2019) uvádzajú, že pri aplikácii fosforu sa znižuje bioprístupnosť Pb a tým sa znižuje sa jeho akumulácia v rastlinných výhonkoch.

Znečistenie rizikovými prvkami poľnohospodárskej pôdy často vedie k zvýšeným koncentráciám Cd a Pb v plodinách ako je pšenica (Xing *et al.*, 2016). V našich analyzovaných častiach pšenice bolo Cd stanovené v koreni (0,30 mg.kg⁻¹). V nadzemných častiach pšenice ani v zrne nebol zistený obsah Cd. Olovo sme analyzovali v koreni aj v nadzemných častiach pšenice, ale v zrne bol obsah Pb nulový.

Hromadenie Cd v rastlinách môže byť ovplyvnené, okrem hodnôt pH aj organickým uhlíkom, živinami rastlín a samotnou rastlinou (druh, odroda, kultivar) (Hudec, Feszterová, 2015). Bolo zistené, že aplikácie hnojív s obsahom P a N zvyšujú rozpustnosť pôdneho Cd a jeho absorpciu rastlinami (Gao *et al.*, 2010). Environmentálne faktory (teplota, zrážky) môžu podporovať väčšie zachytávanie Cd zvýšeným tokom do koreňa (McLaughlin *et al.*, 2011). Pridávanie iónov Ca^{2+} prostredníctvom vápnenia môže viesť k zníženej rozpustnosti Cd a dostupnosti pre rastliny (Shaheen, Rinklebe, 2015). Rastliny pestované na pôdach s nízkymi hodnotami pH, kde je rozpustnosť Cd najvyššia, môžu predstavovať potenciálne najvyššie riziko pre konzumentov. Pšenica pestovaná na pôdach s nízkou bioprístupnosťou Zn a P môže mať vyššie koncentrácie Cd v zrnách (Yi *et al.*, 2020). Dostupnosť makronutrientov a mikronutrientov ako napríklad Zn tiež ovplyvňujú absorpciu Cd v rastlinách (Chaney, 2012). Kadmium spomaľuje rast koreňového systému a spôsobuje chlorózu, dokonca aj nekrózu s celkovým poklesom biomasy a výnosov (Urminská *et al.*, 2019).

Hromadenie Zn v plodinách závisí predovšetkým od dostupnosti Zn v pôde. Štúdie preukázali, že dostupnosť Zn v pôde nezávisí len od celkového obsahu Zn v pôde, ale aj od vplyvu fyzikálno-chemických vlastností pôdy (Soltani *et al.*, 2015; Antoniadis *et al.*, 2018). Nízka dostupnosť Zn sa často uvádza v prípade zrn pšenice (Liu *et al.*, 2020a). Je dôležité zlepšiť dostupnosť Zn v plodinách prostredníctvom poľnohospodárskych postupov hospodárenia, ako je napríklad aplikácia hnojiva so zinkom (Cakmak and Kutman, 2017). Vo vode rozpustný a vymeniteľný Zn sa považuje za najpriamejšiu dostupnú frakciu súvisiacu s príjmom plodinami. Naopak Zn zachytený v primárnych a sekundárnych mineráloch sa pre rastliny považuje za nedostupný a adsorpcia Zn na pevnom povrchu predstavuje rezervu, ktorá môže nepretržite dopĺňať dostupné rastlinné formy (Liu *et al.*, 2020a).

Rastliny pestované v pôdach s vysokou koncentráciou Cu a Zn môžu tieto prvky akumulovať vo svojich tkanivách. Výsledkom sú negatívne biochemické a fyziologické reakcie, ktoré sa líšia v závislosti od rastlinného orgánu, koncentrácie a tolerance tkaniva (Mateos-Naranjo *et al.*, 2013). Absorpcia nadmerného množstva Cu a Zn môže spôsobiť oxidačný stres. Oxidačný stres je dôsledkom nerovnováhy medzi antioxidantnými odpoveďami a zvýšenou produkciou reaktívnych druhov kyslíka (Giroto *et al.*, 2013). Vysoký obsah Cu v rastlinách môže tiež inhibovať rast zasahovaním do dôležitých bunkových procesov (priepustnosť membrány, zmeny štruktúry chromatinu, syntéza

proteínov a aktivita enzýmov zapojených do fotosyntézy a respirácie) (Yang *et al.*, 2011). Zvýšenie obsahu Zn v rastline môže ovplyvniť fotosyntetickú účinnosť a to inhibíciou biosyntézy chlorofylu a znížením asimilácie uhlíka (Dhir *et al.*, 2008). Výsledkom je zníženie koreňovej kapacity a prípadne môže spôsobiť chlorózu listov, akcie, ktoré prispievajú k inhibícii rastu rastlín (Giroto *et al.*, 2013). Väčšina rastlín prijíma a akumuluje Cu iba v malom množstve. Nepretržité prijímanie Cu v potravinách môže mať negatívne účinky na zdravie ľudí (Tóth *et al.*, 2016).

Autori Rodríguez-Bocanegra *et al.* (2018) uvádzajú, že ak sú nižšie koncentrácie rizikových prvkov (Cu, Pb, Zn) vo výhonkoch rastlín alebo v koreňoch, môže to byť spôsobené zníženou bioprístupnosťou rizikových prvkov v podloží (v hĺbke koreňového systému). Dôvodom môže byť aj vyššie percento jemnej textúry, prachu, ílu (hlina) a organických látok v tejto hĺbke. Íl (hlina) môže vytvárať silné väzby medzi pôdou a rizikovými prvkami, čím môžu byť pre rastliny menej dostupné.

Syntetické organické fungicídy patria do rôznych chemických tried, a preto je ťažké zovšeobecniť ich správanie v pôde. Ich sorpcia, mobilita, stabilita, degradovateľnosť a toxicita sa líšia v dôsledku ich rôznych chemických vlastností a sú významne ovplyvnené vlastnosťami pôdy (Komárek *et al.*, 2010).

Pre stanovenie bioprístupnosti prvkov z pohľadu ich prestupu do organizmu sa využívajú viaceré typy štúdií: experimentálne štúdie (laboratorne štúdie na zvieratách), toxikokinetické modely a epidemiologické štúdie (chorobnosť ľudí). Na hodnotenie bioprístupnosti potenciálne rizikových prvkov sa v rámci týchto štúdií najčastejšie využíva analýza tzv. biomarkerov expozície, ktorá spočíva v analýze obsahu prvkov v krvi, plazme, moči, tkanivách (Rapant a kol., 2019). Vzhľadom na to, že hodnotenie bioprístupnosti potenciálne toxických prvkov v geologických zložkách životného prostredia vo vzťahu k možným zdravotným rizikám pre človeka je veľmi komplikovaný proces, ktorý je limitovaný úrovňou vedeckých poznatkov (napr. o expozícii či nebezpečnosti prvkov pre človeka), sa väčšinou pristupuje k analýze relatívnej bioprístupnosti, prostredníctvom hodnotenia bioakumulácie prvkov z geologického prostredia do potravinového reťazca (pôda-zelenina) a biologických materiálov ľudí (biomonitoring) (Rapant a kol., 2019; Piršelová, Lengyelová, Galuščáková, 2018). Hodnotenie bioakumulácie prvkov z geologického prostredia v potravinovom reťazci vychádza z analýzy prestupu potenciálne toxických prvkov z pôdy do špecifických, miestne pestovaných rastlinných produktov (zeleniny, ovocia, obilnín či ryže) (Rapant a kol., 2019). Veľmi komplexnú problematiku predstavuje

bioprístupnosť prvkov v kontexte interakcií *poľnohospodárska pôda-rastlina*. Vyjadruje sa koeficientom bioakumulácie (BK). Relatívna bioprístupnosť prvkov je vyjadrená prostredníctvom tzv. *koeficientu bioakumulácie*, ktorého výpočet je založený na porovnaní obsahu prvku v rastline s jeho celkovými obsahmi v pôde (Píršelová, Lengyelová, Galuščáková, 2018; Rapant a kol., 2019):

$$\text{Koeficient bioakumulácie (BK)} = \frac{\text{obsah prvku v rastline}}{\text{obsah prvku v pôde}}$$

Koeficient bioakumulácie bol definovaný ako koncentrácia rizikových prvkov v rastlinných častiach delená koncentráciou rizikových prvkov v pôde (Zu et al., 2005; Li et al., 2009) a udáva schopnosť rastlín tolerovať a akumulovať ťažké kovy.

Miera bioakumulácie potenciálne toxických prvkov v rastlinách je vyhodnocovaná na báze hodnôt *koeficientov bioakumulácie* v zmysle nasledovnej klasifikácie (Selinus et al., 2005):

BK < 0,001:	zanedbateľná akumulácia	BK 0,01 – 1:	priemerná akumulácia
BK 0,001 – 0,01:	slabá akumulácia	BK 1 – 10:	intenzívna akumulácia

Vo všeobecnosti prvky, ktoré sa vyznačujú relatívne nízkym koeficientom bioakumulácie sú tie, ktoré majú tendenciu byť silne sorbované na povrchu pôdnych častíc. Medzi prvky so zanedbateľnou akumuláciou sa radí skupina prvkov v poradí Ba > Ti > Sc > Zr > Bi > Ga > Fe > Se (Rapant a kol., 2019). Priemernou intenzitou akumulácie sa vyznačuje skupina prvkov Co > As > Ge > Te > Ag > Sr > Pb > Cu > Hg > Mo > Zn. Prvky, ktoré sú vo všeobecnosti akumulované intenzívne sú Rb > Cs > Br > B > Cd (Rapant a kol., 2019).

V tabuľke 4.6-4 uvádzame *koeficienty bioakumulácie* (Selinus et al., 2005) pre potenciálne rizikové prvky analyzované vo vybraných lokalitách. V *Lokalitách I. - III.* sme do výpočtu uviedli výsledky analýz súčtu celej rastliny (stonka, zrno, list, koreň). Podľa hodnôt *koeficientu bioakumulácie* potenciálne toxické prvky Zn a Cu vo všetkých lokalitách (*Lokalita I. - III.*) môžeme zaradiť v zmysle vyššie uvedenej klasifikácie (Selinus et al., 2005) medzi prvky s priemernou intenzitou akumulácie. Vypočítané hodnoty koeficientu bioakumulácie Cd pre *Lokalitu I. (Jeseň)* ho zaraďujú medzi prvky akumulované zanedbateľne a pre *Lokalitu II. - III.* medzi prvky intenzívne akumulované. Hodnoty *koeficientu bioakumulácie* vo všetkých sledovaných lokalitách zaraďujú Pb medzi prvky s priemernou intenzitou akumulácie.

Tabuľka 4.6-4 Koeficient bioakumulácie pre potenciálne toxické prvky (Jeseň 2019)

Lokalita (orná pôda)		Koeficient bioakumulácie			
		Cd	Cu	Pb	Zn
Lokalita I.	jar	4,67	0,73	0,63	0,63
	jeseň	0,00	0,79	0,53	0,53
Lokalita II.	jar	6,00	0,63	0,53	0,53
	jeseň	3,33	0,66	0,56	0,56
Lokalita III.	jar	4,00	0,56	0,61	0,61
	jeseň	4,00	0,59	0,89	0,89

Koncentrácie rizikových prvkov v rastlinách závisia od príjmu koreňového systému spojeného s biopristupnosťou prvkov v pôde alebo suchou a mokrou depozíciou na vonkajších orgánoch rastlín (väzba a rozpustnosť častíc uložených na povrchoch listov) (Norouzi *et al.*, 2015). Rizikové prvky, ktoré sa naviažu na pevné častice v atmosfére, sú schopné vstupovať do pôdy a kontaminovať ju (Feszterová, Tirpáková, Porubcová, 2021). Vzhľadom na to, že k absorpcii kovu vo vyšších rastlinách dochádza prostredníctvom koreňov a listov, je ťažké rozlíšiť, či nahromadené rizikové prvky pochádzajú z pôdy alebo vzduchu (Nadgórska-Socha *et al.*, 2017; Feszterová, Tirpáková, Porubcová, 2021). Množstvo nahromadeného rizikového prvku v rastline sa mení podľa druhu rastliny (Rodríguez-Bocanegra *et al.*, 2018). Rastliny, ktoré odstránia značné množstvo rizikových prvkov z pôdy sa stávajú toxické pre konzumenta (Mohamed *et al.*, 2003). Bioakumulácia rizikových prvkov rastlinami z pôdy sa riadi hlavne mechanizmom absorpcie, fyzikálnymi a chemickými charakteristikami rizikových prvkov, fyziologickými charakteristikami rastlín a ďalšími environmentálnymi faktormi (Peijnenburg *et al.*, 2007).

ZÁVER

Používanie priemyselných hnojív a pesticídov obsahujúcich rôzne rizikové prvky, (odpadové látky z priemyselných odvetví, dopravy a energetiky), ako aj ďalšie znečisťujúce látky rozptýlené v pôde, vode a ovzduší vplyvom klimatickými podmienok zvyšuje ich hromadenie v pôde. Spôsoby, ako aj intenzita využívania krajiny, zvyšuje narušenie pôdnej štruktúry, čo môže viesť k akumulácii a redistribúcii rizikových prvkov.

V monografii sme prezentovali výsledky štúdie z vybraných pôdnych jednotiek (*Lokalít I. - III.*) zo severozápadnej časti Hronskej pahorkatiny. Sledované boli obsahy rizikových prvkov: Cu, Cd, Pb a Zn. Získané výsledky boli hodnotené v zmysle platnej legislatívy (Zákon NR SR č. 220/2004 Z. z., 2004). Z dosiahnutých výsledkov obsahov rizikových prvkov v pôdnych vzorkách môžeme formulovať nasledujúce závery:

- v *Lokalite I.* využívanej ako orná pôda nebola limitná hodnota prekročená v priemernom obsahu Cu, Pb a Zn za sledované roky. Priemerný obsah Cd prekročil limitné hodnoty za sledované roky o 192,9 %. Koncentrácie Pb prekročili limitné hodnoty najmä v jednotlivých hĺbkach na Jar 2018/2019 a na Jeseň 2017/2018. Priemerný obsah Zn a Pb bol v jarnom období vyšší ako v jesennom. Priemerný obsah Cd a Cu bol vyšší v jesennom období ako v jarnom za sledované roky. Podľa kontaminácie v pôde by sme mohli rizikové prvky zoradiť nasledovne: Cd > Pb > Zn > Cu. Korelácia rizikových prvkov v tejto lokalite v jarnom a v jesennom období (2017 - 2019) bola medzi Zn a Cu, medzi Pb a Zn/Cu. Pôdna reakcia bola v pH(H₂O) neutrálna a v pH(KCl) kyslá (Korelácia rizikového prvku s pH(H₂O) bola v tejto pôdnej jednotke medzi Zn a pH(Jar), medzi Cd a pH(Jeseň). V sledovaných rokoch 2017 – 2019 priemerný obsah C_{ox} a humusu v tejto lokalite bol nízky.
- *Lokalita II.* využívaná ako orná pôda nemala prekročené limitné hodnoty v priemernom obsahu Cu, Pb a Zn (2017 - 2019). Koncentrácie Pb však prekročili limitné hodnoty v určitých hĺbkach na Jar 2019 a Jeseň 2018/2019. Priemerný obsah Cd prekročil limitnú hodnotu o 208,6 % počas sledovaných rokov v analyzovaných pôdnych vzorkách. V jarnom období boli priemerné obsahy vybraných rizikových prvkov nižšie ako v jesennom období. Podľa priemerného obsahu za sledované roky môžeme rizikové prvky v tejto lokalite zoradiť nasledovne: Cd > Pb > Zn > Cu. V jarnom období (2017 - 2019) bola zaznamenaná korelácia v *Lokalite II.* medzi Zn a Cu/Cd/Pb, v jesennom období (2017 - 2019) bola korelácia medzi prvkami Cd a Cu, medzi Pb a Cd. Pôdna reakcia bola v sledovanej pôdnej jednotke neutrálna v pH(H₂O) a slabo

kyslá v pH(KCl). Korelácia rizikového prvku s pH(H₂O) v tejto lokalite bola medzi Zn/Cu/Pb a pH(Jar), medzi Cu a pH(Jeseň). Vo vzorkách ornej pôdy sme zaznamenali za sledované obdobie (2017 - 2019) priemerný obsah C_{ox} a humusu na nízkej úrovni.

- v *Lokalite III.* využívanej ako orná pôda obsah Cd prekročil povolenú limitnú hodnotu o 220 % v sledovaných rokoch. Koncentrácia Pb prekročila limitnú hodnotu v niektorých sledovaných hĺbkach na Jar 2019 a Jeseň 2018/2019. Priemerný obsah Cu, Zn a Pb za sledované roky neprekročil limitnú hodnotu. Priemerný obsah Cd, Cu, Pb a Zn bol vyšší v jesennom období ako v jarnom. Podľa vyhodnotených obsahov vo výsledkoch sme zoradili sledované rizikové prvky nasledovne: Cd > Pb > Zn > Cu. Korelácia v pôdnej jednotke bola v jarnom období (2017 - 2019) medzi Zn a Cu/Pb, v jesennom období (2017 - 2019) bola korelácia medzi Cu a Zn/Cd/Pb, medzi Cd a Pb. Hodnoty aktívnej pôdnej reakcie boli slabo alkalické a vo výmennej pôdnej reakcii neutrálne. V sledovanej ornej pôde boli korelácie rizikových prvkov s pH(H₂O) medzi Pb a pH(Jar), medzi Cd/Pb a pH(Jeseň). Priemerný obsah C_{ox} a humusu sa v tejto sledovanej pôdnej jednotke pohyboval na strednej úrovni v rokoch 2017 - 2019.

Podľa hodnôt priemerných obsahov rizikových prvkov v pôdnych vzorkách za sledované roky sme zoradili pôdne jednotky nasledovne:

- kadmium: *Lokalita III.* > *Lokalita II.* > *Lokalita I.*;
- meď, olovo a zinok: *Lokalita II.* > *Lokalita I.* > *Lokalita III.*

Z dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať, že rizikový prvok Cd najviac kontaminoval analyzované pôdne jednotky. Ďalšie v poradí boli Pb a Zn a najnižšia kontaminácia v analyzovaných pôdnych vzorkách bola Cu.

Pri štatistickom vyhodnocovaní bolo našim cieľom zistiť, či namerané hodnoty (4 pozorované znaky) aktívnej a výmennej reakcie, pôdny organický uhlík a humus, sú štatisticky významne rozdielne. Aby sme pre overenie štatistickej významnosti mohli použiť parametrické metódy (t-test, analýzu rozptylu), bolo potrebné overiť podmienky. Na overenie hypotéz o normálnom rozdelení základného súboru sme použili test Shapira-Wilka. Keďže hodnota pravdepodobnosti vo všetkých 4 pozorovaných znakoch bola menšia ako 0,05 testovanú hypotézu sme zamietli na hladine významnosti $\alpha = 0,05$; z čoho vyplýva, že rozdelené hodnoty pozorovaných znakov nemôžeme považovať za normálne.

Z toho dôvodu sme použili pre overenie štatistickej významnosti rozdielov medzi obdobiami (Jar a Jeseň 2017 - 2019) v 4 pozorovaných znakoch Mann-Whitneyho test. Hodnota pravdepodobnosti p bola menšia ako 0,05 iba v prípade pH(H₂O) z čoho vyplynulo,

že iba v tomto prípade boli namerané hodnoty v dvoch obdobiach sledovaných rokov štatisticky rozdielne.

Na overenie štatistickej významnosti spôsobov využitia sledovaných lokalít v pozorovaných znakoch pH(H₂O), pH(KCl) a C_{ox} sme použili Kruskalov-Wallisov test. Hodnoty 3 pozorovaných znakov boli z rokov 2017 - 2019. Testom sa potvrdilo, že sa štatisticky významne líši orná pôda v nami sledovaných lokalitách v hodnotách pH(H₂O) v období Jar a Jeseň 2017-2019 a rovnako aj v hodnotách pH(KCl). Posledným faktorom, v ktorom sme sledovali štatistickú významnosť rozdielov v pozorovaných znakoch (pH(H₂O), pH(KCl), C_{ox}), bol faktor Lokalita (pôda jednotka). Na overenie sme použili Kruskalov-Wallisov test. V jarnom období v sledovaných rokoch sme zaznamenali, že hlavne *Lokalita II.* a *III.* sa štatisticky významne nelíšili medzi sebou v hodnotách pH(H₂O). Aj v hodnotách pH(KCl) sme zaznamenali štatisticky významné rozdiely v *Lokalitách II.* a *III.* v porovnaní s *Lokalitou I.* V sledovanom znaku - obsah C_{ox} - sme nezaznamenali v sledovaných lokalitách v jarnom období (2017 - 2019) štatisticky významné rozdiely. V jesennom období v sledovaných rokoch sme zaznamenali v sledovanom znaku pH(H₂O) štatisticky významné rozdiely hlavne v *Lokalite III.* V sledovanom znaku pH(KCl) v jesennom období (2017 - 2019) bol štatisticky významný rozdiel zaznamenaný medzi *Lokalitou III.* a *Lokalitou I.*

V pôdnych vzorkách z *Lokalít I.* - *III.* obsah sledovaných rizikových prvkov prístupných pre rastliny neprekročil zákonom stanovené kritické hodnoty v priemernom obsahu Cd, Cu a Zn na Jar a Jeseň 2019, ale v prípade obsahov Pb boli prekročené povolené kritické hodnoty vo všetkých troch lokalitách.

V monografii sú uvedené hodnoty analyzovaných vybraných rizikových prvkov (Cd, Cu, Pb, Zn) v rastlinnom materiáli pšenice letnej formy ozimnej (koreň, stonka, list a zrno). Obsah Cu a Zn bol analyzovaný vo všetkých častiach pšenice ozimnej. Obsah Cd bol zistený v koreni pšenice, v iných rastlinných častiach obsah Cd nebol analyzovaný. Obsah Pb sme zistili vo všetkých častiach pšenice okrem zrna.

Podľa hodnôt koeficientu bioakumulácie analyzovaného vo vybraných lokalitách (*Lokalita I.* - *III.* v období Jar a Jeseň 2019) Cu a Zn môžeme zaradiť do triedy medzi prvky s priemernou intenzitou akumulácie. Hodnoty koeficientu bioakumulácie Cd v *Lokalite I.* zaradíme medzi prvky akumulované zanedbateľne a pre *Lokalitu II.* - *III.* medzi prvky intenzívne akumulované. Hodnoty koeficientu bioakumulácie vo všetkých sledovaných lokalitách zaradujú Pb medzi prvky s priemernou intenzitou akumulácie.

Na základe literárnych zdrojov a analýz pôdných a rastlinných vzoriek môžeme konštatovať, že faktory a procesy ovplyvňujúce distribúciu rizikových prvkov v pôde sú veľmi zložité, čo sťažuje jednoznačnú interpretáciu. Vyšší obsah rizikových prvkov v pôde je vážnym problémom, ktorý nepriaznivo ovplyvňuje vlastnosti pôdy. Dôsledkom toho je zníženie produktivity pôdy a jej environmentálnej funkcie. Analýzy obsahov rizikových prvkov v pôdných vzorkách potvrdili znečistenie rizikovými prvkami ako sú Cd a Pb, v menšom rozsahu Cu a Zn. Kadmium predstavuje potenciálne najväčšie ekologické riziko. Geochemické, poľnohospodárske zdroje a emisie z vozidiel môžu byť najčastejšími zdrojmi rizikových prvkov v pôde. Identifikujú sa aj ďalšie faktory, ako je atmosférická depozícia, znečistená voda zo zavlažovania a agrochemické postupy, ktoré môžu vysvetľovať veľkú variabilitu kontaminácie pôdy. Je dôležité, aby sa zabránilo zvyšovaniu koncentrácií rizikových prvkov a ich akumulácii. Uvedená situácia negatívne ovplyvňuje pestované plodiny, ich kvalitu a výnosy, čo sa môže odzrkadliť na zdraví konzumenta.

Návrh na využitie výsledkov v praxi a rozvoji vedy

Význam životného prostredia spočíva v jeho ekologickej stabilite. Snahou je, aby nedochádzalo k strate, alebo oslabeniu prirodzených funkcií ekosystémov a to poškodením ich zložiek, alebo narušením vnútorných väzieb a procesov v dôsledku ľudskej činnosti. Z dosiahnutých výsledkov vyplýva, že naše zistenia možno využiť ako podklad pre sledovanie mobility rizikových látok (Cd, Cu, Pb, Zn) v pôdných jednotkách. Práca predstavuje základný výskum v modelovom území, v 3 lokalitách s rovnakým využitím krajiny ako orná pôda v severozápadnej časti Hronskej pahorkatiny. Výsledky prezentované v monografii hodnotia a dopĺňajú dôležité poznatky, ktoré súvisia s agro-environmentálnymi faktormi a ich vplyvom na obsah rizikových prvkov v pôde a v rastlinnom materiáli. Prínosom sú analýzy a z toho vyplývajúce zistenia orientované na distribúciu vybraných rizikových prvkov v pôdných jednotkách prírodného prostredia.

Na hodnotenie agro-environmentálnych faktorov na vybrané charakteristiky pôdy (pH, C_{ox} , obsahy rizikových prvkov) boli zvolené platné chemické metódy a postupy. Na základe dosiahnutých výsledkov konštatujeme, že je potrebné dbať na zlepšenie fyzikálno-chemických vlastností pôdy a spôsobov využívania krajiny. Zmeny vo fyzikálnych a chemických parametroch nemusia vplývať len na zvýšenie alebo zníženie kvality pôdy, ale môžu zmeniť mikrobiálnu rôznorodosť a fungovanie systému. Pôda ako zložka životného

prostredia je neustále ovplyvňovaná prirodzenými a antropogénnymi faktormi, preto je dôležité zachovať správne funkcie pôdy (tvorba biomasy, rezervoár vody v prírode, zdroj surovín).

Z hľadiska poľnohospodárstva a poľnohospodárskej výroby sú dnes využívané také postupy, ktorých cieľom je predchádzať degradácii pôdy, zabraňovať erózii a predovšetkým používať také dávky hnojív, ktoré nezmenia pôdne vlastnosti, ale zvýšia, kvalitu, výnos a produktivitu rastlín. Analyzované hodnoty rizikových prvkov v rastlinnom materiáli poukazujú na ich možný vplyv na pestovanú plodinu-pšenicu ozimnú. Výsledky chemických analýz vybraných rastlinných častí (koreň, stonka, zrno, list) s cieľom sledovania obsahu rizikových prvkov v závislosti od rôznych podmienok prostredia poukazujú na možné zmeny v kvalite rastlinných častí. Aplikáciou organických látok do pôdy sa môže zlepšovať jej kvalita a môže sa znížiť riziko spojené s vylúhovaním fungicídov. Mali by sa podporovať správne prístupy k ochrane proti škodcom, ako je integrovaná ochrana proti škodcom, ktorá sa používa na riadenie škodcov škodcami najúsornejším spôsobom s najmenším možným rizikom pre zdravie ľudí a životné prostredie (Komárek *et al.*, 2010). Fungicídy novej generácie by mali byť prakticky netoxické, s výnimkou cieľového organizmu.

Na základe dosiahnutých výsledkov môžeme vysloviť názor, že by bolo vhodné vytvoriť lepšie podmienky na tvorbu pôdnej organickej hmoty (zaorávaním pozberových zvyškov, používaním organických hnojív). Pôdna organická hmota ako indikátor trvalej udržateľnosti poľnohospodárskych postupov a jej spojenie so živinami má kľúčovú úlohu pri zvyšovaní produkčnej schopnosti pôdy. Na hodnotenie vplyvu agro-environmentálnych faktorov v súvislosti s obsahom rizikových prvkov v pôde a v rastlinnom materiáli boli zohľadnené klimatické údaje. Komplexné spojenie dosiahnutých výsledkov a aplikácia štatistických metód vo vyhodnení je pre sledovanie stavu životného prostredia nevyhnutná. Dosiahnuté získané výsledky je možné využiť v prognostike životného prostredia, v oblasti ekologickej stability a pri riešení otázok environmentálneho zdravia.

SUMMARY

Our task is to avoid increasing concentrations of heavy metals in soil. Their accumulation affects the soil's ability to provide safe food, affects the quality and yields of cultivated crops, and impacts consumers' health. This is especially true for the contents of heavy metals with a high degree of biotoxicity.

Today, different procedures are used regarding sustainable agriculture; one possibility is the circular economy. The circular economy is focused on the (re)design of processes and products, aiming to minimize negative environmental impacts by reducing the use of non-renewable resources and improving waste management. Agricultural production seeks to prevent soil degradation and use amounts of fertilizer that do not change the soil's properties while still increasing plant yields and productivity. This agricultural activity is a sustainable development component which affects food producers in difficult qualitative and quantitative conditions. Agricultural ecosystems are an important component in the production of food of plant and animal origin for humans. Heavy metal bioaccumulation in edible parts of plants seriously affects environmental components, the food chain, and the quality of people's lives, especially today, when the growing number of emerging diseases such as COVID-19 represents an increasing health risk.

The data obtained from the study on the content of heavy metals in soil and cereals grown in this soil should lead to appropriate measures related to food safety. These are preventive measures to exclude heavy metals from the food chain. They may also include checking the bioavailability of the elements (e.g., by liming or using other methods to demobilize heavy metals), growing plants other than cereals on the affected land, and eventually remediation actions. The assessment results based on the soil samples from our study also highlight the need for spatially intensified and thematically broadened monitoring of soil resources in a monitored area. Heavy metals can be in agricultural soil from anthropogenic sources (transport and industrial) and dry and wet deposition. This also applies to the monitored sites; whose arable soils are in the vicinity of inhabited urban areas or near roads where the limits of Cd and Pb heavy metal content have been exceeded.

The main reasons for Cd's presence in the soil can be the use of large amounts of inorganic fertilizers, agrochemicals, and atmospheric deposits. Higher Pb contents may be mainly from anthropogenic sources (burning of fossil fuels and municipal sources), including transport and industrial resources. Exceeding the limits of heavy metals results in a threat to human health and direct negative economic impacts. To reduce heavy metals in

the soil, stricter regulation of ash emissions during the coal combustion process could be introduced, especially in winter seasons, to mitigate the growing agricultural use of these heavy metals in arable soils. One effective solution to prevent and reduce soil contamination is for surface layers of soil to contain buffers, which would prevent pollutants from reaching deeper into the soil.

Regular monitoring and evaluation of the heavy metal content in soil units are of primary importance in this field. Current knowledge points to a comprehensive approach to tackling soil contamination and cultivated crops (plants) with heavy metals, which is necessary to maintain the soil's ecological function and ensure the health and food safety of cultivated cereals.

Zoznam použitej literatúry

- ADIMALLA, N. 2019. Heavy metals pollution assessment and its associated human health risk evaluation of urban soils from Indian cities: a review. In *Environmental Geochemistry and Health*. ISSN 1573-2983, 2020, vol. 42, no. 1, pp. 173 - 190.
- AGNELLO, A. C. *et al.* 2016. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2016, vol. 563 - 564, pp. 693 - 703.
- ALI, H. *et al.* 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2013, vol. 91, no. 7, pp. 869 - 881.
- ALLOWAY, B. J. 2008. *Zinc in soil and crop nutrition*. 2. edition. Brussels, Belgium and Paris, France: IZA and IFA, 2008. 135 p. ISBN 978-90-8133-310-8.
- ALLOWAY, B. J. 2013. *Heavy metals in soil: trace metals and metalloids in soil and their bioavailability*. 3rd ed. Dordrecht: Springer Science+Business Media. 2013. 597 p. ISBN 978-94-007-4469-1.
- ALSBOU, E. M. E. - AL-KHASHMAN, O. A. 2017. Heavy metal concentrations in roadside soil and street dust from Petra region, Jordan. In *Environmental Monitoring and Assessment*. ISSN 1573-2959, 2017, vol. 190, no. 1, pp. 48.
- ANTONIADIS, V. *et al.* 2018. Zinc sorption by different soils as affected by selective removal of carbonates and hydrous oxides. In *Applied Geochemistry*. ISSN 0883-2927, 2018, vol. 88, pp. 49 - 58.
- ABOLLINO, O. *et al.* 2002. Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2002, vol. 49, no. 6, pp. 545 - 557.
- ARFAEINIA, H. *et al.* 2019. The effect of land use configurations on concentration, spatial distribution, and ecological risk of heavy metals in coastal sediments of northern part along the Persian Gulf. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 653, pp. 783 - 791.
- ASHRAF, S. *et al.* 2019. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2019, vol. 174, pp. 714 - 727.

- ASSUNÇÃO, A.G.L. - SCHAT, H. - AARTS, M.G.M. 2003. *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. In *NewPhytol.* ISSN 1469-8137, 2003, vol. 159, pp. 351 - 360.
- ASSUNÇÃO, S. A. *et al.* 2019. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. In *Science of The Total Environment.* ISSN 0048-9697, 2019, vol. 658, pp. 901 - 911.
- ATAFAR, Z. *et al.* 2010. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. In *Environmental Monitoring and Assessment.* ISSN 0167-6369, 2010, vol. 160, no. 1 - 4, pp. 83 - 89.
- BAIZE, D. - STERCKEMAN, T. 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. In *Science of the Total Environment.* ISSN 0048-9697, 2001, vol. 264, no. 1 -2, pp. 127 - 139.
- BAKER, A.J.M. - BROOKS, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry. In *Biorecovery.* ISSN 0269-7572, 1989, vol. 1, pp. 81 - 126.
- BALABANOVA, B. *et al.* 2016. Quantitative assessment of metal elements using moss species as biomonitors in downwind area of lead-zinc mine. In *Journal of Environmental Science and Health.* ISSN 1093-4529, 2017, vol. 52, no. 3, pp. 290 - 301.
- PAĽOVE-BALANG, P. 2012. *Príjem a transport minerálnych látok v rastlinách.* Košice : Univerzita Pavla Jozefa Šafárika, 2012. 48 s. ISBN 978-80-7097-951-8.
- BALÁŽOVÁ, M. a kol. 2015. *Program hospodárskeho rozvoja a sociálneho rozvoja mesta Zlaté Moravce na roky 2015 - 2025:* PHSR. Zlaté Moravce, 2015. 188 s.
- BALDOCK, J. A. 2007. Composition and Cycling of Organic Carbon in Soil. In *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems, Marschner P., Rengel Z. (Eds), Vol. 10.* Berlin, Heidelberg: Springer. 2007. ISBN 978-3-540-68027-7, pp. 1 - 35.
- BALINT, R. *et al.* 2015. Copper dynamics under alternating redox conditions is influenced by soil properties and contamination source. In *Journal of Contaminant Hydrology.* ISSN 0169-7722, 2015, vol. 173, pp. 83 - 91.
- BONGIORNO, G. *et al.* 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. In *Ecological Indicators.* ISSN 1470-160X, 2019, vol. 99, pp. 38 - 50.

- BARGRIZAN, S. *et al.* 2018. The application of a spectrophotometric method to determine pH in acidic (pH < 5) soils. In *Talanta*. ISSN 0039-9140, 2018, vol. 186, pp. 421 - 426.
- BASTAMI, K. D. *et al.* 2015. Heavy metal pollution assessment in relation to sediment properties in the coastal sediments of the southern Caspian Sea. In *Marine Pollution Bulletin*. ISSN 0025-326X, 2015, vol. 92, no. 1 - 2, pp. 237 - 243.
- BÁTORA, J. a kol. 2002. *Turistický sprievodca mikroregiónom "Požítavie - Širočina"*. Zlaté Moravce : Mikroregión Požítavie Širočina, 2002. 167 s. ISBN 80-968735-2-0.
- BÁTORA, M. a kol. 1998. *Zlaté Moravce*. Zlaté Moravce : Mestský úrad, 1998. 373 s. ISBN 80-967890-9-0.
- BEESLEY, L. *et al.* 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2011, vol. 159, no. 12, pp. 3269 - 3282.
- BEYGI, M. - JALALI, M. 2019. Assessment of trace elements (Cd, Cu, Ni, Zn) fractionation and bioavailability in vineyard soils from the Hamedan, Iran. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2019, vol. 337, pp. 1009 - 1020.
- BELON, E. *et al.* 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2012, vol. 439, pp. 87 - 95.
- BENBI, D. K. *et al.* 2015. Sensitivity of Labile Soil Organic Carbon Pools to Long-Term Fertilizer, Straw and Manure Management in Rice-Wheat System. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2015, vol. 25, no. 4, pp. 534 - 545.
- BENEŠ, S. 1994. *Obsahy a bilance prvků ve sférach životního prostředí*. II. část. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 1994. 184 s. ISBN 80-7084-090-0.
- BERMUDEZ, G. M. A. *et al.* 2012. Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: Their relationship with topsoil and wheat element composition. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2012, vol. 213 - 214, pp. 447 - 456.
- BHARDWAJ, A. K. *et al.* 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. In *Agriculture, Ecosystems & Environment*. ISSN 0167-8809, 2011, vol. 140, no. 3 - 4, pp. 419 - 429.
- BHATTACHARYA, P. T. *et al.* 2016. Nutrition Aspects of Essential Trace Elements in Oral Health and Disease: An Extensive Review. In *Scientifica*. ISSN 2090-908X, 2016, vol. 2016, article 5464373.

- BIDDOCU, M. *et al.*, 2016. Long-term monitoring of soil management effects on runoff and soil erosion in sloping vineyards in Alto Monferrato (North-West Italy). In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2016, vol. 155, pp. 176 - 189.
- BIELEK, P. 2014. *Kompéndium praktického pôdoznanectva*. 1. vyd. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2014. 244 s. ISBN 978-80-552-1155-8.
- BIELEK, P. 2017. *Pôdoznanectvo pre enviromanažérov*. Nitra: Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2017. 318 s. ISBN 978-80-552-1682-9.
- BIELEK, P. - ŠURINA, B. 2000. *Malý atlas pôd Slovenska*. Bratislava : VÚPaOP, 2000. 36s. ISBN 80-85361-59-0.
- BIELY, P. 2005. *Milénium Tekova*. Žiar nad Hronom : Aprint s. r. o., 2005. 137 s. ISBN 80-968914-7-2.
- BIELY, P. 2008. *Tekov 2*. Zlaté Moravce : PaedDr. Pius Biely, 2008. 232 s. ISBN 978-80-969929-5-9.
- BINKLEY, D. - FISCHER, R. F. 2013. *Ecology and Management of Forest Soils*. 4th Edit. 362 p. Wiley-Blackwell, 2013. ISBN 978-1-118-42232-8.
- BLACK, C. A. 1965. Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. In *Agronomy Series no. 9*. Madison, Wisconsin : ASA, 1965. 1572 p.
- BLAYLOCK, M. J. - HUANG, J. W. 2000. Phytoextraction of metals. In *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. RASKIN, I. - Ensley, B. D. (Eds.), New York, USA : Wiley, 2000. pp. 53 – 70.
- BOERLEIDER, R. Z. *et al.* 2017. Human biological monitoring of mercury for exposure assessment. In *AIMS Environmental Science*. 2017, vol. 4, no. 2, pp. 251 - 276.
- BOGUNOVIC, I. *et al.* 2018. Mapping soil organic matter in the Baranja region (Croatia): Geological and anthropic forcing parameters. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2018, vol. 643, pp. 335 - 345.
- BOLAN, N. *et al.* 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize? In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2014, vol. 266, pp. 141 - 166.
- BORA, F.-D. *et al.* 2015. Vertical distribution and analysis of micro-, macroelements and heavy metals in the system soil-grapevine-wine in vineyard from North-West Romania. In *Chemistry Central Journal*. ISSN 1752-153X, 2015, vol. 9, no. 1, article 19.
- BOWMAN W. D. *et al.* 2008. Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. In *Nature*. ISSN 1752-0894, 2008, vol. 1, no. 11, pp. 767 - 770.

- BRADY, N. C. - WEIL, R. R. 2008. *The nature and properties of soils*. New York, United States of America: Pearson Education Inc., 2008. 965 p. ISBN 978-0-13-513387-3.
- BRAUNGARDT, C. B. *et al.* 2009. Analysis of dissolved metal fractions in coastal waters: an inter-comparison of five voltammetric in situ profiling (VIP) systems. In *Marine Chemistry*. ISSN 0304-4203, 2009, vol. 114, no. 1 - 2, pp. 47 - 55.
- BREVIK, E. C. 2013. Soils and human health: an overview. In *Soils and Human Health* BREVIK, E.C. - BURGESS, L.C. (Eds.) Boca Raton, FL: CRC Press, 2013, pp. 29 - 56.
- BREVIK, E. C. - BURGESS, L. C. 2015. Soil: influence on human health. In *Encyclopedia of Environmental Management*. JORGENSEN S.V. (Ed.). Boca Raton, FL : CRC Press, 2015, pp. 1 - 13.
- BROADLEY, M. R. *et al.* 2007. Zinc in plants. In *New Phytologist*. ISSN 1469-8137, 2007, vol. 173, no. 4, pp. 677 - 702.
- BROOKS R.R. (Ed.) 1998. *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. Wallingford, UK : CAB International, 1998, p. 380.
- BRUNETTO, G. *et al.* 2014 Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. In *Archives of Agronomy and Soil Science*. ISSN 0365-0340, 2014, vol. 60, no. 5, pp. 609 - 624.
- CAI, Z. J. *et al.* 2011. Effects of long-term fertilization on pH of red soil crop yields and uptakes of nitrogen, phosphorous and potassium. In *Plant Nutrition and Fertilizer Science*. ISSN 1008-505X, 2011, vol. 17, no 1., pp. 71 - 78.
- CAKMAK, I. - KUTMAN, U. B. 2017. Agronomic biofortification of cereals with zinc: a review. In *European Journal of Soil Science*. ISSN 1365-2389, 2017, vol. 69, no. 1, pp. 172 - 180.
- CAMESELLE, C. - PENA, A. 2016. Enhanced electromigration and electro-osmosis for the remediation of an agricultural soil contaminated with multiple heavy metals. In *Process Safety and Environmental Protection*. ISSN 0957-5820, 2016, vol. 104, pp. 209 - 217.
- CAO, X.-H. *et al.* 2016. Spatio-temporal variations in organic carbon density and carbon sequestration potential in the topsoil of Hebei Province, China. In *Journal of Integrative Agriculture*. ISSN 2095-3119, 2016, vol. 15, no. 11, pp. 2627 - 2638.
- COBBETT, CH. - GOLDSBROUGH, P. 2002. Phytochelatins and Metallothioneins: Roles in Heavy Metal Detoxification and Homeostasis. In *Annual Review of Plant Biology*. ISSN 1545-2123, 2002, vol. 53, pp. 159 - 182.

- COMBS, G. F. Jr. 2005. Geological impacts on nutrition. In *Essentials of Medical Geology*. SELINUS, O. *et al.* (Eds). Amsterdam : Elsevier, 2005, pp. 161 - 177.
- CONANT, R. T. *et al.* 2011. Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. In *Global Change Biology*. ISSN 1365-2486, 2011, vol. 17, no. 11, pp. 3392 –3 404.
- CONG, W.-F. *et al.* 2014. Plant species richness promotes soil carbon and nitrogen stocks in grasslands without legumes. In *Journal of Ecology*. ISSN 0022-0477, 2014, vol. 102, no. 5, pp. 1163 - 1170.
- CONNAN, O. *et al.* 2013. Wet and dry deposition of particles associated metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Hg) in a rural wetland site, Marais Vernier, France. In *Atmospheric Environment*. ISSN 1352-2310, 2013, vol. 67, pp. 394 - 403.
- CROFTS, T. S. *et al.* 2017. Next-generation approaches to understand and combat the antibiotic resistome. In *Nature Reviews Microbiology*. ISSN 1740-1534, 2017, vol. 15, pp. 422 - 434.
- ČURLÍK, J. a kol. 2003. *Pôdna reakcia a jej úprava*. Bratislava : Suma print, 2003. 249 s. ISBN 80-967696-1-8.
- DADOVÁ, J. Olovo v životnom prostredí. In *ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII séria Environmentálne manažérstvo*. ISSN 1338-449X, 2015, vol. XVII, no. 1, pp. 15 - 22.
- DAI, L. *et al.* 2018. Multivariate geostatistical analysis and source identification of heavy metals in the sediment of Poyang Lake in China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2018, vol. 621, pp. 1433 - 1444.
- DAI, L. *et al.* 2019. Geostatistical analyses and co-occurrence correlations of heavy metals distribution with various types of land use within a watershed in eastern QingHai-Tibet Plateau, China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 653, pp. 849 - 859.
- DAVIDSON, E. A. - JANSSENS, I. A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. In *Nature*. 2006, vol. 440, pp. 165-173.
- DEFO, C. *et al.* 2015. Assessment of heavy metals in soils and groundwater in an urban watershed of Yaoundé (Cameroon-West Africa). In *Environmental Monitoring and Assessment*. ISSN 0167-6369, 2015, vol. 187, no. 3, pp. 1 - 17.

- DEGRYSE, F. *et al.* 2009. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications - a review. In *European Journal of Soil Science*. ISSN 1351-0754, 2009, vol. 60, no. 4, pp. 590-612.
- DE LA PAZ JIMENEZ, M. *et al.*, 2002. Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. In *Biology and Fertility of Soils*. ISSN 1432-0789, 2002, vol. 35, no. 4, pp. 302 - 306.
- DELGADO, A. - GÓMEZ, J. A. 2016. The Soil. Physical, Chemical and Biological Properties. In *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture*. VILLALOBOS F. - FERERES E. (Eds.) Cham : Springer. pp. 15 - 26. ISBN 978-3-319-46115-1.
- DEL PRADO, A. *et al.* 2014. Synergies between mitigation and adaptation to climate change in grassland-based farming systems. In *The Future of European Grassland*. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation. Aberystwyth, Wales : Gomer Press Ltd., 2014. ISBN 978-0-9926940-1-2, vol. 19, pp. 61 - 74.
- DEMKOVÁ, L. *et al.* 2015. Toxicity of heavy metals to soil biological and chemical properties in conditions of environmentally polluted area middle Spiš (Slovakia). In *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. ISSN 1842-4090, 2015, vol. 10, no. 1, pp. 193 - 201.
- DEMKOVÁ, L. *et al.* 2017. Accumulation and environmental risk assessment of heavy metals in soil and plants of four different ecosystems in a former polymetallic ores mining and smelting area (Slovakia). In *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Toxic Hazardous Substances and Environmental Engineering*. ISSN 1093-4529, 2017, vol. 52, no. 5, pp. 479 - 490.
- DESAI, V. D. *et al.* 2014. Molecular analysis of trace elements in oral submucous fibrosis and future perspectives. In *Universal Research Journal of Dentistry*. ISSN 2249-9725, 2014, vol. 4, no. 1, pp. 26 - 35.
- DHIR, B. *et al.* 2008. Photosynthetic performance of *Salvinia natans* exposed to chromium and zinc rich wastewater. In *Brazilian Journal of Plant Physiology*. ISSN 1677-0420, 2008, vol. 20, no. 1, pp. 61 - 70.
- DING, Q. *et al.* 2017. Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2017, vol. 578, pp. 577 - 585.

- DJINGOVA, R. - KULEFF, I. 2000. Instrumental techniques for trace analysis. In *Trace Elements: Their Distribution and Effects in the Environment*, VERNET, J. P. (Ed.) 2000, London, UK : Elsevier.
- DOČEKAL, B. 2003. *Atomová absorpční spektrometrie*. 170 s. ISBN 80-86380-16-5.
- DOLEŽALOVÁ WEISSMANNOVÁ, H. *et al.* 2015. Heavy metal Contaminations of Urban soils in Ostrava, Czech Republic: Assessment of Metal Pollution and using Principal Component Analysis. In *International Journal of Environmental Research*. ISSN 1735-6865, 2015, vol. 9, no. 2, pp. 683 - 696.
- DRASZAWKA-BOLZAN, B. 2017. Effect of pH and soil environment. In *World News of Natural Sciences*. ISSN 2543-5426, 2017, vol. 8, pp. 50 - 60.
- DUAN, Q. *et al.* 2016. Distribution of Heavy Metal Pollution in Surface Soil Samples in China: A Graphical Review. In *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. ISSN 0007-4861, 2016, vol. 97, no. 3, pp. 303 - 309.
- DUIKER, S. W. - LAL, R. 1999. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. In *Soil & Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 1999, vol. 52, no. 1 - 2, pp. 73 - 81.
- DUPLAY, J. *et al.* 2014. Copper, zinc, lead and cadmium bioavailability and retention in vineyard soils (Rouffach, France): The impact of cultural practices. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2014, vol. 230 - 231, pp. 318 - 328.
- D'OTTAVIO, P. *et al.* 2017. Trends and approaches in the analysis of ecosystem services provided by grazing systems: A review. In *Grass and Forage Science*. ISSN 1365-2494, 2017, vol. 73, no. 1, pp. 15 - 25.
- ĎURŽA, O. - KHUN, M. 2001. *Environmentálna geochemia niektorých ťažkých kovov*. Bratislava : Prírodovedecká fakulta UK, 2001. 133 s.
- ENGSTRÖM, A. *et al.* 2012. Associations between dietary cadmium exposure and bone mineral density and risk of osteoporosis and fractures among women. In *Bone*. ISSN 8756-3282, 2012, vol. 50, no. 6, pp. 1372 - 1378.
- ESMAEILZADEH, J. - AHANGAR, A. G. 2014. Influence of soil organic matter content on soil physical, chemical and biological properties. In *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences*. ISSN 2231-4490, 2014, vol. 4, no. 4, pp. 244 - 252.
- EVANS, J. M. *et al.* 2015. Plant productivity, ectomycorrhizae, and metal contamination in urban brownfield soils. In *Soil Science*. ISSN 0038-075X, 2015, vol. 180, no. 4 - 5, pp. 198 - 206.

- FABIAN, C. *et al.* 2014. GEMAS: Spatial distribution of the pH of European agricultural and grazing land soil. In *Applied Geochemistry*. ISSN 0883-2927, 2014, vol. 48, pp. 207 - 216.
- FAN, M. *et al.* 2020. Variability and determinants of soil organic matter under different land uses and soil types in eastern China. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2020, vol. 198, article 104544.
- FAO: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2004. *Carbon sequestration in dryland soils*. Italy, Rome, 2004. 99 s. ISBN 92-5-105230-1.
- FARGAŠOVÁ, A. 2008. *Environmentálna toxikológia a všeobecná ekotoxikológia*. Bratislava : Orman, 2008. 348 s. ISBN 978-80-969675-6-8.
- FAZEKÁŠOVÁ, D. - BOBULESKÁ, L. 2012. Pôdne organizmy ako indikátor kvality a environmentálneho stresu v pôdnom ekosystéme. In *Životné prostredie*. ISSN 0044-4863, 2012, vol. 46, no. 2, pp. 103 - 106.
- FÁZIKOVÁ, M. a kol. 2015. *Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja obce Čierne Kľačany (2016 - 2023)*: PHSR. Čierne Kľačany : Obecný úrad, 2015. 84 s.
- FEI, L. *et al.* 2009. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland. In *Global Change Biology*. 2009, vol. 15, no. 2, p. 281-305.
- FENG, W. *et al.* 2018. Modelling mass balance of cadmium in paddy soils under long term control scenarios. In *Environmental Science: Processes and Impacts*. ISSN 2050-7887, 2018, vol. 20, no. 8, pp. 1158 - 1166.
- FENG, W. *et al.* 2019. Atmospheric bulk deposition of heavy metal(loid)s in central south China: Fluxes, influencing factors and implication for paddy soils. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2019, vol. 371, pp. 634 - 642.
- FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D. - BÁĀTH, E. 2010. Growth response of the bacterial community to pH in soils differing in pH. In *FEMS Microbiology Ecology*. ISSN 0168-6496, vol. 73, no. 1, pp. 149 - 156.
- FESZTEROVÁ, M. - HUDEC, M. 2019a. Evaluation of the ratio of total organic carbon to total nitrogen in soil (Kremnické and Štiavnické Mountains). In *APLIMAT 2019: 18th Conference on Applied Mathematics, APLIMAT 2018; Bratislava; Slovakia*. Bratislava : STU, 2019. ISBN 978-80-227-4884-1, pp. 323 - 333.

- FESZTEROVÁ, M. - HUDEC, M. 2019b. The andosols properties of forest ecosystem on the neovolcanic rocks in Kremnické vrchy Mts. (Central Slovakia). In *SGEM 2019* : 19th International Multidisciplinary Scientific Geoconference Proceedings. Science and Technologies in Geology, Oil and Gas Exploration, Water Resources, Forest Ecosystems, Albena, Bulgaria, Sofia : STEF 92, 2019. ISBN 978-619-7408-97-3, pp. 409 - 420.
- FESZTEROVÁ, M. - PORUBCOVÁ, L. - TIRPÁKOVÁ, A. 2021 The Monitoring of Selected Heavy Metals Content and Bioavailability in the Soil-Plant System and Its Impact on Sustainability in Agribusiness Food Chains. In *SUSTAINABILITY*. 2021, vol. 13, issue 13, article 7021. DOI:10.3390/su13137021.
- FIALA, K. a kol. 1999. *Závazné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém - Pôda*. Bratislava : VÚPOP, 1999. 139 s. ISBN 80-85361-55-8.
- FILIPPI, P. *et al.* 2018. Digital soil monitoring of top- and sub-soil pH with bivariate linear mixed models. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2018, vol. 322, pp. 149 - 162.
- FRANCAVIGLIA, R. *et al.* 2012. Changes in soil organic carbon and climate change - Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. In *Agricultural Systems*. ISSN 0308-521X, 2012, vol. 112, p. 48-54.
- FRITSCH, C. *et al.* 2011. Spatially explicit analysis of metal transfer to Biota: Influence of soil contamination and landscape. In *PLoS One*, ISSN 1932-6203, 2011, vol. 6, no. 5.
- GALATI, A. *et al.* 2016. Actual provision as an alternative criterion to improve the efficiency of payments for ecosystem services for C sequestration in semiarid vineyards. In *AGRICULTURAL SYSTEMS*. ISSN 0308-521X, 2016, 144, pp. 58 - 64, DOI:10.1016/j.agsy.2016.02.004.
- GALATI, A. *et al.* 2015. Towards More Efficient Incentives for Agri-environment Measures in Degraded and Eroded Vineyards. In *Land Degradation and. Development*. 2015, vol. 26, pp. 557 - 564, DOI:10.1002/ldr.2389.
- GALATI, A. *et al.* 2018. Innovation strategies geared toward the circular economy: A case study of the organic olive-oil industry. In *RivISTA. di Studi Sulla Sostenibilita*. 2018, vol. 2018, pp. 137–158, DOI:10.3280/riss2018-001011.
- GAO, X. *et al.* 2010. Concentration of cadmium in durum wheat as affected by time, source and placement of nitrogen fertilization under reduced and conventional-tillage management. In *Plant and Soil*. ISSN 0032-079X, 2010, vol. 337, no. 1, pp. 341 - 354.
- GARAU, G. *et al.* 2019. Municipal solid wastes as a resource for environmental recovery: Impact of water treatment residuals and compost on the microbial and biochemical

- features of As and trace metal-polluted soils. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2019, vol. 174, pp. 445 - 454.
- GARCÍA-DÍAZ, A. *et al.* 2017. Nitrogen losses in vineyards under different types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in central Spain. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2017, vol. 236, pp. 256 - 267.
 - GARDI, C. - YIGINI. 2012. Continuous Mapping of Soil pH Using Digital Soil Mapping Approach in Europe. In *Eurasian Journal of Soil Science*. ISSN 2147-4249, 2012, vol. 1, no. 2, pp. 64 - 68.
 - GHOSH, K. - INDRA, N. 2018. Cadmium treatment induces echinocytosis, DNA damage, inflammation, and apoptosis in cardiac tissue of albino Wistar rats. In *Environmental Toxicology and Pharmacology*. ISSN 1382-6689, 2018, vol. 59, pp. 43 - 52.
 - GIROTTO, E. *et al.* 2013. Triggered antioxidant defense mechanism in maize grown in soil with accumulation of Cu and Zn due to intensive application of pig slurry. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2013, vol. 93, pp. 145 - 155.
 - GRAY, C. W. *et al.* 2003. Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2003, vol. 305, no. 1-3, pp. 105 - 115.
 - GREEN, H. *et al.* 2016. Planting seeds for the future of food. In *Journal Of The Science Of Food And Agriculture*. ISSN 0022-5142, 2016, vol. 96, no. 5, pp. 1409 - 1414.
 - GOSAIN, B. G. *et al.* 2015. Ecosystem services of forests: carbon stock in vegetation and soil components in a watershed of Kumaun Himalaya, India. In *International Journal of Ecology and Environmental Science*. ISSN 2320-5199, 2015, vol. 41, no. 3-4, pp. 177 - 188.
 - GUNAWARDENA, J. *et al.* 2013. Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. In *Atmospheric Environment*. ISSN 1352-2310, 2013, vol. 68, pp. 235 - 242.
 - GUO, J. H. *et al.* 2010. Significant acidification in major chinese croplands. In *Science*. ISSN 0036-8075, 2010, vol. 327, no. 5968, pp. 1008 - 1010.
 - GUO, X. D. *et al.* 2019. Identification and characterisation of heavy metals in farmland soil of Hunchun basin. In *Environmental Earth Sciences*. ISSN 1866-6299, 2019, vol. 78, p. 310.

- GUTZLER, C. *et al.* 2015. Agricultural land use changes-A scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. In *Ecological Indicators*. ISSN 1470-160X, 2015, vol. 48, pp. 505 - 517.
- HABIBUL, N. - CHEN, W. 2018. Structural response of humic acid upon binding with lead: A spectroscopic insight. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2018, vol. 643, pp. 479 - 485.
- HALUŠKOVÁ, E. *et al.* 2010. Effect of heavy metals on root growth and peroxidase activity in barley root tip. In *Acta Physiologiae Plantarum*. ISSN 0137-5881, 2010, vol. 32, pp. 59 - 65.
- HAN, P. *et al.* 2016. Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management: a global meta-analysis. In *Scientific Reports*. ISSN 2045-2322, 2016, vol. 6, p. 20.
- HASAN, M. *et al.* 2019. Assisting Phytoremediation of Heavy Metals Using Chemical Amendments. In *Plants*. ISSN 2223-7747, 2019, vol. 8, no. 9, p. 295.
- HÄRING, V. *et al.* 2013. Implication of erosion on the assessment of decomposition and humification of soil organic carbon after land use change in tropical agricultural systems. In *Soil Biology and Biochemistry*. ISSN 0038-0717, 2013, vol. 65, pp. 158 - 167.
- HEITKAMP, F. *et al.* 2011. Soil organic matter pools and crop yields as affected by the rate of farmyard manure and use of biodynamic preparations in a sandy soil. In *Organic Agriculture*. ISSN 1879-4238, 2011, vol. 1, no. 2, pp. 111 - 124.
- HENRY, H. F. *et al.* 2013. Phytotechnologies - Preventing Exposures, Improving Public Health. In *International Journal of Phytoremediation*. ISSN 1522-6514, 2013, vol. 15, no. 9, pp. 889 - 899.
- HENRY, J. M. - CRING, F. D. 2013. Geophagy: an anthropological perspective. In *Soils and Human Health (eds E.C. Brevik & L.C. Burgess)*. Boca Raton, FL : CRC Press, 2013, pp. 179 - 198. ISBN 978-1-4398-4455-7.
- HERNANDEZ-SORIANO, M.C. - JIMENEZ-LOPEZ, J.C. 2012. Effects of soil water content and organic matter addition on the speciation and bioavailability of heavy metals. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2012, vol. 423, pp. 55 - 61.
- HERNANZ, J. L. *et al.* 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2002, vol. 66, no. 2, pp. 129 - 141.

- HILDEBRANDT, A. *et al.* 2008. Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). In *Water Research*. ISSN 0043-1354, 2008, vol. 42, no. 13, pp. 3315 - 3326.
- HONG, S. *et al.* 2018. Afforestation neutralizes soil pH. In *Nature Communications*. ISSN 2041-1723, 2018, vol. 9, article 520.
- HONG, S. *et al.* 2019. Environmental controls on soil pH in planted forest and its response to nitrogen deposition. In *Environmental Research*. ISSN 0013-9351, 2019, vol. 172, pp. 159 - 165.
- HOU, Q. *et al.* 2014. Annual net input fluxes of heavy metals of the agro-ecosystem in the Yangtze River delta, China. In *Journal of Geochemical Exploration*. ISSN 0375-6742, 2014, vol. 139, pp. 68 - 84.
- HOU, D. *et al.* 2017. Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: A critical review. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2017, vol. 231, pp. 1188 - 1200.
- HU, K. *et al.* 2007. Spatial and temporal patterns of soil organic matter in the urban-rural transition zone of Beijing. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2007, vol. 141, no. 3-4, pp. 302 - 310.
- HU, B. *et al.* 2017a. Assessment of the potential health risks of heavy metals in soils in a coastal industrial region of the Yangtze River Delta. In *Environmental Science and Pollution Research*. ISSN 0944-1344, 2017, vol. 24, no. 24, pp. 19816 - 19826.
- HU, W. *et al.* 2017b. Heavy metals in intensive greenhouse vegetable production systems along Yellow Sea of China: Levels, transfer and health risk. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 167, pp. 82 - 90.
- HU, W. *et al.* 2018. Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China: An integrated approach. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2018, vol. 237, pp. 650 - 661.
- HUANG, B. *et al.* 2006. Environmental assessment of small-scale vegetable farming systems in peri-urban areas of the Yangtze River Delta Region, China. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2006, vol. 112, no. 4, pp. 391 - 402 .
- HUANG, S. *et al.* 2007. Net primary production of Chinese croplands from 1950 to 1999. In *Ecological Applications*. 2007, vol. 17, no. 3, pp. 692 - 701.

- HUANG, Y. *et al.* 2015a. An integrated approach to assess heavy metal source apportionment in peri-urban agricultural soils. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2015, vol. 299, pp. 540 - 549.
- HUANG, Y. *et al.* 2015b. Nitrogen saturation, soil acidification, and ecological effects in a subtropical pine forest on acid soil in southwest China. In *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*. ISSN 2169-8953, 2015, vol. 120, no. 11, pp. 2457 - 2472.
- HUANG, J. *et al.* 2018. A new exploration of health risk assessment quantification from sources of soil heavy metals under different land use. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2018, vol. 243, Part A, pp. 49 - 58.
- HUDEC, M. - FESZTEROVÁ, M. 2015. *Humifikácia na neovulkanitoch Kremnických a Štiavnických vrchov*. Nitra : UKF, 2015. 145 s. ISBN 978-80-558-0866-6.
- HUDEC, M. *et al.* 2015. Comparison of the andosols properties of forest and meadow ecosystems on the neovolcanic rocks of the Central Slovakia. In *Folia Oecologica*. ISSN 1336-5266, 2015, vol. 42, no. 2, pp. 89 - 102.
- HUDEC, M. - PORUBCOVÁ, L. - NOGA, H. - FESZTEROVÁ, M. 2017. Statistical evaluation of the impact of ecological factors on the active and exchange soil reaction. In *APLIMAT 2017: Proceedings from 16th Conference on Applied Mathematics*, Bratislava, Slovakia. Bratislava : STU, 2017. ISBN 978-80-227-4650, pp. 670 - 681.
- HUNTER, P. 2008. A toxic brew we cannot live without - Micronutrients give insights into the interplay between geochemistry and evolutionary biology. In *Embo Reports*. ISSN 1469-221X, 2008, vol. 9, no. 1, pp. 15 - U15.
- HUSSON, O. *et al.* 2018. Conservation Agriculture systems alter the electrical characteristics (Eh, pH and EC) of four soil types in France. In *Soil and Tillage Research*. 2018ISSN 0167-1987, 2018, vol. 176, pp. 57 - 68.
- CHAI, Y. *et al.* 2015. Source identification of eight heavy metals in grassland soils by multivariate analysis from the Baicheng–Songyuan area, Jilin Province, Northeast China. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2015, vol. 134, pp. 67 - 75.
- CHANDRASEKARAN, A. *et al.* 2015. Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India – Spectroscopical approach. In *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*. ISSN 386-1425, 2015, vol. 137, pp. 589 - 600.
- CHANEY, R. L. 2012. Food safety issues for mineral and organic fertilizers. In *Advances in Agronomy*. ISSN 0065-2113, 2012, vol. 117, pp. 51 - 116.

- CHANG, Y.-T. *et al.* 2014. Evaluation of Phytoavailability of Heavy Metals to Chinese Cabbage (*Brassica chinensis L.*) in Rural Soils. In *The Scientific World Journal*. ISSN 2356-6140, 2014, vol. 2014, article 309396.
- CHATURVEDI, P. K. *et al.* 2007. Selectivity sequences and sorption capacities of phosphatic clay and humus rich soil towards the heavy metals present in zinc mine tailing. ISSN 0304-3894, 2007, vol. 147, no. 3, pp. 698 - 705.
- CHEN, T. B. *et al.* 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 1997, vol. 96, no. 1, pp. 61 - 68.
- CHEN, Q. *et al.* 2004. Evaluation of current fertilizer practice and soil fertility in vegetable production in the Beijing region. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. ISSN 1385-1314, 2004, vol. 69, pp. 51 - 58.
- CHEN, H. *et al.* 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2015, vol. 512 - 513, pp. 143 - 153.
- CHEN, S. *et al.* 2019. A high-resolution map of soil pH in China made by hybrid modelling of sparse soil data and environmental covariates and its implications for pollution. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 655, pp. 273 - 283.
- CHERFI, A. *et al.* 2014. Food survey: levels and potential health risks of chromium, lead, zinc and copper content in fruits and vegetables consumed in Algeria. In *Food and Chemical Toxicology*. ISSN 0278-6915, 2014, vol. 70, pp. 48 - 53.
- CHIBUIKE, G. U. - OBIORA, S. C. 2014. Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods. In *Applied and Environmental Soil Science*. ISSN 1687-7667, 2014, vol. 2014, article 752708.
- CHYTRÝ, M. *et al.* 2007. Plant species richness in continental southern Siberia: Effects of pH and climate in the context of the species pool hypothesis. In *Global Ecology and Biogeography*. ISSN 1466822X, (14668238), 2007, vol. 16, issue 5, pp. 668 - 678.
- IPCC. WATSON, R. T. *et al.* 2000. *Land use, land use change and forestry*. Special report. Cambridge : Univ. Press, 2000. 377 p. ISBN 9780521804950.
- JAGADAMMA, S. *et al.* 2008. Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the central Corn Belt, USA. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2008, vol. 98, no. 2, pp. 120 - 129.

- JANČO, I. *et al.* 2019. The relationship between risk elements contamination of wild edible mushrooms (*Boletus reticulatus* Schaeff.) and underlying soil substrate. In *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences*. ISSN 1338-5178, 2019, sv. 9, č. 3, pp. 657 - 660.
- JENÍK, J. 1994. *Ekoanalýza*. Pardubice : Vysoká škola chemicko-technologická v Pardubicích, 1994. 113 s. ISBN 80-85113-68-6.
- JI, CH.-J. *et al.* 2014. Climatic and Edaphic Controls on Soil pH in Alpine Grasslands on the Tibetan Plateau, China: A Quantitative Analysis. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2014, vol. 24, no. 1, pp. 39 - 44.
- JIANG, G. *et al.* 2014. Soil organic carbon sequestration in upland soils of northern China under variable fertilizer management and climate change scenarios. In *Global Biogeochemical Cycles*. ISSN: 0886-6236, 2014, vol. 28, no. 3, pp. 319 - 333.
- JIANG, Z. *et al.* 2018. Metal concentrations and risk assessment in water, sediment and economic fish species with various habitat preferences and trophic guilds from Lake Caizi, Southeast China. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2018, vol. 157, pp. 1 - 8.
- JIAO, W. *et al.* 2018. Spatial Assessment of Anthropogenic Impact on Trace Metal Accumulation in Farmland Soils from a Rapid Industrializing Region, East China. In *International Journal of Environmental Research and Public Health*. ISSN 1660-4601, 2018, vol. 15, no. 9, p. 2052.
- JING, F. *et al.* 2020. Effects of wheat straw derived biochar on cadmium availability in a paddy soil and its accumulation in rice. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2020, vol. 257, article 113592.
- JONES, J. B. 2002. Soil pH, liming, and liming materials. In *Agronomic handbook management of crops, soils and their fertility*. Washington, DC : CRC Press. pp. 237 - 251. ISBN 978-1-4200-4150-7.
- JU, X. T. *et al.* 2009. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. In *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. ISSN 0027-8424, 2009, vol. 106, no. 9, pp. 3041 - 3046.
- JU, Y. R. *et al.* 2012. Assessing human exposure risk to cadmium through inhalation and seafood consumption. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2012, vol. 227-228, p. 353–361.

- JURÍK, Ľ. 1999. *Stav malých vodných nádrží v povodí rieky Žitava*. Nitra : SPU, 1999. 192 s.
- KABATA-PENDIAS, A. - PENDIAS, H. 2001. *Trace Metals in Soils and Plants*. 3rd edition. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C. USA : CRC Press, 2001. 331 p. ISBN 0-8493-1575-1.
- KARA, M. *et al.* 2014. Seasonal and spatial variations of atmospheric trace elemental deposition in the Aliaga industrial region, Turkey. In *Atmospheric Research*. ISSN 0169-8095, 2014, vol. 149, pp. 204 - 216.
- KARIMI, A. 2017. Impacts of geology and land use on magnetic susceptibility and selected heavy metals in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran. In *Journal of Applied Geophysics*. ISSN 0926-9851, 2017, vol. 138, pp. 127 - 134.
- KIM, K.-J. *et al.* 2011. Electrokinetic extraction of heavy metals from dredged marine sediment. In *Separation and Purification Technology*. ISSN 1383-5866, 2011, vol. 79, no. 2, pp. 164 - 169.
- KIM, R.-Y. *et al.* 2015. Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation—a critical review. In *Environmental Geochemistry and Health*. ISSN 0269-4042, 2015, vol. 37, no. 6, pp. 1041 - 1061.
- KHALEDIAN, Y. *et al.* 2017. Modeling soil cation exchange capacity in multiple countries. In *Catena*. ISSN 0341-8162, 2017, vol. 158, pp. 194 - 200.
- KHAN, M. A. *et al.* 2017. Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2017, vol. 601 - 602, pp. 1591 - 1605.
- KHODADAD, C. L. M. *et al.* 2011. Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. In *Soil Biology and Biochemistry*. ISSN 0038-0717, 2011, vol. 43, no. 2, pp. 385 - 392.
- KHORSHID, M. S. H - THIELE-BRUHN, S. 2016. Contamination status and assessment of urban and non-urban soils in the region of Sulaimani City, Kurdistan, Iraq. In *Environmental Earth Sciences*. ISSN 1866-6299, 2016, vol. 75, article 1171.
- KHUN, M. *a kol.* 2008: *Environmentálna geochémia*. Bratislava : Geo-grafika, 278 s.
- KOBZA, J. 2015. Permanent soil monitoring system as a basic tool for protection of soils and sustainable land use in Slovakia. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science: Bendigo, Victoria, Australia*. 2015, vol. 25, article 012011.

- KOČICKÁ, E. 2016. *Program hospodárskeho rozvoja a sociálneho rozvoja mesta Zlaté Moravce na roky 2015 - 2025: správa o hodnotení strategického dokumentu*. Zlaté Moravce, 2016. 45 s.
- KOMÁREK, J. 2001. *Atomová absorpční spektrometrie*. Brno : Masarykova univerzita, 2001. 85 s. ISBN 80-210-2500-X.
- KOMÁREK, M. *et al.* 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. In *Environment International*. ISSN 0160-4120, 2010, vol. 36, no. 1, pp. 138 - 151.
- KOMÁREK, M. *et al.* 2013. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides - A review. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2013, vol. 172, pp. 9 - 22.
- KONING, N. *et al.* 2008. Long-term global availability of food: continued abundance or new scarcity? *NJAS-Wagening*. In *Journal of Life Science*. ISSN 0975-1270, 2008, vol. 55, pp. 229 - 292.
- KOOCH, Y. *et al.* 2020. Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2020, vol. 200, article 104621.
- KOSHELEVA, N.E. *et al.* 2015. Factors of the accumulation of heavy metals and metalloids at geochemical barriers in urban soils. In *Eurasian Soil Science*. ISSN 1064-2293, 2015, vol. 48, no. 5, pp. 476 - 492.
- KÖRSCHENS, M. *et al.* 2013. Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. In *Archives of Agronomy and Soil Science*. ISSN 0365-0340, 2013, vol. 59, no. 8, pp. 1017 - 1040.
- KUMPIENE, J. *et al.* 2017. Assessment of Methods for Determining Bioavailability of Trace Elements in Soils: A Review. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2017, vol. 27, no. 3, pp. 389 - 406.
- KUMPIENE, J. *et al.* 2019. In situ chemical stabilization of trace element-contaminated soil – Field demonstrations and barriers to transition from laboratory to the field – A review. In *Applied Geochemistry*. ISSN 0883-2927, 2019, vol. 100, pp. 335 - 351.

- KUNITO, T. *et al.* 2016. Aluminum and acidity suppress microbial activity and biomass in acidic forest soils. In *Soil Biology and Biochemistry*. ISSN 0038-0717, 2016, vol. 97, pp. 23 - 30.
- KÜPPER, H. - ANDRESEN, E. 2016. Mechanisms of metal toxicity in plants. In *Metallomics*. ISSN 1756-591X, 2016, vol. 8, 3, pp. 269 - 285. DOI:10.1039/c5mt00244c.
- LAGANIÈRE, J. *et al.* 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. In *Global Change Biology*. ISSN 1365-2486, 2010, vol. 16, no. 1, pp. 439 - 453.
- LAL, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. In *Science*. 2004, vol. 304, no. 5677, pp. 1623 - 1627.
- LAL, R. *et al.* 1998. *The potential of U.S. Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. Chelsea, MI (USA) : Sleeping Bear Press, 1998. 128 p.
- LAL, R. 2010a. Beyond Copenhagen: Mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. In *Food Security*. ISSN 18764517, 2010, vol. 2, no. 2, pp. 169 - 177.
- LAL, R. 2010b. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. In *BioScience*. ISSN 0006-3568, 2010, vol. 60, no. 9, pp. 708 - 721.
- LAL, R. 2013. Soil carbon management and climate change. In *Carbon Management*. ISSN 1758-3004, 2013, vol. 4, no. 4, pp. 439 - 462.
- LAL, R. 2016. Soil health and carbon management. In *Food and Energy Security*. ISSN 2048-3694, 2016, vol. 5, no. 4, pp. 212 - 222.
- LAURENT, C. *et al.* 2020. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2020, vol. 709, article 135927.
- LEAKE, J. R. *et al.* 2009. Health benefits of 'grow your own' food in urban areas: implications for contaminated land risk assessment and risk management?. In *Environmental Health*. ISSN 1476-069X, 2009, vol. 8, pp. 1 - 6.
- LEMOS, S. G. *et al.* 2007. Soil calcium and pH monitoring sensor system. In *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. ISSN 0021-8561, 2007, vol. 55, no. 12, pp. 4658 - 4663.

- LI, Y. X. *et al.* 2007. Contribution of additives Cu to its accumulation in pig feces: study in Beijing and Fuxin of China. In *Journal of Environmental Sciences*. ISSN 1001-0742, 2007, vol. 19, no. 5, pp. 610 - 615.
- LI, Y. *et al.* 2009. Relationship between heavy metal concentrations of herbaceous plants and soils at four Pb-Zn mining sites in Yunnan, China. In *Frontiers of Environmental Science & Engineering*. 2009, vol. 3, issue 3, pp. 325 - 333.
- LI, J. T. *et al.* 2010. Cadmium tolerance and accumulation in cultivars of a high-biomass tropical tree (*Averrhoa carambola*) and its potential for phytoextraction. In *Journal of Environmental Quality*. ISSN 0047-2425, 2010, vol. 39, no. 4, pp. 1262 - 1268.
- LI, T. *et al.* 2013. Complexation with dissolved organic matter and mobility control of heavy metals in the rhizosphere of hyperaccumulator *Sedum alfredii*. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2013, vol. 182, pp. 248 - 255.
- LI, Y. *et al.* 2014a. An investigation of outpatient children's blood lead level in Wuhan China. In *PLoS ONE*. ISSN 1932-62032014, vol. 9, no. 4, article e95284.
- LI, Z. *et al.* 2014b. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2014, vol. 468 - 469, pp. 843 - 853.
- LI, P. *et al.* 2015. Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2015, vol. 113, pp. 391 - 399.
- LI, Y. *et al.* 2015b. Effects of Cu exposure on enzyme activities and selection for microbial tolerances during swine-manure composting. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2015, vol. 283, pp. 512 - 518.
- LI, CH. *et al.* 2017a. Exploring spatially varying and scale-dependent relationships between soil contamination and landscape patterns using geographically weighted regression. In *Applied Geography*. ISSN 0143-6228, 2017, vol. 82, pp. 101 - 114.
- LI, S. *et al.* 2017b. Soil Acidification Aggravates the Occurrence of Bacterial Wilt in South China. In *Frontiers in Microbiology*. ISSN 1664-302X, 2017, vol. 8, pp. 703.
- LI, F. *et al.* 2017c. Reactive mineral removal relative to soil organic matter heterogeneity and implications for organic contaminant sorption. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2017, vol. 227, pp. 49 - 56.

- LI, CH. *et al.* 2019. Soil physiochemical properties and landscape patterns control trace metal contamination at the urban-rural interface in southern China. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2019, vol. 250, pp. 537 - 545.
- LI, CH. *et al.* 2020. Spatiotemporal patterns and drivers of soil contamination with heavy metals during an intensive urbanization period (1989–2018) in southern China. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2020, vol. 260, article 114075.
- LIANG, F. 2019. Two-decade long fertilization induced changes in subsurface soil organic carbon stock vary with indigenous site characteristics. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2019, vol. 337, pp. 853 - 862.
- LIAO, Q. L. *et al.* 2015. Association of soil cadmium contamination with ceramic industry: a case study in a Chinese town. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2015, vol. 514, pp. 26 - 32.
- LIN, Y. P. *et al.* 2002. Multivariate analysis of soil heavy metal pollution and landscape pattern in Changhua county in Taiwan. In *Landscape and Urban Planning*. ISSN 0169-2046, 2002. vol. 62, no. 1, pp. 19 - 35.
- LINKEŠ, V. a kol. 1996. *Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno - ekologických jednotiek*. 3. vyd. Bratislava : VÚPÚ, 1996. 104 s. ISBN 80-85361-19-1.
- LIU, X. *et al.* 2003. Soil organic carbon dynamics in black soils of China under different agricultural management systems. In *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. ISSN 0010-3624, 2003, vol. 34, no. 7 - 8, pp. 973 - 984.
- LIU, G. *et al.* 2014a. An ecological risk assessment of heavy metal pollution of the agricultural ecosystem near a lead-acid battery factory. In *Ecological Indicators*. ISSN 1470-160X, 2014, vol. 47, pp. 210 - 218.
- LIU, S. *et al.* 2014b. Differential responses of crop yields and soil organic carbon stock to fertilization and rice straw incorporation in three cropping systems in the subtropics. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2014, vol. 184, pp. 51 - 58.
- LIU, Q. *et al.* 2015. Source identification and availability of heavy metals in peri-urban vegetable soils: A case study from China. In *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. ISSN 1080-7039 , 2015, vol. 22, no. 1, pp. 1 - 14.
- LIU, S. H. *et al.* 2017. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. In *Bioresource Technology*. ISSN 0960-8524, 2017, vol. 224, pp. 25 - 33.

- LIU, Z. *et al.* 2018. Potato absorption and phytoavailability of cd, Ni, Cu, Zn and Pb in sierozem soils amended with municipal sludge compost. In *Journal of Arid Land*. ISSN 1674-6767, 2018, vol. 10, no. 4, pp. 638 - 652.
- LIU, H. L. *et al.* 2019a. Study of the bioavailability of heavy metals from atmospheric deposition on the soil-pakchoi (*Brassica chinensis L.*) system. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2019, vol. 362, pp. 9 - 16.
- LIU, M. *et al.* 2019b. Accumulation, temporal variation, source apportionment and risk assessment of heavy metals in agricultural soils from the middle reaches of Fenhe River basin, North China. In *RSC Advances*. ISSN 2046-2069, 2019, vol. 9, no. 38, pp. 21893 - 21902.
- LIU, Y.-M. *et al.* 2020a. Zinc fractions in soils and uptake in winter wheat as affected by repeated applications of zinc fertilizer. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2020, vol. 200, article 104612.
- LIU, K. *et al.* 2020b. Heavy metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2020, vol. 251, article 126415.
- LOMBAERT, N. *et al.* 2008. In vitro expression of hard metal dust (WC-Co)—responsive genes in human peripheral blood mononucleated cells. In *Toxicology and Applied Pharmacology*. ISSN 0041-008X, 2008, vol. 227, no. 2, pp. 299 - 312.
- LONG, A. *et al.* 2017. Effects of Low pH on Photosynthesis, Related Physiological Parameters, and Nutrient Profiles of Citrus. In *Frontiers in Plant Science*. ISSN 1664-462X, 2017, vol. 8, p. 22.
- LUO, L. *et al.* 2009. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. In *Journal of Environmental Management*. ISSN 0301-4797, 2009, vol. 90, no. 8, pp. 2524 - 2530.
- LUO, P. *et al.* 2019. Application of different single extraction procedures for assessing the bioavailability of heavy metal(loid)s in soils from overlapped areas of farmland and coal resources. In *Environmental Science and Pollution Research*. ISSN 0944-1344, 2019, vol. 26, no. 15, pp. 14932 - 14942.
- LV, J. - WANG, J. 2018. Multi-scale analysis of heavy metals sources in soils of Jiangsu Coast, Eastern China. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2018, vol. 212, pp. 964 - 973.

- LV, H. *et al.* 2020. Conventional flooding irrigation and over fertilization drives soil pH decrease not only in the top-but also in subsoil layers in solar greenhouse vegetable production systems. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2020, vol. 363, article 114156.
- LWIN, C. S. *et al.* 2018. Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality-a critical review. In *Soil Science and Plant Nutrition*. ISSN 0038-0768, 2018, vol. 64, no. 2, pp. 156 - 167.
- LAHUČKÝ, L. *et al.* 2009. The content of heavy metals in crops grew in metalically polluted region of Slovakia. In *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*. ISSN 0551-3677, 2009, vol. 55, no. 3, pp. 156 - 163.
- MA, T. Y. *et al.* 2020. Levels and variations of soil organic carbon and total nitrogen among forests in a hotspot region of high nitrogen deposition. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2020, vol. 708, pp. 1 - 42.
- MAHAR, A. *et al.* 2015. Immobilization of Lead and Cadmium in Contaminated Soil Using Amendments: A Review. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2015, vol. 25, no. 4, pp. 555 - 568.
- MAHAR, A. *et al.* 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2016, vol. 126, pp. 111 - 121.
- MAILLARD, D. A. *et al.* 2015. Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2015, vol. 202, pp. 108 - 119.
- MAITRA, S. 2016. Study of Genetic Determinants of Nickel and Cadmium Resistance in Bacteria-A Review. In *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. ISSN 2319-7706, 2016, vol. 5, no. 11, pp. 459 - 471.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. *et al.* 2006. Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme. In *Chemické listy*. ISSN 1213-7103, 2006, vol. 100, pp. 424 - 432.
- MARCOS, E. *et al.* 2010. Tree effects on the chemical topsoil features of oak, beech and pine forests. In *European Journal of Forest Research*. ISSN 1612-4669, 2010, vol. 129, no. 1, pp. 25 - 30.
- MARET, W. - SANDSTEAD, H. H. 2006. Zinc requirements and the risks and benefits of zinc supplementation. In *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. ISSN 0946-672X, 2006, vol. 20, no. 1, pp. 3 - 18.

- MARGENOT, A. J. *et al.* 2017. Biochemical proxies indicate differences in soil C cycling induced by long-term tillage and residue management in a tropical agroecosystem. In *Plant and Soil*. ISSN 0032-079X, 2017, vol. 420, no. 1 - 2, pp. 315 - 329.
- MARCHANT, B. P. *et al.* 2015. What can legacy datasets tell us about soil quality trends? Soil acidity in Victoria. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science: Bendigo, Victoria, Australia*. 2015, vol. 25, article 012015.
- MARKECHOVÁ, D. *et al.* 2011. *Štatistické metódy a ich aplikácie*. Nitra : UKF, 2011. 534 s. ISBN 978-80-8094-807-8.
- MASOOM, H. *et al.* 2016. Soil organic matter in its native state: unravelling the most complex biomaterial on earth. In *Environmental Science and Technology*. ISSN 0013-936X (1520-5851), 2016, vol. 50, no. 4, pp. 1670 - 1680.
- MATEI, N. *et al.* 2015. Determination of Cu and Zn in samples of grape and soil from murfatlar vineyard. In *Journal of Science and Arts*. ISSN 1844-9581, 2015, vol. 15, no. 2 (31), pp. 175 - 180.
- MATEOS-NARANJO, E. *et al.* 2013. Assessing the effect of copper on growth, copper accumulation and physiological responses of grazing species *Atriplex halimus*: Ecotoxicological implications. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2013, vol. 90, pp. 136 - 142.
- MATOVIĆ, V. *et al.* 2015. Insight into the oxidative stress induced by lead and/or cadmium in blood, liver and kidneys. In *Food and Chemical Toxicology*. ISSN 0278-6915, 2015, vol. 78, pp. 130 - 140.
- MAZUREK, R. *et al.* 2017. Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 168, pp. 839 - 850.
- McGEER, J. *et al.* 2004 *Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals*. Washington, DC : Risk Assessment Forum, United State Environmental Protection Agency 122, 2004, 126 s.
- McLAUGHLIN, M. J. *et al.* 2000. Soil testing for heavy metals. In *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. ISSN 1532-2416, 2000, vol. 31, no. 11 - 14, pp. 1661 - 1700.
- McLAUGHLIN, M. J. *et al.* 2011. Uptake of Metals from Soil into Vegetables. In *Swartjes F. (eds) Dealing with Contaminated Sites*. Dordrecht/Netherlands : Springer, pp. 325 - 367. ISBN 978-90-481-9756-9.

- MESBAHI, G. *et al.* 2020. Permanent grassland classifications predict agronomic and environmental characteristics well, but not ecological characteristics. In *Ecological Indicators*. ISSN 1470-160X, 2020, vol. 110, article 105956.
- MESIĆ, M *et al.* 2012. *Impact of tillage and fertilization on probable climate threats in Hungary and Croatia, soil vulnerability and protection: Carbon content and C/N ratio in Pannonian and Mediterranean soils*. Godollo/Hungary : Szent Istvan University Press, 2012. pp. 45 - 53. ISBN 978-963-269268-5.
- METODICKÝ POKYN MŽP SR, č. 623/98-2 na postup hodnotenia a riadenia rizík. Vestník MŽP SR, VI, 6, 51 - 71.
- MIGUÉNS, T. *et al.* 2007. Biochemical properties of vineyard soils in Galicia, Spain. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2007, vol. 378, no. 1 - 2, pp. 218 - 222.
- MICHALKOC-KUDREJOVÁ, A. *a kol.* 2004. *Prílepy (mestská časť Zlatých Moraviec) 1354-2004*. Mesto Zlaté Moravce a Občianske združenie Prílepčianka, 2004. 68 s.
- MILBURY, P. E. - RICHER, A. C. 2008. *Understanding the Antioxidant Controversy: Scrutinizing the "Fountain of Youth"*. In *Praeger series on contemporary health and living*. Westport, Connecticut, and London : Praeger Publishers: 2008, 171 p. ISBN 978-0-275-99376-4.
- MILIĆEVIĆ, T. *et al.* 2017. Assessment of major and trace element bioavailability in vineyard soil applying different single extraction procedures and pseudo-total digestion. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 171, pp. 284 - 293.
- MISHRA, G. - SARKAR, A. 2020. Studying the relationship between total organic carbon and soil carbon pools under different land management systems of Garo hills, Meghalaya. In *Journal of Environmental Management*. ISSN 0301-4797, 2020, vol. 257, p. 110002.
- MOHAMED, A. E. *et al.* 2003. Assessment of essential and toxic elements in some kinds of vegetables. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, vol. 55, no. 3, pp. 251 - 260.
- MOJID, M. A. *et al.* 2016. Transport characteristics of heavy metals, metalloids and pesticides through major agricultural soils of Bangladesh as determined by TDR. In *Soil Research*. ISSN 1838-675X, 2016, vol. 54, no. 8, pp. 970 - 984.
- MONDAL, M.A. *et al.* 2021. Zeolites enhance soil health, crop productivity and environmental safety. In *Agronomy-Basel*. ISSN 2073-4395. 2021, vol. 11, no. 3.

- MORENO, J. L. *et al.* 2009. Soil organic carbon buffers heavy metal contamination on semiarid soils: Effects of different metal threshold levels on soil microbial activity. In *European Journal of Soil Biology*. ISSN 1164-5563, 2009, vol. 45, no. 3, pp. 220 - 228.
- MORGAN, R. 2013. Soil, heavy metals, and human health. In *Soils and Human Health* Brevik, E.C. and Burgess L.C. (Eds). Boca Raton, FL : CRC Press, 2013, pp. 59 - 82.
- MUKHOPADHYAY, S. *et al.* 2020. Assessment of heavy metal and soil organic carbon by portable X-ray fluorescence spectrometry and NixPro™ sensor in landfill soils of India. In *Geoderma Regional*. ISSN 2352-0094, 2020, vol. 20, article e00249.
- NABULO, G. *et al.* 2006. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. In *Environmental Research*. ISSN 0013-9351, 2006, vol. 101, no. 1, pp. 42 - 52.
- NADGÓRSKA-SOCHA, A. *et al.* 2015. Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 183, pp. 471 - 482.
- NAGAJYOTI, P. C. *et al.* 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. In *Environmental Chemistry Letters*. ISSN 1610-3653, 2010, vol. 8, no. 3, pp. 199 - 216.
- NAVARRETE, I. A. *et al.* 2017. Heavy metal concentrations in soils and vegetation in urban areas of Quezon City, Philippines. In *Environmental Monitoring and Assessment*. ISSN 0167-6369, 2017, vol. 189, pp. 1 - 15.
- NAYAK, A. K. *et al.* 2012. Long-term effect of different integrated nutrient management on soil organic carbon and its fractions and sustainability of rice–wheat system in Indo Gangetic Plains of India. In *Field Crop Research*. ISSN 0378-4290, 2012, vol. 127, pp. 129 - 139.
- NEZAT, C. A. *et al.* 2017. Heavy metal content in urban residential and park soils: A case study in Spokane, Washington, USA. In *Applied Geochemistry*. ISSN 0883-2927, 2017, vol. 78, pp 186 - 193.
- NORDBERG, G. F. *et al.* 2015. Cadmium. In *Handbook on the Toxicology of Metals, Vol. II: Specific Metals* Nordberg, G.F. - Fowler, B.A. - Nordberg, M. (Eds). Amsterdam : Elsevier, 2015, pp. 667 - 716.
- NOROUZI, S. *et al.* 2015. Using plane tree leaves for biomonitoring of dust borne heavy metals: A case study from Isfahan, Central Iran. In *Ecological Indicators*. ISSN 1470-160X, 2015, vol. 57, pp. 64 - 73.

- NOZDROVICKÝ, L. a kol. 2008. *Presné pôdohospodárstvo: implementácia s podporou informačných technológií a techniky*. Nitra : Slovenská Poľnohospodárska univerzita, 2008. 168 s. ISBN 978-80-552-0123-8.
- PAN, G. *et al.* 2009. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. In *Agriculture, Ecosystems & Environment*. ISSN: 0167-8809, 2009, vol. 129, no. 1 - 3, pp. 344 - 348.
- ODHIAMBO, B. O. *et al.* 2020. Spatial prediction and mapping of soil pH across a tropical afro-montane landscape. In *Applied Geography*. ISSN 0143-6228, 2020, vol. 114, article 102129.
- OLIVER, M. A. - GREGORY, P. J. 2015. Soil, food security and human health: a review. In *European Journal Of Soil Science*. ISSN 1351-0754, 2015, vol. 66, no. 2, pp. 257 - 276.
- OLSON, K. R. 2013. Comment on "long-term no-till impacts on organic carbon and properties of two contrasting soils and corn yields in Ohio. In *Soil Science Society of America Journal*. ISSN 0361-5995, 2013, vol. 77, no. 2, pp. 692 - 693.
- OSREDKAR, J. - SUSTAR, N. 2011. Copper and zinc, biological role and significance of copper/zinc imbalance. In *Journal of Clinical Toxicology*. ISSN 2161-0495, 2011, vol. 3, article 001.
- PADMAVATHIAMMA, P. K. - LI, L. Y. 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. In *Water, Air, and Soil Pollution*. ISSN 0049-6979, 2007, vol. 184, pp. 105 - 126.
- PAGE, A. L. *et al.* 1982. *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties*. 2nd ed. Agronomy Series no. 9, 1965, ASA, Madison, Wisconsin. 1159 p.
- PALANSOORIYA, K. N. *et al.* 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. In *Environment International*. ISSN 0160-4120, 2020, vol. 134, article 105046.
- PAN, G. *et al.* 2009. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. In *Agriculture, Ecosystems & Environment*. ISSN 0167-8809, 2009, vol. 129, no. 1 - 3, pp. 344 - 348.
- PAN, L. *et al.*, 2018. A review of heavy metal pollution levels and health risk assessment of urban soils in Chinese cities. In *Environmental Science and Pollution Research*. ISSN 0944-1344, 2018, vol. 25, no. 2, pp. 1055 - 1069.

- PANDEY, S. *et al.* 2003. Biomarkers of oxidative stress: A comparative study of river Yamuna fish Wallago attu (Bl. & Schn.). In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2003, vol. 309, no. 1 - 3, pp. 105 - 115.
- PARK, J. H. *et al.* 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2011, vol. 185, no. 2 - 3, pp. 549 - 574.
- PAVAO-ZUCKERMAN, M. - POUYAT, R. P. 2017. The effects of urban expansion on soil health and ecosystem services: an overview. In *Urban Expansion, Land Cover and Soil Ecosystem Services*. London : Routledge, 2017. 332 p. ISBN 978-131-57-1567-4.
- PEIJNENBURG, W. J. G. M. *et al.* 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2007, vol. 67, no. 2, pp. 163 - 179.
- PEPPER, I. L. 2013. The Soil Health-Human Health Nexus. In *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*. ISSN 1064-3389, 2013, vol. 43, no. 24, pp. 2617 - 2652.
- PIRŠELOVÁ, B. - LENGYELOVÁ, L. - GALUŠČÁKOVÁ, E. 2018. *Hodnotenie vybraných aspektov rastu a fyziológie poľnohospodárskych plodín ovplyvnených iónmi olova, kadmia a arzénu*. Nitra : UKF v Nitre, 2018, 99 s. ISBN 978-80-558-1321-9.
- PRESTON, W. *et al.* 2016. Soil contamination by heavy metals in vineyard of a semiarid region: An approach using multivariate analysis. In *Geoderma Regional*. ISSN 2352-0094, 2016, vol. 7, no. 4, pp. 357 - p365.
- PRIETO MÉNDEZ, J. *et al.* 2018. Phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. In *Biodiversity International Journal*. ISSN 2575-906X, 2019, vol. 2, no. 4, pp. 362 - 376.
- PROUSEK, J. 2005. *Rizikové vlastnosti látok*. 2. vyd. Bratislava : Slovenská technická univerzita, 2005. 247 s. ISBN 80-227-2199-9.
- PURAKAYASTHA, T. J. *et al.* 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2008, vol. 144, no. 1 - 2, pp. 370 - 378.
- RAKOVSKÝ, S. a kol. 1969. *Zlaté Moravce a okolie*. Bratislava: Slavín, 1969. 223 s.
- RAPANT, S. a kol. 2019. *Aplikovaná medicínska geochemia*. Bratislava : Univerzita Komenského v Bratislave, 2019, 169 s. ISBN 978-80-223-4867-6. Dostupné na: <https://fns.uniba.sk/uploads/media/>

- RASCIO, N. - NAVARI-IZZO, F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? In *Plant Science*. ISSN 0168-9452, 2011, vol. 180, pp. 169 - 81,
- RATTAN, R. K. *et al.* 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater - A case study. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2005, vol. 109, no. 3-4, pp. 310 - 322.
- RAYMAN, M. P. 2012. Selenium and human health. In *The Lancet*. ISSN 0140-6736, 2012, vol. 379, no. 9822, pp. 1256 - 1268.
- REN, X. *et al.* 2018. Effect of exogenous carbonaceous materials on the bioavailability of organic pollutants and their ecological risks. In *Soil Biology and Biochemistry*. ISSN 0038-0717, 2018, vol. 116, pp. 70 - 81.
- RIAL, M. *et al.* 2015. A novel approach to map soil organic carbon content using spectroscopic and environmental data. In *Procedia Environmental Sciences*. ISSN 2392-9545, 2015, vol. 27, pp. 49 - 52.
- RIBOLZI, O. *et al.* 2002. Speciation and origin of particulate copper in runoff water from a Mediterranean vineyard catchment. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2002, vol. 117, no. 2, pp. 261 - 271.
- ROCA, N. *et al.* 2012. Background levels of potentially toxic elements in soils: A case study in Catamarca (a semiarid region in Argentina). In *Catena*. ISSN 0341-8162, 2012, vol. 92, pp. 55 - 66.
- RODRÍGUEZ-BOCANEGRA, J. *et al.* 2018. Assessment of heavy metal tolerance in two plant species growing in experimental disturbed polluted urban soil. In *Journal of Soils and Sediments*. ISSN 1439-0108, 2018, vol. 18, no. 6, pp. 2305 - 2317.
- ROYER, I. *et al.* 2007. Dissolved organic carbon in runoff and tile-drain water under corn and forage fertilized with hog manure. In *Journal of Environmental Quality*. ISSN 0047-2425, 2007, vol. 36, no. 3, pp. 855 - 863.
- RUMPEL, C. - KÖGEL-KNABNER, I. 2011. Deep soil organic matter-a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. In *Plant and Soil*. ISSN 0032-079X, 2011, vol. 338, no. 1, pp. 143 - 158.
- RUSJAN, D. *et al.* 2006. Vineyard soil characteristics related to content of transition metals in a sub-Mediterranean winegrowing region of Slovenia. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2006, vol. 136, no. 3 - 4, pp. 930 - 936.

- RUSJAN, D. *et al.* 2007. Copper accumulation regarding the soil characteristics in Sub-Mediterranean vineyards of Slovenia. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2007, vol. 141, no. 1-2, pp. 111 - 118.
- SAGNER, S. *et al.* 1998. Hyperaccumulation, complexation and distribution of nickel in *Sebestia acuminata*. In *Phytochemistry*. ISSN 1873-370, 1998, vol. 47, pp. 339 - 347.
- SAHA, J. K. *et al.* 2017. *Soil Pollution - An Emerging Threat to Agriculture*. Singapore : Springer Nature, 2017. 386 p. ISBN 978-981-10-4274-4.
- SARWAR, N. *et al.* 2017. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 171, pp. 710 - 721.
- SATPATHY, D. *et al.* 2014. Risk Assessment of Heavy Metals Contamination in Paddy Soil, Plants, and Grains (*Oryza sativa* L.) at the East Coast of India. In *BioMed Research International*. ISSN 2314-6133, 2014, vol. 2014, article 545473.
- SELINUS, O. *et al.* 2005: *Essentials of Medical geology, Impacts of the natural environment on public health*. Amsterdam : Elsevier Academic 793, 2005.
- SENBAYRAM, M. *et al.* 2019. Effect of biochar origin and soil type on the greenhouse gas emission and the bacterial community structure in N fertilised acidic sandy and alkaline clay soil. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 660, pp. 69 - 79.
- SHA, Q. *et al.* 2019. Anthropogenic atmospheric toxic metals emission inventory and its spatial characteristics in Guangdong province, China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, vol. 670, pp. 1146 - 1158.
- SHAHEEN, S. M. - RINKLEBE, J. 2015. Impact of emerging and low cost alternative amendments on the (im)mobilization and phytoavailability of Cd and Pb in a contaminated floodplain soil. In *Ecological Engineering*. ISSN 0925-8574, 2015, vol. 74, pp. 319 - 326.
- SHABALA, S. 2012. *Plant stress physiology*. Wallingford : CABI, 2012. 318 p. ISBN 978-184-59-3995-3.
- SHAO, D. *et al.* 2016. Current status and temporal trend of heavy metals in farmland soil of the Yangtze River Delta Region: Field survey and meta-analysis. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2016, vol. 219, pp. 329 - 336.
- SHARMA, V. K. *et al.* 2015. Biogeochemistry of selenium. A review. In *Environmental Chemistry Letters*. ISSN 1610-3653, 2015, vol. 13, pp. 49 - 58.

- SHEN, J. *et al.* 2013. Maximizing root/rhizosphere efficiency to improve crop productivity and nutrient use efficiency in intensive agriculture of China. In *Journal of Experimental Botany*. ISSN 0022-0957, 2013, vol. 64, no. 5, pp. 1181 - 1192.
- SHEN, F. *et al.* 2017. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil near a Pb/Zn smelter in Feng County, China. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2017, vol. 139, pp. 254 - 262.
- SHEN, B. *et al.* 2020. The optimum pH and Eh for simultaneously minimizing bioavailable cadmium and arsenic contents in soils under the organic fertilizer application. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2020, vol. 711, article 135229.
- SHENG, Y. *et al.* 2016. Reduced carbon sequestration potential of biochar in acidic soil. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2016, vol. 572, pp. 129 - 137.
- SHI, T. *et al.* 2018. Inventories of heavy metal inputs and outputs to and from agricultural soils: A review. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2018, vol. 164, pp. 118 - 124.
- SHI, R.-Y. *et al.* 2019a. Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2019, vol. 185, pp. 77 - 84.
- SHI, P. *et al.* 2019b. Distribution of soil organic carbon impacted by land-use changes in a hilly watershed of the Loess Plateau, China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 652, pp. 505 - 512.
- SHIN, D. *et al.* 2017. Soil microbial community responses to acid exposure and neutralization treatment. In *Journal of Environmental Management*. ISSN 0301-4797, 2017, vol. 204, pp. 383 - 393.
- SCHARLEMANN, J. P. W. *et al.* 2014. Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. In *Carbon Management*. ISSN 1758-3004, 2014, vol. 5, no. 1, pp. 81 - 91.
- SCHILLACI, C. *et al.* 2017. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to modelling. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2017, vol. 601-602, pp. 821 - 832.
- SCHIRRMANN, M. *et al.* 2011. Soil pH mapping with an on-the-go sensor. In *Sensors*. ISSN 1424-8220, 2011, vol. 11, no. 1, pp. 573 - 598.

- SCHMIDT, M. W. I. *et al.* 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. In *Nature*. ISSN 0028-0836, 2011, vol. 478, no. 7367, pp. 49 - 56.
- SCHWARZ, K. *et al.* 2012. The effects of the urban built environment on the spatial distribution of lead in residential soils. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2012, vol. 163, pp. 32 - 39.
- SIMPSON, S. L. *et al.* 2014. Metal speciation and potential bioavailability changes during discharge and neutralisation of acidic drainage water. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2014, vol. 103, p. 172-180.
- SINGH, A. - PRASAD, S. M. 2011. Reduction of heavy metal load in food chain: Technology assessment. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. ISSN 1569-1705, 2011, vol. 10, no. 3, pp. 199 - 214.
- SISTLA, S. A. 2013. Long-term warming restructures Arctic tundra without changing net soil carbon storage. In *Nature*. ISSN 1476-4687, 2013, vol. 497, pp. 615 - 618.
- SLÁVIKOVÁ, M. 2013. Význam pôdy pre život na Zemi: operačný program VZDELÁVANIE. Bratislava : Metodicko - pedagogické centrum, 2013. 31 s.
- SLESSAREV, E. W. *et al.* 2016. Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. In *Nature*. ISSN 0028-0836, 2016, vol. 540, no. 7634, pp. 567 - 569.
- SMITH, P. 2004. Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context. In *European Journal of Agronomy*. ISSN 1161-0301, 2004, vol. 20, no. 3, pp. 229 - 236.
- SMITH, P. *et al.* 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. ISSN 0962-8452, 2008, vol. 363, no. 1492, pp. 789 -813.
- SMITH, P. 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. In *Global Change Biology*. ISSN 1354-1013, 2016, vol. 22, no. 3, pp. 1315 - 1324.
- SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA (SPS). 2014. *Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia*. 2. upravené vydanie. Bratislava: NPPC-VUPOP, 2014. 96 s. ISBN 978-80-8163-005-7.
- SOLOMONS, N. W. - RUZ, M. 1998. Trace element requirements in humans: an update. In *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*. ISSN 1520-670X, 1998, vol. 11, pp. 177 - 195.

- SOLTANI, S. M. *et al.* 2015. Zinc fractionation of tropical paddy soils and their relationships with selected soil properties. In *Chemical Speciation and Bioavailability*. ISSN 0954-2299, 2015, vol. 27, no. 2, pp. 53 - 61.
- SONG, B. *et al.* 2017. Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. In *Environment International*. ISSN 0160-4120, 2017, vol. 105, pp. 43 - 55.
- SOTO, F. *et al.* 2015. Consideration of total available N supply reduces N fertilizer requirement and potential for nitrate leaching loss in tomato production. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2015, vol. 200, pp. 62 - 70.
- SRIVASTAVA, V. *et al.* 2017. Agroecological Responses of Heavy Metal Pollution with Special Emphasis on Soil Health and Plant Performances. In *Frontiers in Environmental Science*. ISSN 2296-665X, 2017, vol. 5, article 64.
- STEFFAN, J. J. *et al.* 2018. The effect of soil on human health: an overview. In *European Journal of Soil Science*. ISSN 1351-0754, 2018, vol. 69, no. 1, pp. 159 - 171.
- STEINNES, E. 2011. Soils and human health. In *Sustaining Soil Productivity in Response to Global Climate Change: Science, Policy, and Ethics* (eds T. Sauer, J.M. Norman & M.V.K. Sivakumar). Chichester: John Wiley & Sons, Inc., 2011, pp. 79 - 86. ISBN 978-0-4709-5857-5.
- STERN, B. R. 2010. Essentiality and toxicity in copper health risk assessment: overview, update and regulatory considerations. In *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A*. ISSN 1528-7394, 2010, vol. 73, no. 2-3, pp. 114 - 127.
- STOCKING, M. A. 2003. Tropical Soils and Food Security: The Next 50 Years. In *Science*. ISSN: 0036-8075, 2003, vol. 302, no. 5649, p. 1356-1359.
- SU, Y. Z. *et al.* 2006. Long-term effect of fertilizer and manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat-wheat-maize cropping system in northwest China. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. ISSN 1385-1314, 2006, vol. 75, no. 1 - 3, pp. 285 - 295.
- SUN, R. - ZHOU, Q. - JIN, C. 2006. Cadmium accumulation in relation to organic acids in leaves of *Solanum nigrum L.* as a newly found cadmium hyperaccumulator. In *Plant Soil*. ISSN 1573-5036, 2006, vol. 285, pp. 125 - 134.
- SUN, Y. *et al.* 2019. Soil contamination in China: Current priorities, defining background levels and standards for heavy metals. In *Journal of Environmental Management*. ISSN 0301-4797, 2019, vol. 251, article 109512.

- SÜLE, P. - ŠÜLE, P. ml. - ADAMOVIÁ, M. a kol. 2005. *Encyklopédia miest a obcí Slovenska*. Lučenec : PS-LINE, spol. s r. o., 2005. 960 s. ISBN 80-969388-8-6.
- SYSWERDA, S. P. *et al.* 2011. Agricultural management and soil carbon storage in surface vs. deep layers. In *Soil Science Society of America Journal*. ISSN 0361-5995, 2011, vol. 75, no. 1, pp. 92 - 101.
- SZALAI, Z. *et al.* 2016. Redistribution of Soil Organic Carbon Triggered by Erosion at Field Scale Under Subhumid Climate, Hungary. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2016, vol. 26, no. 5, pp. 652 - 665.
- ŠIMANSKÝ, V. 2010. *Základy pedológie*. Nitra : SPU, 2010. 108 s. ISBN 978-80-552-0404-8.
- ŠIMANSKÝ, V. *et al.* 2013. The effect of organic matter on aggregation under different soil management practices in a vineyard in an extremely humid year. In *Catena*. ISSN 0341-8162, vol. 101, pp. 108 - 113.
- ŠIMANSKÝ, V. *a kol.* 2017. *Návody na cvičenia z pôdoznalectva*. Nitra : SPU, 2017. 140 s. ISBN 978-80-552-1643-0.
- TANG, J. *et al.* 2019. Diagnosis of soil contamination using microbiological indices: A review on heavy metal pollution. In *Journal of Environmental Management*. ISSN 0301-4797, 2019, vol. 242, pp. 121 - 130.
- TARNOCAI, C. *et al.* 2009. Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region. In *Global Biogeochemical Cycles*. ISSN 1944-9224, 2009, vol. 23, no. 2.
- TEPANOSYAN, G. *et al.* 2017. Human health risk assessment and riskiest heavy metal origin identification in urban soils of Yerevan, Armenia. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 184, pp. 1230 - 1240.
- TIECHER, T. L. *et al.* 2016. Effects of zinc addition to a copper-contaminated vineyard soil on sorption of Zn by soil and plant physiological responses. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2016, vol. 129, pp. 109 - 119.
- TILNEY, R. *et al.* 2017. Cobalt cardiomyopathy secondary to hip arthroplasty: an increasingly prevalent problem. In *Case Reports in Cardiology*. ISSN 2090-6404, 2017, vol. 2017, article 5434571.
- TOBIAŠOVÁ, E. 2017. *Organický podiel pôdy: Percento pre život*. Nitra : SPU, 2017. ISBN 978-80-552-1735-2.

- TOBIAŠOVÁ, E. - ŠPAŇO, M. 2014. Vplyv pestovaných plodín na množstvo a stabilitu pôdnej organickej hmoty. In *Zborník z 5. vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou: Pestovateľské technológie a ich význam pre prax*. Piešťany: Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum - Výskumný ústav rastlinnej výroby, 2014. ISBN 978-80-89417-55-1, pp. 17 - 21.
- TOBIAŠOVÁ, E. *et al.* 2018. *Metodiky stanovenia parametrov pôdnej organickej hmoty*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2018. ISBN 978-80-552-1876-2.
- TOMÁŠ, J. *et al.* 2007. *Poškodzovanie pôd a rastlín ľudskými činnosťami*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2007. 110 s. ISBN 978-80-8069-902-4.
- TÓTH, G. *et al.* 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. In *Environment International*. ISSN 0160-4120, 2016, vol. 88, pp. 299 - 309.
- TSAI, Y. I. *et al.* 2014. Atmospheric dry plus wet deposition and wet-only deposition of dicarboxylic acids and inorganic compounds in a coastal suburban environment. In *Atmospheric Environment*. ISSN 1352-2310, 2014, vol. 89, pp. 696 - 706.
- URMINSKÁ, J. *et al.* 2019. The effect of the selected remediation medium on the cadmium bioavailability in the selected ecosystem in the Southwestern locality of Slovakia. In *Ekologia Bratislava*. ISSN 1335-342X, 2019, vol. 38, no. 3, pp. 214 - 224.
- VALLADARES, G. S. *et al.* 2009. Assessment of heavy metals in soils of a vineyard region with the use of principal component analysis. In *Scientia Agricola*. ISSN 0103-9016, 2009, vol. 66, no. 3, pp. 361 - 367.
- VALLASCAS, E. *et al.* 2013. Adipose tissue: another target organ for lead accumulation? A study on sardinian children (Italy). In *American Journal of Human Biology*. ISSN 1520-6300, 2013, vol. 25, no. 6, pp. 789 - 794.
- VAMERALI, T. *et al.* 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. In *Environmental Chemistry Letters*. ISSN 16103653, 2010, vol. 8, no. 1, pp. 1 - 17.
- VAN DIJK, W. F. A. *et al.* 2016. Factors underlying farmers' intentions to perform unsubsidised agri-environmental measures. In *Land Use Policy*. ISSN 0264-8377, 2016, vol. 59, pp. 207 - 216.
- VERBRUGGEN, N. - HERMANS, C. - SCHAT, H. 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. In *New Phytol*. ISSN 1469-8137, 2009, vol. 181, pp. 759 - 776.

- VIGLIOTTA, G. *et al.* 2016. Effects of heavy metals and chelants on phytoremediation capacity and on rhizobacterial communities of maize. In *Journal of Environmental Management*. ISSN 0301-4797, 2016, vol. 179, pp. 93 - 102.
- VILLARINO, S. H. *et al.* 2019. How does soil organic carbon mediate trade-offs between ecosystem services and agricultural production?. In *Ecological Indicators*. ISSN 1470-160X, 2019, vol. 103, pp. 280 - 288.
- VIVENTSOVA (RUTH), E. *et al.* 2005. Changes in soil organic matter composition and quantity with distance to a nickel smelter — a case study on the Kola Peninsula, NW Russia. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2005, vol. 127, no. 3 - 4, pp. 216 - 226.
- VON LINDERN, I. *et al.* 2016. Estimating Children's Soil/Dust Ingestion Rates through Retrospective Analyses of Blood Lead Biomonitoring from the Bunker Hill Superfund Site in Idaho. In *Environmental Health Perspectives*. ISSN 0091-6765, 2016, vol. 124, no. 9, pp. 1462 - 1470.
- VON LÜTZOW, M. - KÖGEL-KNABER, I. 2009. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—what do we know? In *Biology and Fertility of Soils*. ISSN 0178-2762, 2009, vol. 46, pp. 1 - 15.
- VYHLÁŠKA Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky č. 508/2004 Z. z., ktorou sa vykonáva § 27 zákona č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov.
- VYHLÁŠKA Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky č. 59/2013 Z. z., ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky č. 508/2004 Z. z., ktorou sa vykonáva § 27 zákona č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov.
- VÝNOS Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky a Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky z 29. októbra 2007 č. 14300/2007-OL. ktorým sa mení a dopĺňa výnos Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky a Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky z 11. septembra 2006 č. 18558/2006-SL, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu Slovenskej republiky upravujúca kontaminanty v potravinách.

- VYSTAVNA, Y. *et al.* 2014. Trace metals in wine and vineyard environment in southern Ukraine. In *Food Chemistry*. ISSN 0308-8146, 2014, vol. 146, pp. 339 - 344.
- WAN, Y. *et al.* 2020. Ecological criteria for zinc in Chinese soil as affected by soil properties. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2020, vol. 194, article 110418.
- WANG, Y. *et al.* 2015. 23-year manure and fertilizer application increases soil organic carbon sequestration of a rice–barley cropping system. In *Biology and Fertility of Soils*. ISSN 0178-2762, 2015, vol. 51, no. 5, pp. 583 - 591.
- WANG, Z. *et al.* 2018. Spatial distribution and sources of heavy metals in natural pasture soil around copper-molybdenum mine in Northeast China. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2018, vol. 154, pp. 329 - 336.
- WANG, Y. *et al.* 2020a. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2020, vol. 710, article 134953.
- WANG, Z. *et al.* 2020b. Elucidating the differentiation of soil heavy metals under different land uses with geographically weighted regression and self-organizing map. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2020, vol. 260, article 114065.
- WASEEM, A. *et al.* 2014. Pollution Status of Pakistan: A Retrospective Review on Heavy Metal Contamination of Water, Soil, and Vegetables. In *BioMed Research International*. ISSN 2314-6133, 2014, vol. 2014, article 813206.
- WEBER, O. *et al.* 2001. Risk perception of heavy metal soil contamination and attitudes toward decontamination strategies. In *Risk Analysis*. 2002, vol. 21, no. 5, pp. 967 - 967.
- WEERASUNDARA, L. *et al.* 2017. Microorganisms and heavy metals associated with atmospheric deposition in a congested urban environment of a developing country: Sri Lanka. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2017, vol. 584 - 585, pp. 803 - 812.
- WEI, W. *et al.* 2016. Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: An integrated analysis of long-term experiments. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*. ISSN 0167-8809, 2016, vol. 225, pp. 86 - 92.
- WHO. 2006. Part II. Evaluating the public health significance of micronutrient malnutrition. In *Guidelines on food fortification with micronutrients*. Allen, L. *et al.*

(Eds.) Geneva : World Health Organization and Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006, pp. 39 - 92. ISBN 92-4-159401-2.

- WIESMEIER, M. *et al.* 2016. Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. In *Scientific Reports*. ISSN 2045-2322, 2016, vol. 6, article 32525.
- WIESHAMMER, G. *et al.* 2007. Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri*. In *Plant and Soil*. ISSN 0032-079X, 2007, vol. 298, no. 1 - 2, pp. 255 - 264.
- WILSON, M. J. - BELL, N. 1996. Acid deposition and heavy metal mobilization. In *Applied Geochemistry*. ISSN 0883-2927, 1996, vol. 11, no. 1 - 2, pp. 133 - 137.
- WISZNIEWSKA, A. *et al.* 2016. Natural Organic Amendments for Improved Phytoremediation of Polluted Soils: A Review of Recent Progress. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2016, vol. 26, no. 1, pp. 1 - 12.
- WU, L. *et al.* 2013. Occurrence and distribution of heavy metals and tetracyclines in agricultural soils after typical land use change in east China. In *Environmental Science and Pollution Research*. ISSN 0944-1344, 2013, vol. 20, no. 12, pp. 8342 - 8354.
- XIAO, R. *et al.* 2019. Effects of crop straw and its derived biochar on the mobility and bioavailability in Cd and Zn in two smelter-contaminated alkaline soils. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2019, vol. 181, pp. 155 - 163.
- XING, W. *et al.* 2016. Heavy metal and metalloid concentrations in components of 25 wheat (*Triticum aestivum*) varieties in the vicinity of lead smelters in Henan province, China. In *Environmental Monitoring and Assessment*. ISSN 0167-6369, 2016, vol. 188, article 23.
- XING, J. *et al.* 2017. Atmospheric wet deposition of dissolved trace elements to Jiaozhou Bay, North China: Fluxes, sources and potential effects on aquatic environments. In *Chemosphere*. ISSN 0045-6535, 2017, vol. 174, pp. 428 - 436.
- XING, W. *et al.* 2019. Inhalation bioaccessibility of Cd, Cu, Pb and Zn and speciation of Pb in particulate matter fractions from areas with different pollution characteristics in Henan Province, China. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2019, vol. 175, pp. 192 - 200.
- XIONG, X. *et al.* 2010. Copper content in animal manures and potential risk of soil copper pollution with animal manure use in agriculture. In *Resources, Conservation and Recycling*. ISSN 0921-3449, 2010, vol. 54, no. 11, pp. 985 - 900.

- YANG, X.E. *et al.* 2004. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii Hance*). In *Plant Soil*. ISSN 0032-079X (15735036), 2004, vol. 259, pp. 181 - 189.
- YANG, F. *et al.* 2010. Utilization and develop strategy of organic fertilizer resources in China. In *Soil and Fertilizer Sciences in China*. ISSN 1673-6257, 2010, vol. 4, pp. 77 - 82.
- YANG, Y. *et al.* 2011. Growth and physiological responses of grape (*Vitis vinifera* "Combiar") to excess zinc. In *Acta Physiologiae Plantarum*. ISSN 0137-5881, 2011, vol. 33, no. 4, pp. 1483 - 1491.
- YANG, Y. *et al.* 2012. Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s–2000s. In *Global Change Biology*. ISSN 1365-2486, 2012, vol. 18, no. 7, pp. 2292 - 2300.
- YANG, L. T. *et al.* 2013. Roles of Organic Acid Anion Secretion in Aluminium Tolerance of Higher Plants. In *BioMed Research International*. ISSN 2314-6141, 2013, vol. 2013, 16 p.
- YANG, Y. *et al.* 2015. Long-term changes in soil pH across major forest ecosystems in China. In *Geophysical Research Letters*. ISSN 0094-8276, 2015, vol. 42, no. 3, pp. 933 - 940.
- YANG, Y. *et al.* 2016. Regional accumulation characteristics of cadmium in vegetables: Influencing factors, transfer model and indication of soil threshold content. In *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491, 2016, vol. 219, pp. 1036 - 1043.
- YANG, Q. *et al.* 2018. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2018, vol. 642, pp. 690 - 700.
- YE, CH. *et al.* 2019. Spatio-temporal dynamics, drivers and potential sources of heavy metal pollution in riparian soils along a 600 kilometre stream gradient in Central China. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 651, part 2, pp. 1935 - 1945.
- YEGANEH, M. *et al.* 2013. Mapping of human health risks arising from soil nickel and mercury contamination In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2013, vol. 44 - 245, pp. 225 - 239.

- YI, Z. *et al.* 2020. Environmental and edaphic factors affecting soil cadmium uptake by spinach, potatoes, onion and wheat. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2020, vol. 713, article 136694.
- YU, Y. *et al.* 2012. Modeling soil organic carbon change in croplands of China, 1980 - 2009. In *Global and Planetary Change*. ISSN 0921-8181, 2012, vol. 82 - 83, pp. 115 - 128.
- YUANAN, H. *et al.* 2020. Quantitative source apportionment of heavy metal(loid)s in the agricultural soils of an industrializing region and associated model uncertainty. In *Journal of Hazardous Materials*. ISSN 0304-3894, 2020, vol. 391, article 122244.
- ZÁKON NR SR č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov, z vyhlášky 508/2004 Z. z., 2004
- ZENG, M. *et al.* 2017. Model-Based Analysis of the Long-Term Effects of Fertilization Management on Cropland Soil Acidification. In *Environmental Science & Technology*. 2017, vol. 51, no. 7, pp. 3843 - 3851.
- ZENG, Y. *et al.* 2018. Distribution of heavy metals in surface sediments from the Pearl River outlets, South China: Five-year monitoring program. In *Fresenius Environmental Bulletin*. ISSN 1018-4619, 2018, vol. 27, no. 1, pp. 574 - 583.
- ZHANG, X.P. - DENG, W. - YANG, X.M. 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. In *Journal of Asian Earth Sciences*. ISSN 1367-9120, 2002, vol. 21, no. 2, pp. 167-174. DOI: 10.1016/S1367-9120(02)00026-3
- ZHANG, H. *et al.* 2008. Effects of inorganic fertilizer inputs on grain yields and soil properties in a long-term wheat-corn cropping system in South China. In *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. ISSN 0010-3624, 2008, vol. 39, no. 11-12, p. 1583-1599.
- ZHANG, W. *et al.* 2009. Soil organic carbon, total nitrogen and grain yields under long-term fertilizations in the upland red soil of southern China. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. ISSN 1385-1314, 2009, vol. 84, no. 1, p. 59-69.
- ZHANG, W.J., WANG, X.J., XU, M.G., HUANG, S.M., LIU, H., PENG, C., 2010. Soil organic carbon dynamics under long-term fertilizations in arable land of northern China. *Biogeosciences* 6, pp. 6539–6577.

- ZHANG, X. *et al.* 2012. Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China. In *Environmental Monitoring and Assessment*. ISSN 0167-6369, 2012, vol. 184, no. 4, pp. 2261 - 2273.
- ZHANG, S. *et al.* 2013. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. In *Ecological Engineering*. ISSN 0925-8574, 2013, vol. 51, p. 133 - 139.
- ZHANG, J. *et al.* 2018a. Analyzing and modelling the effect of long-term fertilizer management on crop yield and soil organic carbon in China. In *Science of The Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2018, vol. 627, pp. 361 - 372.
- ZHANG, Y. *et al.* 2018b. Atmospheric heavy metal deposition in agro-ecosystems in China. In *Environmental Science and Pollution Research*. ISSN 0944-1344, 2018, vol. 25, no. 6, pp. 5822 - 5831.
- ZHANG, J. *et al.* 2020. Simultaneous enhancement of heavy metal removal and electricity generation in soil microbial fuel cell. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ISSN 0147-6513, 2020, vol. 192, article 110314.
- ZHAO, K. *et al.* 2011. Spatial dependence and bioavailability of metal fractions in paddy fields on metal concentrations in rice grain at a regional scale. In *Journal of Soils and Sediments*. ISSN 1439-0108, 2011, vol. 11, no. 7, pp. 1165 - 1177.
- ZHAO, H. *et al.*, 2012. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2012, vol. 417-418, pp. 45 - 54.
- ZHAO, F. J. *et al.* 2015. Soil Contamination in China: Current Status and Mitigation Strategies. In *Environmental Science & Technology*. ISSN 0013-936X, 2015, vol. 49, no. 2, pp. 750 - 759.
- ZHAO, S. *et al.* 2018. Changes of heavy metals in soil and wheat grain under long-term environmental impact and fertilization practices in North China. In *Journal of Plant Nutrition*. ISSN 0190-4167, 2018, vol. 41, no. 15, pp. 1970 - 1979.
- ZHAO, Z. *et al.* 2019. Soil nutrient status and the relation with planting area, planting age and grape varieties in urban vineyards in Shanghai. In *Heliyon*. ISSN 2405-8440, 2019, vol. 5, no. 8, article e02362.
- ZHAO, K. *et al.* 2020. Risk assessment, spatial patterns and source apportionment of soil heavy metals in a typical Chinese hickory plantation region of southeastern China. In *Geoderma*. ISSN 0016-7061, 2020, vol. 360, article 114011.

- ZHENG, F-L. 2005. Effects of accelerated soil erosion on soil nutrient loss after deforestation on the Loess Plateau. In *Pedosphere*. ISSN 1002-0160, 2005, vol. 15, no. 6, pp. 707 - 715.
- ZHENG, S. A. *et al.* 2012. Leaching Behavior of Heavy Metals and Transformation of Their Speciation in Polluted Soil Receiving Simulated Acid Rain. In *PLoS One*. ISSN 1932-6203, 2012, vol. 7, no. 11, (e49664), pp. 1 - 7.
- ZHENLI, L. HE. *et al.* 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. In *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. ISSN 0946-672X, 2005, vol. 2-3., pp. 125 - 140.
- ZHU, E. *et al.* 2019. Carbon emissions induced by land-use and land-cover change from 1970 to 2010 in Zhejiang, China. In *Science of the Total Environment*. ISSN 0048-9697, 2019, vol. 646, pp. 930 - 939.
- ZU, Y.Q. *et al.* 2005. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China. In *Environment International*. ISSN 016-4120, 2005, vol. 31, pp. 755 - 762
- ZUPANČIČ, N. 2016. *Influence of climate factors on soil heavy metal content in Slovenia.* In *Journal of Soils and Sediments*. ISSN 1439-0108, 2017, vol. 17, no. 4, pp. 1073 - 1083.

Internetový zdroj:

- www.portal.vupop.sk. 2020. <https://portal.vupop.sk/portal/apps/webappviewer/index.html?id=d89cff7c70424117ae01ddba7499d3ad>.

VEDECKÁ ČINNOSŤ AUTORIEK

AAB Vedecké monografie vydané v domácich vydavateľstvách

HUDEC, M. - FESZTEROVÁ, M. 2015. *Humifikácia na neovulkanitoch Kremnických a Štiavnických vrchov*. Nitra : UKF, 2015. 145 s. ISBN 978-80-558-0866-6.

ADC Vedecké práce v zahraničných karentovaných časopisoch

FESZTEROVÁ, M. - PORUBCOVÁ, L. - TIRPÁKOVÁ, A. 2021. The Monitoring of Selected Heavy Metals Content and Bioavailability in the Soil-Plant System and its Impact on Sustainability in Agribusiness Food Chains. In *Sustainability*. ISSN 2071-1050, 2021, vol. 13, no. 15, pp. 1 - 24. DOI 10.3390/su13137021.

ADF Vedecké práce v domácich nekarentovaných časopisoch

FESZTEROVÁ, M. - PORUBCOVÁ, L. - Tirpáková, A. 2020. Obsah rizikových prvkov v pôde vinohradu na modelovom príklade v obci Čierne Kľačany. In *Geographical Information*. Nitra : UKF v Nitre, 2020. ISSN 1337-9453, roč. 24, č. 1, s. 370 - 387. DOI 10.17846/GI.2020.24.1.

ADN Vedecké práce v domácich časopisoch registrovaných v databázach Web of Science alebo SCOPUS

HUDEC, M. - TULIS, F. - FESZTEROVÁ, M. - HREŠKO, J. 2015. Comparison of the andosols properties of forest and meadow ecosystems on the neovolcanic rocks of the Central Slovakia. In *Folia Oecologica*. ISSN 1336-5266, 2015, vol. 42, no. 2, pp. 89 - 102.

AFC Publikované príspevky na zahraničných vedeckých konferenciách

NÉMETHOVÁ, J. - FESZTEROVÁ, M. 2020. Agriculture Development of the Nitra Region in the Context of Slovakia after year 2004. In *(Teaching) Regional Geography : Proceedings of 27th Central European Conference*, Brno, Czech Republic, Brno : Masarykova univerzita, 2020. ISBN 978-80-210-9693-6, pp. 147 - 162.

FESZTEROVÁ, M. - HUDEC, M. 2019b. The andosols properties of forest ecosystem on the neovolcanic rocks in Kremnické vrchy Mts. (Central Slovakia). In *SGEM 2019 : 19th International Multidisciplinary Scientific Geoconference Proceedings. Science and Technologies in Geology, Oil and Gas Exploration, Water Resources, Forest Ecosystems*, Albena, Bulgaria, Sofia : STEF 92, 2019. ISBN 978-619-7408-76-8, pp. 409 - 420. DOI 10.5593/sgem2019V/1.4/S01.051 (databáza SCOPUS)

FESZTEROVÁ, M. - JAHN, J. 2019. The accumulations of phosphorus in residual sediments of Kolinansky peak in Tribec mountain, Slovakia, In. *SGEM 2019 : 19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management*, Albena, Bulgaria, Sofia : STEF92, 2019. ISBN 978-619-7408-76-8, pp. 577 - 584. DOI 10.5593/sgem2019/1.1/S01.07. (databáza SCOPUS)

NÉMETHOVÁ, J. - FESZTEROVÁ, M. 2018. Changes in utilization of Nitra region's soil fund in 2004 and 2016. In *21st International Colloquium on Regional Sciences: Kurdějov*, Czech Republic, Brno : Masarykova univerzita, 2018. ISBN 978-80-210-8969-3, pp. 685 - 692. DOI 10.5817/CZ.MINU.P210-8970-2018. (databáza WOS)

AFD Publikované príspevky na domácich vedeckých konferenciách

FESZTEROVÁ, M. - PORUBCOVÁ, L. - TIRPÁKOVÁ, A. 2020. The usage of statistical methods for evaluation of inorganic nitrogen content in soil. In *19th Conference on Applied Mathematics, APLIMAT 2020 Proceedings 202*; Bratislava, Slovakia. Bratislava : Slovak University of Technology in Bratislava, 2020. ISBN 978-802274983-1, pp. 425 - 436. (databáza SCOPUS)

- FESZTEROVÁ, M.** - HUDEC, M. 2019a. Evaluation of the ratio of total organic carbon to total nitrogen in soil (Kremnické and Štiavnické Mountains). In *APLIMAT 2019: 18th Conference on Applied Mathematics, APLIMAT 2018; Bratislava; Slovakia*. Bratislava : STU, 2019. ISBN 978-80-227-4884-1, pp. 323 - 333. (databáza SCOPUS)
- FESZTEROVÁ, M.** - TIRPÁKOVÁ, A. - **PORUBCOVÁ, L.** - ONDRIŠÍK, P. 2019. The usage of statistical methods for evaluation of ammonium nitrate content. In *APLIMAT 2019: 18th Conference on Applied Mathematics, APLIMAT 2018; Bratislava; Slovakia*. Bratislava : STU, 2019. ISBN 978-80-227-4884-1, pp. 334 - 344. (databáza SCOPUS)
- FESZTEROVÁ, M.** - HUDEC, M. 2018: Evaluation of humus content in soil based on environmental and ecological factors in selected areas of central Slovakia. In *Geographical information : 26th International Geographical Conference on Geographical Aspects of Central Europe - Slovakia and Czechia - 25 Years on the Political Map of the World*, Nitra, Oct 10-11, 2018. ISSN 1337-9453, 2018, vol. 22, no. 2, pp. 44 - 60. (databáza WOS)
- FESZTEROVÁ, M.** - HUDEC, M. - **PORUBCOVÁ, L.** - NOGA, H. 2018. Evaluation of the Qualitative Parameters of Humus and Selected Heavy Metals Content. In *APLIMAT 2018 : Proceedings from 17th International Conference on Applied Mathematics, Bratislava, Slovakia*, Bratislava : STU, 2018. ISBN 978-80-227-4765-3, pp. 377 - 389. (databáza SCOPUS)
- PORUBCOVÁ, L.** - **FESZTEROVÁ, M.** 2017. Aplikácia štatistickej metódy v environmentálno-chemickej praxi. In *Nitrianske štatistické dni 2017: zborník abstraktov a príspevkov z konferencie Nitrianske štatistické dni 2017*, Nitra, Slovakia, Bratislava : SŠDS, 2017. ISBN 978-80-88946-75-5, pp. 45 - 55.
- PORUBCOVÁ, L.** 2017. Obsah celkového organického uhlíka v pôdnych jednotkách z okolia Zlatých Moraviec (Nitriansky kraj, Slovensko). In *Študentská vedecká konferencia 2017: zborník recenzovaných príspevkov z konferencie*, Nitra, Slovakia. Nitra : UKF, 2017. ISBN 978-80-558-1174-1, pp. 306 - 312.
- PORUBCOVÁ, L.** - TIRPÁKOVÁ, A. - **FESZTEROVÁ, M.** 2017. The Usage of Statistical Methods for Evaluation of Nitrate Nitrogen Content . In *APLIMAT 2017: Proceedings from 16th Conference on Applied Mathematics, Bratislava, Slovakia*. Bratislava : STU, 2017. ISBN 978-80-227-4650-2, pp. 1241 - 1251. (databáza SCOPUS)
- HUDEC, M. - **PORUBCOVÁ, L.** - NOGA, H. - **FESZTEROVÁ, M.** 2017. Statistical evaluation of the impact of ecological factors on the active and exchange soil reaction. In *APLIMAT 2017: Proceedings from 16th Conference on Applied Mathematics, Bratislava, Slovakia*. Bratislava : STU, 2017. ISBN 978-80-227-4650, pp. 670 - 681. (databáza SCOPUS)
- HUDEC, M. - **FESZTEROVÁ, M.** - NOGA, H. 2016. Statistics methods for evaluating the content of humus in soil, based on environmental and ecological relationships, In. *APLIMAT 2016 : Proceedings from International Scientific Conference from Applied Mathematics, Bratislava, Slovakia*, Bratislava : STU, 2016. ISBN 978-80-227-4531-4, pp. 518 - 526. (databáza SCOPUS)
- HUDEC M. - **FESZTEROVÁ M.** - NOGA H. – PIASKOWSKA - SILARSKA M.: The impact of environmental and ecological factors on soil reaction in selected areas of Central Slovakia. In *24th International Geographical Conference on Geographical Aspects of Central Europe - New Challenges for Developmen*. ISSN 1337-9453, 2016, vol. 20, issue. 2, pp. 134 - 148. DOI 10.17846/GI.2016.20.2.134-148. (databáza WOS)

Prílohy

Zoznam príloh

- Príloha 1** Územia patriace do CHKO Ponitrie a 8 chránených areálov
- Príloha 2** Orné pôdy sledovaných lokalít (a) *Lokalita I.*, b) *Lokalita II.*, c) *Lokalita III.*)
- Príloha 3** Obsah vybraných rizikových prvkov (mg.kg^{-1}) v pôdnych vzorkách z *Lokality I.* (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
- Príloha 4** Obsah vybraných rizikových prvkov (mg.kg^{-1}) v pôdnych vzorkách z *Lokality II.* (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
- Príloha 5** Obsah vybraných rizikových prvkov (mg.kg^{-1}) v pôdnych vzorkách z *Lokality III.* (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
- Príloha 6** Namerané hodnoty $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
- Príloha 7** Namerané hodnoty $\text{pH}(\text{KCl})$ v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
- Príloha 8** Namerané hodnoty celkového organického uhlíka (%) v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2017 - 2019)
- Príloha 9** Obsahy mobilných foriem rizikových prvkov v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2019)

Príloha 1

Územia patriace do CHKO Ponitrie:

- Národná prírodná rezervácia Včelár (5. stupeň ochrany, v k. ú. Obyce),
- prírodná pamiatka Veľký Inovec (4. st. ochrany, v k. ú. Tekovské Nemce).

8 chránených areálov:

- Chránený areál (CHA) Arborétum Mlyňany (4. st. ochrany, v k. ú. Vieska nad Žitavou, Tesárske Mlyňany),
- park J. Kráľa (Zlaté Moravce),
- park pri hrobke Migazziovcov (Zlaté Moravce),
- park v Beladiciach,
- park v Pustom Chotári,
- CHA Topoľčiansky park (4. st. ochrany, v k. ú. Topoľčianky),
- CHA Topoľčianska zubria zvernica (3. st. ochrany, v k. ú. Host'ovce, Lovce),
- CHA Kostolianské lúky (3. st. ochrany, v k. ú Kostol'any pod Tribečom).

Príloha 2 Orné pôdy sledovaných lokalít (*Zdroj: Porubcová, 2018*)

a) Lokalita I.



b) Lokalita II.



c) Lokalita III.



Príloha 3 Obsah vybraných rizikových prvkov ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v pôdnych vzorkách z *Lokality I.*

(Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Jar	2017			2018			2019		
	Ave±SD	Min	Max	Ave±SD	Min	Max	Ave±SD	Min	Max
Rizikové prvky									
Cd	1,32±0,59	0,20	1,80	0,96±0,48	0,20	1,40	1,72±0,48	1,20	2,40
Cu	16,00±1,39	14,40	17,60	19,68±0,57	19,00	20,60	19,04±2,82	16,00	24,40
Pb	45,60±6,12	36,00	54,00	56,76±1,82	54,94	59,94	65,68±3,01	62,52	70,56
Zn	51,91±2,37	48,52	54,82	71,20±5,88	64,00	80,00	63,20±16,33	38,00	80,00
Jeseň									
Rizikové prvky									
Cd	2,32±0,48	1,40	2,80	1,52±0,10	1,40	1,60	0,92±0,39	0,40	1,60
Cu	20,48±2,33	18,40	25,00	19,88±1,72	18,20	22,60	18,92±0,49	18,40	19,80
Pb	59,42±14,72	47,70	87,90	58,64±8,01	49,50	70,92	44,9±7,83	34,96	52,40
Zn	55,20±14,73	46,00	84,00	60,00±11,10	40,00	74,00	52,40±9,91	40,00	66,00

Poznámka: Ave = Priemerná hodnota; Limitné hodnoty rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde (v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ suchej hmoty, rozkladlúčavkou kráľovskou) pre Cd = 0,70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu = 60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb = 70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn = 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Vyhláška MPaRV SR 59/2013 Z. z., 2013)

Príloha 4 Obsah vybraných rizikových prvkov ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v pôdnych vzorkách z *Lokality II.*

(Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Jar	2017			2018			2019		
	Ave±SD	Min	Max	Ave±SD	Min	Max	Ave±SD	Min	Max
Rizikové prvky									
Cd	1,56±0,15	1,40	1,80	1,48±0,16	1,20	1,60	0,80±0,67	0,20	1,80
Cu	16,96±0,70	16,00	18,00	21,28±0,92	20,00	22,80	20,96±0,82	20,00	22,00
Pb	46,00±6,32	38,00	56,00	54,80±7,76	46,00	66,00	79,60±2,94	76,00	84,00
Zn	54,69±2,02	52,36	56,94	62,05±3,49	57,06	67,18	63,56±2,65	60,28	66,54
Jeseň									
Rizikové prvky									
Cd	2,48±0,32	2,00	2,80	1,68±0,10	1,60	1,80	1,16±0,23	0,80	1,40
Cu	21,60±0,66	20,40	22,40	19,68±0,81	18,60	20,40	19,72±1,12	18,00	21,00
Pb	47,20±3,25	42,00	52,00	65,60±14,11	38,00	78,00	70,40±4,96	66,00	80,00
Zn	61,80±5,89	54,76	72,58	65,22±8,04	54,92	74,66	55,24±6,94	45,04	63,20

Poznámka: Ave = Priemerná hodnota; Limitné hodnoty rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde (v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ suchej hmoty, rozkladlúčavkou kráľovskou) pre Cd = 0,70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu = 60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb = 70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn = 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Vyhláška MPaRV SR 59/2013 Z. z., 2013)

Príloha 5 Obsah vybraných rizikových prvkov ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v pôdnych vzorkách z *Lokality III.*

(Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Jar	2017			2018			2019		
	Ave±SD	Min	Max	Ave±SD	Min	Max	Ave±SD	Min	Max
Rizikové prvky									
Cd	1,44±0,41	1,00	2,20	1,44±0,27	1,00	1,80	1,04±0,23	0,80	1,40
Cu	14,56±12,60	12,60	16,00	19,40±2,90	15,60	22,40	18,60±1,99	15,80	20,60
Pb	41,6±3,88	36,00	46,00	52,00±4,90	44,00	58,00	77,60±1,96	76,00	80,00
Zn	48,30±2,69	44,36	52,44	55,10±4,77	49,28	61,12	57,20±2,81	52,46	60,86
Jeseň									
Rizikové prvky									
Cd	2,52±0,27	2,00	2,80	1,60±0,13	1,40	1,80	1,16±0,39	0,80	1,80
Cu	17,52±0,98	16,40	18,80	19,36±1,20	17,40	21,00	18,44±2,29	15,20	21,00
Zn	41,60±4,96	32,00	46,00	67,60±4,08	62,00	74,00	65,60±5,57	60,00	76,00
Pb	52,10±6,42	44,64	62,70	58,08±4,74	50,78	63,86	56,44±18,67	33,84	86,66

Poznámka: Ave = Priemerná hodnota; Limitné hodnoty rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde (v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ suchej hmoty, rozkladlúčavkou kráľovskou) pre Cd = 0,70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu = 60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb = 70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn = 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Vyhláška MPaRV SR 59/2013 Z. z., 2013)

Príloha 6 Namerané hodnoty pH(H₂O) v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Jar	2017				2018				2019			
	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median
Lokalita I.	6,41±0,11	6,26	6,60	6,40	6,21±0,17	5,96	6,46	6,15	6,78±0,05	6,71	6,86	6,76
Lokalita II.	7,09±0,05	7,00	7,15	7,08	7,38±0,05	7,32	7,45	7,37	7,64±0,05	7,56	7,71	7,63
Lokalita III.	7,22±0,07	7,12	7,31	7,22	7,56±0,08	7,46	7,66	7,52	7,55±0,09	7,46	7,70	7,50
Jeseň	2017				2018				2019			
Lokalita	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median
Lokalita I.	6,40±0,10	6,24	6,53	6,41	6,84±0,09	6,75	7,01	6,81	7,03±0,06	6,95	7,10	7,03
Lokalita II.	6,59±0,17	6,41	6,80	6,52	7,76±0,05	7,71	7,84	7,77	7,18±0,24	6,76	7,43	7,31
Lokalita III.	6,81±0,29	6,41	7,15	6,83	7,59±0,14	7,40	7,85	7,49	7,65±0,09	7,50	7,76	7,66

Poznámka: Ave = Priemerná hodnota

Príloha 7 Namerané hodnoty pH(KCl) v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Jar	2017				2018				2019			
	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median
Lokalita I.	6,06±0,07	5,95	6,15	6,08	5,15±0,28	4,81	5,52	5,05	5,29±0,31	4,80	5,65	5,31
Lokalita II.	6,64±0,23	6,25	6,96	6,63	6,33±0,18	6,11	6,55	6,30	6,35±0,33	6,08	6,92	6,11
Lokalita III.	6,80±0,13	6,61	6,95	6,82	6,71±0,19	6,42	6,89	6,82	6,65±0,07	6,55	6,72	6,67
Jeseň	2017				2018				2019			
Lokalita	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median	Ave±SD	Min	Max	Median
Lokalita I.	5,09±0,13	4,89	5,24	5,05	5,59±0,27	5,24	5,95	5,57	5,57±0,26	5,14	5,81	5,73
Lokalita II.	5,49±0,05	5,43	5,56	5,47	6,48±0,30	6,10	6,83	6,47	6,37±0,19	6,06	6,61	6,34
Lokalita III.	6,05±0,10	5,87	6,14	6,11	6,76±0,08	6,64	6,87	6,76	6,64±0,08	6,53	6,76	6,62

Poznámka: Ave = Priemerná hodnota

Príloha 8 Namerané hodnoty celkového organického uhlíka (%) v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2017 - 2019)

Hodnota		C _{ox}					
Rok	Hĺbka	Lokalita I.		Lokalita II.		Lokalita III.	
	m	Jar	Jeseň	Jar	Jeseň	Jar	Jeseň
2017	0,0-0,1	1,69	1,18	1,63	1,58	1,91	1,79
	0,1-0,2	1,62	1,24	0,98	1,44	1,77	1,91
	0,2-0,3	1,31	1,10	0,85	1,19	1,17	1,25
	0,3-0,4	1,23	0,94	0,90	0,58	0,91	0,62
	0,4-0,5	0,73	0,76	0,81	0,61	0,39	0,65
	Priemer	1,32	1,04	1,03	1,08	1,23	1,24
2018	0,0-0,1	1,54	1,52	1,60	1,57	2,02	1,58
	0,1-0,2	1,16	1,39	1,70	1,39	1,98	1,78
	0,2-0,3	0,56	0,97	1,45	0,79	1,83	1,72
	0,3-0,4	0,70	0,87	0,92	0,49	1,06	1,26
	0,4-0,5	0,40	0,74	1,01	0,52	1,13	0,94
	Priemer	0,87	1,10	1,34	0,95	1,08	1,46
2019	0,0-0,1	1,21	1,37	1,63	1,82	1,63	1,85
	0,1-0,2	1,15	1,30	1,07	1,71	1,88	1,52
	0,2-0,3	0,85	1,15	0,70	1,42	1,60	1,32
	0,3-0,4	0,70	1,27	0,52	0,91	1,13	0,72
	0,4-0,5	0,49	0,83	0,56	0,68	0,89	0,67
	Priemer	0,88	1,18	0,90	1,31	1,43	1,22

Príloha 9 Obsahy mobilných foriem rizikových prvkov ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v pôdnych vzorkách v sledovaných lokalitách (Jar a Jeseň 2019)

Lokalita	Obdobie	Hĺbka	Kadmium	Meď	Olovo	Zinok
Lokalita I.	Jar	0,0-0,1	0,0990	0,5700	0,1000	1,1400
		0,1-0,2	0,0980	0,6717	0,2500	1,3448
		0,2-0,3	0,0560	0,6450	0,3000	1,2900
		0,3-0,4	0,1080	0,6400	0,1500	1,2820
		0,4-0,5	0,0530	0,6717	0,4500	1,3433
	Jeseň	0,0-0,1	0,0320	0,5200	0,7750	1,0400
		0,1-0,2	0,0450	0,6688	0,7500	1,3385
		0,2-0,3	0,0500	0,6225	0,6500	1,2450
		0,3-0,4	0,0530	0,6375	0,7500	1,2750
		0,4-0,5	0,0960	0,6850	0,6000	1,3700
Lokalita II.	Jar	0,0-0,1	0,0580	0,6367	0,3000	1,2739
		0,1-0,2	0,0620	0,6817	0,4500	1,3633
		0,2-0,3	0,0320	0,6967	0,0000	1,3939
		0,3-0,4	0,0400	0,6400	0,0000	1,2800
		0,4-0,5	0,0290	0,6850	0,5500	1,3700
	Jeseň	0,0-0,1	0,0510	0,6700	0,7500	1,3400
		0,1-0,2	0,0460	0,6425	0,8000	1,2850
		0,2-0,3	0,1080	0,6425	1,1500	1,2850
		0,3-0,4	0,0990	1,7150	1,2000	0,8500
		0,4-0,5	0,0980	0,6750	1,0500	1,3500
Lokalita III.	Jar	0,0-0,1	0,0420	0,6850	0,2000	1,3700
		0,1-0,2	0,0360	0,6583	0,3000	1,3173
		0,2-0,3	0,0500	0,6550	0,5000	1,3100
		0,3-0,4	0,0530	0,6333	0,2500	1,2672
		0,4-0,5	0,0350	0,6614	0,5000	1,3229
	Jeseň	0,0-0,1	0,0520	0,6475	0,9000	1,2950
		0,1-0,2	0,0440	0,6767	1,0500	1,3533
		0,2-0,3	0,0480	0,6600	1,0000	1,3200
		0,3-0,4	0,1110	0,6950	1,2000	1,3900
		0,4-0,5	0,1150	0,6467	1,1000	1,2933

Názov: **RIZIKOVÉ PRVKY V SYSTÉME PÔDA-RASTLINA NA
PRÍKLADE VYBRANEJ LOKALITY**

Autorky: Melánia Feszterová
Lýdia Porubcová

Vydavateľ: Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre

Edícia: Prírodovedec č. 764

Formát: B₅

Rok vydania: 2021

Miesto vydania: Nitra

Počet strán: 152

Počet kusov: 100

ISBN 978-80-558-1817-7



9 788055 818177