

# **Hodnocení kontaminace zemědělské půdy a půdy nivních oblastí v kontextu aktuální legislativy**

*Certifikovaná metodika*

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.  
2019



Autorský kolektiv:

Ing. Jarmila Čechmánková, Ph.D.

Mgr. Jan Skála, Ph.D.

Doc. Ing. Radim Vácha, Ph.D.

Ing. Viera Horváthová

Recenzenti:

Ing. Ivana Poustková, Ph.D., Ministerstvo zemědělství

doc. Ing. Lenka Pavlů, Ph.D., Česká zemědělská univerzita v Praze

ISBN: 978-80-88323-07-5

## Obsah

Úvod.....	5
Cíl.....	6
Nivní půdy.....	6
Vymezení limitních hodnot směřujících k ochraně potravního řetězce .....	7
Zátěž půd rizikovými prvky .....	8
Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách a fluvialních zónách České republiky .....	15
Geogenní a antropogenní zátěž v České republice .....	15
Arsen (As).....	16
Beryllium (Be).....	17
Kadmium (Cd).....	17
Kobalt (Co).....	18
Chrom (Cr) .....	18
Měď (Cu).....	19
Rtuť (Hg).....	19
Nikl (Ni) .....	20
Olovo (Pb).....	20
Vanad (V).....	21
Zinek (Zn).....	21
Thalium (Tl) .....	22
Zátěž půd perzistentními organickými polutanty .....	22
Obsahy perzistentních organických polutantů v zemědělských půdách a fluvialních zónách České republiky.....	24
Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU).....	24
Polychlorované bifenyly (PCB) .....	25
Dichlordifenyltrichlorethan (DDT) .....	26
Hexachlorbenzen (HCB) .....	26
Hexachlorcyklohexan (HCH).....	26
Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a polychlorované dibenzofurany (PCDD/F) .....	27
Ropné znečištění.....	27
Doporučené terénní a laboratorní metodiky .....	28
Odběr vzorků zemědělských půd a půd fluvialních zón.....	28
Stanovení zrnitostního složení půdy.....	28
Stanovení půdní acidity (pH) .....	29
Stanovení obsahu rizikových prvků v půdách.....	29
Extrakce půd lučavkou královskou pro stanovení rizikových prvků.....	29
Extrakce 1M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> pro stanovení rizikových prvků .....	30
Stanovení obsahu prvků v extraktech.....	30

Stanovení obsahu perzistentních organických polutantů v půdách.....	30
Polycyklické aromatické uhlovodíky .....	30
Polychlorované bifenyly, organochlorované pesticidy .....	31
Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a polychlorované dibenzofurany .....	31
Ropné znečištění.....	31
Přínos metodiky.....	32
Novost postupů.....	32
Uplatnění metodiky .....	32
Ekonomické zhodnocení .....	33
Dedikace.....	33
Použitá literatura.....	33
Normy.....	38
Seznam předcházejících publikací .....	38

## Úvod

Půdy v záplavových zónách vodních toků jsou často kontaminovány řadou potenciálně toxických látek. K negativním důsledkům povodní se řadí rizika spojená s přímým účinkem povodní (ohrožení obyvatel, majetku), sekundárně pak negativní změny některých parametrů půd: morfologické charakteristiky, mocnost A horizontu (ornice) - odnos erozí, struktura půdy (narušení příznivé agregátové struktury), zrnitost, úbytek některých makro a mikro prvků, kontaminace anorganickými a organickými látkami. Záplavové vody i sedimenty s sebou nesou množství rizikových látek a rizikových prvků, jako důsledek vyplavení průmyslových areálů, skladišť chemikálií, čistíren odpadních vod, čerpacích stanic, skládek apod. Ke zvyšování obsahu rizikových látek přispívá rovněž sedimentace jemných jílovitých částic, na které jsou kontaminanty vázány. Při pravidelných záplavách jsou tak zjišťovány vyšší obsahy kontaminantů v povrchových vrstvách půd než na okolních pozemcích. Koncentrace rizikových prvků a látek tak mohou překročit kritické limitní hodnoty, dané legislativními předpisy. Sledování a hodnocení rizikových látek v půdách ohrožených periodickými povodněmi je nutné pro včasné odhalení překročení limitních hodnot daných legislativou a zamezení následného ohrožení dalších složek ekosystému.

Klíčovou otázkou hodnocení kontaminace zemědělské půdy je posouzení rizika, vyplývajícího z obsahu rizikových látek v půdě vzhledem k ostatním složkám ekosystému: vzhledem ke vstupům do potravního řetězce a ohrožení kvality a kvantity produkce prostřednictvím transferové cesty půda-rostlina. Tyto možnosti v současnosti nabízí Vyhláška MŽP č. 153/2016 Sb., která se svým pojetím přibližuje jednoduchému hodnocení rizik a poskytuje odborně odvozené parametry zátěže půd pro hodnocení diferencovaných rizik pro různé transferové cesty týkající se potravního řetězce, bezprostřední ochrany člověka či produkčních funkcí půd. Vyhláška MŽP č. 153/2016 „o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu“ pojímá oproti dřívější legislativě limitní hodnoty pro zemědělské půdy zcela novým způsobem, mění spektrum sledovaných rizikových látek a analytické postupy nutné k jejich zjišťování. V rámci vyhlášky tedy došlo k implementaci nových diferencovaných limitních hodnot a zásad, v jejichž pozadí jsou nové poznatky získané v rámci výzkumu. Metodika „Hodnocení kontaminace zemědělské půdy a půdy nivních oblastí v kontextu platné legislativy“ se zaměřuje na interpretaci aktuální legislativy, charakteristikou sledovaných polutantů, jejich výskytem v zemědělských půdách a fluvizemích České republiky. Jelikož pro úspěšné hodnocení kontaminace zemědělsky využívané půdy v záplavových zónách je nejprve třeba získat v první fázi poznatky o obsahu vybraných

stopových prvků a znečišťujících látek (zejména perzistentních organických polutantů) v nivních půdách, jsou v metodice uvedeny také postupy pro optimalizaci vzorkovacích prací a analytické metody v kontextu nové vyhlášky.

Hodnocení dle postupů nové vyhlášky přináší velmi užitečné informace o závažnosti kontaminace, možných důsledcích a zároveň nabízí řešení pro postižené půdy. Při odpovědném hodnocení kontaminace půdy je obecným zájmem také hodnocení potencionálního zdroje kontaminace, proto je vhodné kombinovat porovnání úrovně kontaminace s relevantními limity (zejména s limity spojenými s konkrétními riziky) s dalšími postupy pro odhad potencionálních zdrojů a interpretaci naměřených dat. Některé metody jsou součástí této metodiky, další postupy včetně praktických mapových výstupů jsou uvedeny v paralelním výstupu projektu – Skála a kol. (2019).

## Cíl

Cílem metodiky je informovat o rizikových prvcích a látkách, které je nutné sledovat v zemědělských půdách v souvislosti s ohrožením potravních řetězců, shrnout metody vhodné pro stanovení obsahu kontaminantů záplavových zón a popsat hodnocení kontaminace na základě aktuálních legislativních předpisů. Cílovými skupinami uživatelů metodiky jsou orgány státní správy a samosprávy, vlastníci zemědělské půdy a subjekty hospodařící na zemědělské půdě, se zaměřením na rozhodovací procesy ve smyslu ochrany kvality životního prostředí, především zemědělské půdy a kvality zemědělských produktů.

## Nivní půdy

Nivní půdy, fluvizemě, se nacházejí v oblastech podél vodních toků a jsou, nebo v předchozím období byly, pravidelně zaplavovány s různou periodicitou. Půdní typ fluvizem je na území České republiky rozšířen zejména v nížinách, jsou pátým nejrozšířenějším půdním typem v ČR, řadí se k nejúrodnějším půdám, reprezentují plochy intenzivní zemědělské činnosti a významné zdroje podzemní vody. Původními porosty byly lužní lesy, druhotnými údolní louky. Půdotvorným substrátem jsou výhradně nivní uloženiny - říční a potoční náplavy (Němeček a kol., 2001).

Půdotvorný proces je často periodicky přerušován akumulací vodního toku během povodňových událostí, při kterých se na tvořící se půdu ukládá nový nános materiálu. Díky akumulací činnosti nese profil půdy fluvické znaky: vrstevnatost profilu a nepravidelné rozložení organické hmoty s vyšším obsahem i ve spodních vrstvách. Charakteristiky ukládaného materiálu a záplavové vody ovlivňují ve výsledku i vlastnosti fluvizemě, jako je zrnitost, obsah karbonátů, organických látek, ale rovněž obsah rizikových látek. Dlouhodobými

výzkumy bylo prokázáno, že fluvizemě patří k nejvíce znečištěným půdám jak ve Střední Evropě, tak v České republice (Vácha a kol., 2006; Du Laing a kol., 2009; Lair a kol., 2009). Z tohoto pohledu jsou tyto půdy specifické, úroveň jejich znečištění je dána periodicitou a rozsahem povodňových událostí.

## Vymezení limitních hodnot směřujících k ochraně potravního řetězce

Hodnocení kontaminace půd má zásadní význam pro ochranu půd. Stanovení kritických hodnot kontaminace půd je o to významnější, že prostřednictvím půdy se řeší i ochrana dalších částí krajinné sféry - biosféry, hydrosféry a zčásti i atmosféry. Ochrana potravního řetězce před vstupy rizikových prvků a perzistentních organických polutantů je součástí širšího konceptu ochrany lidského zdraví. V užším smyslu a z pedologického hlediska směřuje k vymezení kritické míry přestupu rizikových látek z půdy do pěstovaných rostlin, která indikuje riziko fytotoxicity, zootoxicity a humanotoxicity.

Přístup k hodnocení kontaminace zemědělských půd je založen na stanovení limitních obsahů rizikových prvků a perzistentních organických polutantů v zemědělských půdách v České republice. V ČR vymezuje limity obsahu rizikových prvků a látek v zemědělských půdách vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 153/2016 Sb. Vyhláška je prováděcí vyhláškou zákona č. 41/2015 Sb. (Zákon ze dne 10. února 2015, kterým se mění zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 388/1991 Sb., o Státním fondu životního prostředí). Oproti dřívějšímu nastavení limitních hodnot, které udávalo pouze maximálně přípustné hodnoty (resp. hodnoty přípustného znečištění), jsou nyní limitní hodnoty nastaveny podle úrovně limitu, vlastností půdy, analytických metod a expozičních cest. Vedle upřesnění pedologických vlastností a změn analytických metod je největší změnou nastavení dvou úrovní limitů. Dvoustupňový systém limitních hodnot udává první stupeň, označený „preventivní hodnota“, který vychází z odvozených požadovaných hodnot zemědělských půd České republiky. Druhý stupeň, označovaný jako „indikační hodnota“, byl odvozen ze studia transferu rizikových prvků a látek. Zatímco stanovení prvního stupně, preventivní hodnoty, má zamezit nežádoucímu zvyšování obsahů rizikových prvků a látek v zemědělské půdě, účelem stanovení indikačních hodnot je upozornění na specifická potenciální rizika.

Preventivní hodnoty jsou stanoveny pro rizikové prvky (As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn) a perzistentní organické polutanty ( $\Sigma$ PAU,  $\Sigma$ PCB,  $\Sigma$ DDT, HCB,  $\Sigma$ HCH, PCDD/F, uhlovodíky C<sup>10-40</sup>). Při jejich překročení v zemědělské půdě je nutné zamezit aplikaci kalů ČOV

a rybníčních a říčních sedimentů z důvodu možného zvýšení obsahů nežádoucích látek (mimo specifické případy, viz dále).

Indikační hodnoty jsou rozděleny na základě působení a transferových cest jednotlivých polutantů ekosystémy a z těchto důvodů rozlišujeme:

- Hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv. Tato limitní hodnota je udávána pro As, Cd, Ni, Pb a Hg.
- Hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Tato limitní hodnota je udávána pro Zn, Ni a Cd.
- Hodnoty, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí nebo zvířat. Limitní hodnoty je udávána pro rizikové prvky (As, Cd, Pb, Hg) a rizikové látky (benzo(a)pyren, ΣPAU, ΣPCB, ΣDDT, ΣHCB, HCH, PCDD/F).

### Zátěž půd rizikovými prvky

Kontaminace půdy rizikovými prvky a následná konzumace pěstovaných plodin je potenciálním rizikem pro zdraví hospodářských zvířat a člověka. Potenciálně rizikové prvky jsou skupina kontaminantů zahrnující kovy a metaloidy, které mohou vyvolávat projevy toxicity. Vzhledem k toxickým účinkům můžeme dělit rizikové prvky na fytotoxické, vedoucí k inhibici růstu rostlin a snížení výnosů plodin, a zootoxické (humanotoxické), ohrožující při vstupu do potravního řetězce zdraví zvířat a člověka. Rizikové prvky jako arzen, kadmium či olovo může přímo či nepřímo ovlivňovat lidské tělo (Li a kol. 2018). Rovněž příjem byt' esenciálních prvků s jinak prokázanými pozitivními účinky může při vysokém příjmu nepříznivě ovlivňovat zdraví (Wu a kol. 2018). Fytotoxicita některých rizikových prvků, kterými jsou Zn, Cu a Ni může způsobit poruchy metabolismu rostlin a omezení jejich růstu nebo úhyn. Vymizení rostlinného pokryvu na silně kontaminovaných plochách může následně přispět k dalšímu šíření kontaminace do prostředí.

Pro spektrum rizikových prvků byly určeny preventivní hodnoty, které vyplývají z dlouhodobých výzkumů a odborných prací zabývajících se požadovými hodnotami rizikových prvků v půdách (Vácha a kol., 2016).

Preventivní hodnoty rizikových prvků (mg/kg sušiny) dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Kategorie půd	Preventivní hodnota (mg/kg sušiny)										
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Normální půdy <sup>1)</sup>	20	2.0	0.5	30	90	60	0,3	50	60	130	120
Lehké půdy <sup>2)</sup>	15	1.5	0.4	20	55	45	0,3	45	55	120	105

<sup>1)</sup> Půdy zrnitostní kategorie písčito-hlinité, hlinité, jílovito-hlinité a jílovité

<sup>2)</sup> Půdy zrnitostní kategorie písčité a hlinito-písčité

Preventivní hodnoty rizikových prvků jsou rozděleny do dvou kategorií na základě zrnitosti, hodnoty pro „normální“ půdy a hodnoty pro „lehké“ půdy, přičemž lehkými půdami se rozumí půdy vzniklé na velmi lehkých půdotvorných substrátech a zastoupení jemných částic, menších než 0,01 mm, které mohou tvořit maximálně 20% složení. Lehké půdy se vyznačují nízkou schopností vázat rizikové prvky, z toho důvodu jsou určeny preventivní hodnoty nižší, aby bylo zaručeno zamezení vyplavování rizikových prvků z těchto půd a následné kontaminaci dalších složek prostředí.

Analyticky se rizikové prvky stanovují extrakcí lučavkou královskou, rtuť v celkovém obsahu, např. metodou „AMA“ (Analyzátor AMA 254, jednoúčelový atomový absorpční spektrometr, který se využívá pro stanovení celkového obsahu rtuti) (VÚMOP, v.v.i.).

Zjišťování překročení preventivních hodnot v zemědělských půdách je zásadní pro možnost dalších agrotechnických operací, kterými jsou aplikace čistírenských kalů a rybníčních a říčních sedimentů. V případě překročení preventivních hodnot v analyzované zemědělské půdě již není možné tyto materiály aplikovat. Specifickou situací je překročení limitních preventivních hodnot na půdách geogenně anomálních.

Původ rizikových prvků (RP) v půdě můžeme obecně rozdělit do dvou skupin: na geogenní, daný jejich obsahem v geochemicky anomálních půdotvorných substrátech, a antropogenní, související s činností člověka. Původ rizikového prvku je nutné odlišit, a to zejména za účelem redukce antropogenně indukovaných zdrojů rizikových prvků. Antropogenní vstupy RP do půd jsou obvykle spojeny s výskytem pro ekosystém rizikových mobilních forem RP v půdě, v případě geogenní zátěže, kde jsou RP vázány v krystalických mřížkách minerálů, je jejich mobilita nízká. Již samotné koncentrace RP v půdách nám mohou poskytnout první důležitou informaci, ve většině světových půd sleduje obsah vybraných RP následující sestupnou řadu: Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Pb, Cd (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Pokud se jedná o půdu, v níž je toto pořadí výrazně posunuto ve prospěch jednoho prvku, pak to již značně posiluje možnost významných antropogenních vstupů. V případě bodového znečištění

může být vodítkem k odhadu původu RP v půdě prostorové rozložení. Další hledisko je rozložení obsahů RP v půdním profilu. Pokud koncentrace RP vzrůstá s hloubkou, může to svědčit o jeho geogenním původu. V případě fluvizemích je však tento způsob určování nepoužitelný, jelikož postupná sedimentace profilu může nést pozůstatky znečištění vlivem povodňových událostí a zátěž těchto půd v nižších vrstvách půdního horizontu může tak být vyšší, ačkoli zdrojem není geogenní zatížení.

Důležitým ukazatelem může být korelace mezi obsahem příslušných RP v matečné hornině a půdě (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Bylo vypracováno několik v praxi použitelných metod umožňujících s jistou přesností odhadnout velikost litogenní frakce RP v půdě. Například některé z těchto metod používají Sc jako referenčního prvku, přičemž se aproximativně předpokládá, že antropogenní vstup Sc do půdy je nulový a že poměr mezi množstvím Sc přítomným v matečné hornině a v půdě je konstantní. Místo Sc se rovněž někdy používá  $Al^{3+}$ ,  $Y^{3+}$  a  $Ti^{3+}$  (Shotyk a kol., 2000). Vzhledem ke komplikovaným trajektoriím sedimentárního vývoje údolních niv jsou v individuálních říčních systémech zastoupeny různé sedimentární facie (Grygar & Popelka, 2016). Proto jsou pro odhad litogenní frakce používány různé prvky pro normalizaci dat v závislosti na sedimentárních podmínkách a pro rozlišení sedimentárních facií (Grygar a kol. 2013). Vhodnými prvky pro normalizaci koncentrací rizikových prvků se pro povodňové nivní sedimenty ukazují zejména o Al, Ti, Rb, Zr, Sr (Nováková a kol. 2013, Grygar a kol. 2013). Odvození litogenních pozadí pak umožňuje metodicky správné výpočty faktorů nabohacení a indexy akumulace (Coveli & Fonotolan, 1997). Obecně je vymezení geochemického pozadí a anomálií komplikováno rozmanitou statistickou distribucí obsahu prvků v substrátech jako důsledek složitých geologických epizod obohacení a ztrát těchto prvků při vzniku substrátu, mineralizaci či vlivem lidské činnosti. Proto odvození regionálního pozadí vyžaduje robustní metodické nástroje, které jsou dostatečně citlivé k faktorům variability půdy či sedimentu, což platí zejména pro nivní půdy (Reimann & Garrett, 2005; Dung a kol., 2013; Grygar a kol., 2013). Vhodný výběr místa odběrů vzorků, analýza stratigrafie (identifikace zastoupených sedimentárních facií) spolu s výběrem vhodných prvků pro normalizaci obsahů je zásadní pro robustní hodnocení prostorové a hloubkové závislosti koncentrací rizikových prvků na zastoupených sedimentárních faciích (Grygar a kol., 2013). To vede nejen k možnosti vyhodnocení obsahů prvků, ale také k odlišení antropogenně kontaminovaných vrstev sedimentů, a tím k nepřímému datování sedimentárních profilů (Grygar & Popelka, 2016). Další metody, které mohou být použity jako srovnávací, pracují s různými poměry izotopů Pb v litosféře a půdě, kde existuje významná antropogenní frakce vykazující právě charakteristický a odlišující poměr izotopů Pb (Mihaljevič a kol., 2011).

Jinou možností, která může indikovat původ RP v půdě, je podíl jejich mobilní frakce, neboť v případě antropogenních vstupů jsou prvky v půdě zpravidla méně zabudovány a podíl jejich mobilních forem je vyšší než v případě geogenního původu. Při hodnocení původu rizikových prvků jsou vhodným nástrojem vícerozměrné statistické analýzy (Borůvka a kol., 2005, 2012). Při aplikaci vícerozměrných statistických postupů založených na korelačních/kovariančních vztazích je třeba zohlednit fakt, že většina environmentálních dat má kompoziční charakter – tj. měření ve váhových či množstevních podílech (mg/kg, ppm) je vždy vyjádřením dat jako části celku a statistická interpretace naměřených koncentrací je metodicky správná v případě, že jsou brány v úvahu a uchovány informace o podílech složek (Aitchison 1982). Tyto postupy tzv. kompoziční analýzy dat jsou v posledních letech předmětem aktivního výzkumu (Aitchison & Egozcue, 2005) a praktické užití některých metod je ukázáno v mapovém souboru, který doplňuje metodiku – Skála a kol. (2019).

V případě překročení preventivních hodnot a potvrzení lokální geogenní zátěže v místě testované zemědělské půdy stanovené preventivní hodnoty neplatí a po potvrzení příslušným úřadem je možné upravené kaly z čistíren odpadních vod a sedimenty aplikovat, při dodržení dalších pravidel daných příslušnými vyhláškami. Identifikace geogenně anomálních půd může být obtížná, zjištěné údaje je nutné porovnat s geologickou mapou a identifikovat zátěž v rámci hloubky půdního profilu, případně se obrátit na odborná pracoviště a stanovit hodnoty rozpustnosti, vztažené např. k výluhu 2 mol/L HNO<sub>3</sub>, popřípadě dalších činidel.

Orientačního rozlišení převládajícího původu zátěže půd rizikových prvků v nivních půdách může být dosaženo porovnáním rozpustností RP, vyjádřených jako poměr jejich obsahů ve slabších extrakčních činidlech (2 mol/l HNO<sub>3</sub> a 0.025 mol/l EDTA) vůči jejich obsahu v extraktu lučavky královské. Na základě výsledků byly odvozeny referenční hodnoty rozpustnosti pro vybrané RP.

Úroveň kontaminace fluvizemí vzhledem k antropogenním a geogenním zdrojům zátěže byla hodnocena v povodí Labe (Vácha a kol 2013). Pro posouzení byla na podkladě dřívějších prací (Němeček a kol, 2016, Vácha a kol., 2002), které odvodily různou rozpustnost rizikových prvků pocházejících z různých zdrojů znečištění, hodnocena rozpustnost rizikových prvků ve vzorcích půd odebraných pouze z fluvizemí.

Metoda vychází z hodnocení realizovaného na základě analýzy souboru půdních vzorků s rozsáhlejším spektrem půdních typů, odebraných na lokalitách s různým typem zátěže, vybrány byly vzorky z oblastí se známou informací o typickém geologickém podloží (litogenní, chalkogenní, konfrontace s geologickou mapou) a oblastí s různou prokázanou antropogenní zátěží (imisní spady, historická důlní činnost, fluviální zátěž). Provedeny byly analýzy půdy

extrakcí lučavkou královskou, pro získání informací o celkových obsazích a extrakcí 2 mol/L HNO<sub>3</sub> a 0,025 M EDTA pro získání informací o potenciálně mobilizovatelných obsazích rizikových prvků. Hodnoty rozpustnosti byly následně spočítány (obsah v 2 mol/L HNO<sub>3</sub> (0,025 M EDTA) / obsah po extrakci lučavkou královskou \* 100) a odvozeny byly hraniční hodnoty rozpustnosti referující o typu zátěže půdy, procentuálního poměru extrahovatelného a pseudototálního obsahu. Pro jednotlivé rizikové prvky byly zjištěny rozdíly v závislosti na typu zátěže. Nejvyšší rozpustnost rizikových prvků byla zjištěna ve fluvizemích (kontaminace při povodňových událostech) a ve vzorcích z imisně zatížených lokalit. Pro geogenní zátěž jsou charakteristické výrazně nižší hodnoty rozpustnosti rizikových prvků.

Rozpustnost rizikových prvků z půdy (%) z různého původu znečištění (Němeček a kol. 1996, Vácha a kol. 2002)

Extrakce	2 mol/L HNO <sub>3</sub>			0.025 mol/L EDTA		
	geogenní	imisní	fluviální	geogenní	imisní	fluviální
As	13	40	42	3.5	9.3	25.5
Be	15*	20–50	30–90	–	–	–
Cd	70*	87	95	51	40–72	95
Cr	< 10	< 10	48–67	0.5	> 1	> 1
Cu	30	44	72	18	28	40
Mn	33	55	78	17	28	57
Ni	–	–	–	25	40	60
Pb	32	57	83	50	> 60	> 60
Zn	20	50	70	25	> 40	> 40

Be\* - odvozeno pro půdy vyvinutých na kyselých horninách

Cd\* - odvozeno pro půdy vyvinutých na vápencích

Metoda byla následně implementována na pouze na soubor vzorků fluvizemí (Vácha a kol., 2013), pro rozlišení původu zátěže jednotlivými rizikovými prvky v těchto půdách. Zvlášť byly spočítány hodnoty rozpustnosti pro půdy překračující preventivní limitní hodnoty vyhlášky a pro půdy s obsahem rizikového prvku pod preventivní limitní hodnotou. Bylo zjištěno, že nízká rozpustnost typická pro geogenní zátěž se ve fluvizemích vyskytuje v řadě Cr >>Cd>Be>As a Zn. Cu a Pb vykazovaly vyšší hodnoty rozpustnosti a indikují převažující antropogenní zátěž fluvizemí těmito prvky. Zvýšená geogenní zátěž fluvizemí byla zjištěna na některých lokalitách u arsenu a beryllia, přičemž byla v těchto případech detekována nízká rozpustnost se zvýšeným pseudototálním obsahem (lučavka královská). U dalších prvků byly zvýšené pseudototální obsahy následovány jejich zvýšenou rozpustností.

## Rozpuštěnost rizikových prvků (2 mol/L HNO<sub>3</sub>) ve vzorcích fluvizemí (%)

	As	Be	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
A	28	29	92	10	52	30	68	35
B	48	18	95	67	77	no	90	55

A – zátěž přesahující požadované hodnoty zemědělských půd ČR

B – zátěž pod požadovými hodnotami zemědělských půd ČR

no – chybí relevantní data

Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv jsou stanoveny pro As, Cd, Ni, Pb, Tl, Hg. V rámci limitních indikačních hodnot je nové nejenom samotné zavedení těchto limitů, ale zároveň i spektrum rizikových prvků, kde je kromě rizikových prvků, pro které jsou stanoveny i preventivní hodnoty, zaměřena pozornost také na thalium, které bylo v předchozích letech klasifikováno jako prioritní polutant. Pro tento rizikový prvek je stanovena indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv. U dvou prvků (Cd, Ni), je podstatné také pH půdy, vzhledem k ovlivnění mobility a následné zvýšení potenciální rizikovosti těchto prvků vlivem pH. Analyticky se rizikové prvky stanovují extrakcí lučavkou královskou, rtuť v celkovém obsahu, např. metodou AMA (VÚMOP, v.v.i.). Nově se pro rizikové prvky zavádí do legislativy extrakční činidlo 1mol/L NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, tento výluh je vhodný k posouzení obsahu mobilních forem rizikových prvků. Rozdělení do zrnitostních kategorií využíváno pouze v případě kadmia, ve spojení s hodnotou stanovenou ve výluhu 1mol/L NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>.

Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv (mg/kg sušiny) dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Prvek	Struktura	pH/CaCl <sub>2</sub>	Indikační hodnota (mg/kg)	
			lučavka	1mol/L NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
As	-	-	-	1.0
Cd		≤ 6.5	1.5	-
	Běžné půdy	> 6.5	2.0	0.1
	Lehké půdy	> 6.5	2.0	0.04
Ni		≤ 6.5	150	-
		> 6.5	200	-
		-	-	1.0
Pb		-	300	1.5
Tl		-	10	0.2
Hg <sup>1)</sup>		-	1.5	-

<sup>1)</sup>Celkový obsah

Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv jsou stanoveny pro Cu, Ni, Zn. Jedná se o potenciálně fyto toxické prvky, v případě rizikových prvků s fyto toxickými účinky může při pěstování rostlinné produkce na

kontaminovaných půdách dojít k omezení růstu rostlin vlivem změn metabolických procesů. Na silně kontaminovaných plochách může dojít vlivem šíření kontaminace vodní a větrnou erozí i k úhynu veškeré rostlinné produkce. Analyticky se stanovují extrakcí lučavkou královskou a extrakcí 1mol/L NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>. Tyto indikační hodnoty jsou stanoveny ve více úrovních podle pH půdy, vzhledem k tomu, že biopřístupnost rizikových prvků rostlinám je dána především spektrem půdních vlastností, z nichž je významná půdní reakce, vedle obsahu a kvalita organické hmoty, kationtové výměnné kapacity apod.

Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy (mg/kg sušiny) dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Prvek	Struktura	pH/CaCl <sub>2</sub>	Indikační hodnota (mg/kg)	
			Lučavka	1mol/L NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
Cu		<5	150	-
		5 – 6,5	200	-
		> 6,5	300	-
		-	-	1.0
Ni		≤ 6,5	150	-
		> 6,5	200	-
		-	-	1.0
Zn			400	-
			-	20

Třetí úroveň indikačních hodnot jsou limitní hodnoty, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat. Analyticky se rizikové prvky stanovují extrakcí lučavkou královskou, rtuť v celkovém obsahu, např. metodou AMA (VÚMOP, v.v.i.) a jsou dány pro As, Cd, Hg a Pb, které jsou řazeny mezi významné zootoxické, humanotoxické rizikové prvky s významným potenciálním rizikem pro zdraví.

Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat (mg/kg sušiny) dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Prvek	Indikační hodnota (mg/kg)
As	40
Cd	20
Hg <sup>1)</sup>	20
Pb	400

<sup>1)</sup>Celkový obsah

## Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách a fluviálních zónách České republiky

Zátěž zemědělských půd České republiky je ovlivněna zejména bodovými zdroji znečištění, o plošnější zátěži lze hovořit spíše v regionech s vysokým podílem průmyslu. Přesto jsou v rámci odborných úkolů a projektů řešených na VÚMOP, v.v.i. zjišťovány obsahy rizikových prvků v hodnotách překračujících limitní hodnoty dané legislativou. V případě rizikových prvků se často jedná a zvýšenou zátěž danou buď geogenně - geologickým podložím, nebo antropogenní činností. Zátěž fluviálních zón je specifickým tématem, vzhledem ke kombinaci intenzivního zemědělského využívání těchto oblastí a zároveň prokázanými vyššími obsahy polutantů.

### *Geogenní a antropogenní zátěž v České republice*

Geogenní zátěže půd zvyšují v některých případech celkové koncentrace některých RP i ve svrchních horizontech půd. Riziko přestupu těchto prvků do zemědělské produkce z geochemicky anomálních půd je však podstatně nižší, ve srovnání s antropogenní kontaminací půdy z důvodu pevnějších vazeb v půdě (Vácha a kol., 2002). Přírodní geogenní pozadí RP je dáno substrátem půd a je ovlivněno existencí zrudněných zón v oblastech vyvřelých nebo metamorfovaných hornin. V podmínkách České republiky byly vymezeny tři hlavní skupiny půd, vyvinutých na substrátech se zvýšenými obsahy některých RP:

- ✓ půdy (především kambizemě) ze svahovin bazických a ultrabazických hornin se zvýšenými obsahy zejména Ni, Cr, Co a V (čediče, hadce, diabazy, amfibolity, ale i syenity aj.),
- ✓ půdy (především kambizemě) ze svahovin kyselých vyvřelých nebo metamorfovaných hornin, ovlivněných existencí metalogenních zón, se zvýšenými obsahy zejména As, Cu, Zn, Pb,
- ✓ půdy ze svahovin produktů zvětrávání některých vápenců se zvýšenými obsahy zejména Cd, dále i Cr, Ni aj. (Němeček a kol., 2010).

K hlavním antropogenním zdrojům kontaminace půdy patří atmosférická depozice, hutnictví, spalování fosilních paliv (zejména uhlí), mobilní zdroje (automobilismus), organická a minerální hnojiva, vápnění, pesticidy, kaly z čistíren odpadních vod, odpady z domácností a průmyslu. (Makovníková a kol., 2006). Přísun emisí do půdy není rovnoměrný; extrémně vysoké obsahy rizikových prvků nalzáme v blízkosti důlních a metalurgických závodů, v humusových horizontech v případě Pb a Zn převyšující až 1 %. (Li, Thornton, 2001, Ettler a kol., 2005). Zdrojem kontaminace těžkými kovy může být i zemědělská výroba. Jedná se

např. o využití průmyslových hnojiv, zejména fosfátových, při jejichž aplikaci se do půdy dostávají kadmium, ale také chrom, arsen nebo olovo (Kafka a kol., 2002, Tlustoš a kol., 2007). Také pesticidy mohou být zdrojem rizikových prvků (olova, arsenu, mědi, kadmia a rtuti) v půdě (Kafka a kol., 2002), podobně jako aplikace čistírenských kalů na půdu (Hanč a kol., 2007). Kaly představují vysoký příjem makroprvků (dusík, fosfor, draslík, vápník, hořčík) a organické hmoty do půdy, ale také rizikových prvků, organických polutantů a patogenních mikroorganismů (Hanč a kol., 2007). V neposlední řadě patří k antropogenním vstupům rizikových látek do půdy také závlahy znečištěnou říční vodou na písčitých půdách říčních teras, záplavy ve fluvialních oblastech, převrstvování půd stavebními odpady, deponie odpadů bez provedení rekultivací a nejrůznější havárie.

### *Arsen (As)*

Arsen patří mezi humanotoxické (zootoxické) prvky, prokázaný karcinogen 1 kategorie, jeho toxické působení je spojeno s poškozením kůže, neuropatiemi, vaskulárními chorobami (Tan a kol., 2016). V půdách České republiky As může v případě pánevních těžebních oblastí reprezentovat střet obou typů zátěžových zdrojů, tedy geogenně zvýšeného podílu v půdách a antropogenního původu, nicméně významnější jsou geogenní zdroje tohoto prvku. Antropogenním zdrojem arsenu je obecně spalování fosilních paliv, hutní a rudný průmysl, výroba barviv, aplikace některých insekticidů a herbicidů, textilní a sklářský průmysl. V případě geogenní zátěže můžeme rozlišit jeho zastoupení v horninách na litogenní a chalkogenní, v rámci území ČR se setkáváme s oběma typy geogenní zátěže arsenem, litogenní výskyt byl lokalizován např. v granitech v oblasti Příbramska a Sedlčanska nebo Náchoda. Mezi oblasti se zvýšenými geogenními obsahy As patří např. oblast výskytu zlatonosných hornin u Mokrska, okolí Kutné Hory, severozápadní Čechy, okolí Příbrami. Převažující antropogenní zátěž se typicky vyskytuje v severočeském regionu.

Průměrná hodnota As v orníčních (drnových) horizontech fluvizemí je 14,6 mg/kg. Preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. jsou v případě výskytu arsenu v rámci fluvialních oblastí překračovány na cca 8 % lokalit. Preventivní hodnota pro As je v zemědělských půdách ČR často překračována (Sledování cizorodých látek, VÚMOP, v.v.i.), což významně komplikuje aplikaci sedimentů a kalů ČOV. Aktuální legislativa upravila preventivní hodnotu na 20 mg/kg (dříve 30 mg/kg).

V rámci sledování výskytu arsenu podél vodních toků byla zvýšená zátěž zjištěna především v povodí Ohře. Nadlimitní obsahy arsenu se vyskytovaly na tocích v povodí Labe. Zvýšené obsahy arsenu byly sledovány lokálně ve vazbě na potenciální zdroje, například v záplavové

zóně Klejnárky s potencionálním antropogenním vstupem z lokality Kaňk u Kutné Hory (středověká těžba stříbra). V záplavové zóně Klejnárky bylo zaznamenáno i výrazné překročení indikační limitní hodnoty, při jejímž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat. Limitní indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv překročena nebyla, tato hodnota je u As stanovena pro výluh 1mol/L  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  zohledňující mobilní (biodostupnou) frakci rizikového prvku.

### *Beryllium (Be)*

Beryllium i jeho sloučeniny jsou vysoce toxické látky a řadí se mezi karcinogeny 2. kategorie. Be se dostává do životního prostředí vlivem průmyslové výroby (zbraně, lasery), důlní a hutní činností. Hlavním zdrojem jsou imise z těžební činnosti (Shah a kol., 2016). Geogenně je Be zastoupeno v cyklickém silikátu berylu. V podmínkách České republiky je Be také typickým představitelem rizikového prvku, který se dostává do půd kombinací geogenních a antropogenních zdrojů. Střet geogenní a antropogenní zátěže vede k nárůstu prvku v půdách, příkladem je severočeský region. Zvýšené hodnoty Be se vyskytují zejména v severních, severozápadních Čechách, hodnoty vysoce přesahující limitní preventivní hodnoty se typicky vyskytují v okresech Karlovy vary, Teplice, Sokolov, nicméně s hodnotami Be překračujícími limitní hodnoty se setkáváme ve všech okresech České republiky. V rámci záplavových oblastí ČR byla zaznamenána překročení preventivních hodnot na lokalitách řeky Ohře.

### *Kadmium (Cd)*

Kadmium se řadí k výrazně zootoxickým prvkům, chronická expozice kadmium způsobuje řadu zdravotních problémů, plicní nádory, nemoci ledvin, osteoporózu (Wu a kol., 2018).

K významným antropogenním zdrojům kadmia patří spalování a tavení sulfidů obsahujících kadmium, spalování fosilních paliv, emise z energetického, metalurgického a chemického průmyslu, aplikace hnojiv s vysokým obsahem kadmia na půdu. Geogenně se Cd vyskytuje v horninách v chalkogenní formě, kdy doprovází Zn v rudách v minerálu kalamínu, častější je jeho výskyt litogenní, izolováno bylo např. z čedičů. V podmínkách ČR ho nalzáme v některých vápencích. V případě Cd všeobecně má značný význam jeho antropogenní vstup do zemědělských půd. Zvýšené hodnoty Cd se vyskytují v oblasti severních a severozápadních Čech, Ostravska, v okolí Příbrami, Berouna. Aktuální legislativa mírně zvýšila preventivní limit pro Cd (0,5/0,4 mg/kg), vzhledem k respektování antropogenní difúzní zátěže půd ČR. Nově byla pro Cd stanovena limitní indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv a také indikační limitní hodnota, při jejímž

překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat. V případech indikačních hodnot pro zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv je významné také stanovení půdního pH.

V nívních půdách bylo kadmium potvrzeno jako závažný kontaminant záplavových oblastí vodních toků České republiky, byl u něj zjištěn nejvyšší výskyt překročení limitních hodnot. Nejvyšší hodnoty obsahu kadmia byly naměřeny v zemědělsky využívaných půdách v záplavových zónách řeky Ohře. Zvýšené hodnoty byly zaznamenány také v záplavových oblastech Labe, v záplavových zónách Berounky, vodních toků v severomoravském regionu - Odry, Bečvy. Preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. jsou v případě kadmia překračovány v cca 30% případů. Zaznamenána byla i překročení indikačních limitních hodnot, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv a ohroženo zdraví lidí a zvířat.

#### *Kobalt (Co)*

Kobalt je ve stopovém množství esenciálním prvkem, jako součást vitamínu B<sub>12</sub>, nicméně příliš vysoké koncentrace kobaltu zejména ve formě vdechovaného aerosolu mohou poškozovat zdraví vlivem nepříznivých účinků na dýchací cesty. Potenciálním rizikem je také konzumace rostlinné produkce z kontaminovaných míst. Antropogenní vstupy Co do prostředí jsou zejména těžba a spalování uhlí, zpracování kobaltových rud. Geogenně se Co vyskytuje ve sloučeninách s dalšími prvky v rudných žilách.

Nadlimitní obsah Co není v zemědělských půdách České republiky častý. Zaznamenán byl v severočeském regionu – Teplice, Ústí nad Labem, Most, Chomutov. Mezi sledovanými lokalitami záplavových zón ČR nebyl zaznamenán zvýšený obsah Co.

#### *Chrom (Cr)*

Chrom řadíme mezi rizikové prvky, nicméně toxicita závisí na jeho mocenství. V půdě se vyskytuje nejčastěji jako trojmocný Cr<sup>III</sup>, relativně málo přístupný rostlinám a přestup k dalším složkám potravního řetězce je nepravděpodobný i při pěstování plodin na kontaminované půdě, Cr<sup>III</sup> navíc představuje esenciální prvek potravy pro rovnováhu metabolismu cukrů a tuků. Vysoké množství chromu v půdě se projevuje především sníženými výnosy na silně kontaminovaných půdách. (Bencko a kol, 1995). Antropogenními vstupy Cr do prostředí představují zejména spalování uhlí, skládkování odpadů z průmyslu obsahujících chrom. Geogenně vyskytuje převážně v litogenní formě, je zastoupen v ultrabazických metamorfovaných horninách, vyskytuje se společně s rudami železa. V rámci zemědělských půd ČR se vyskytují překročení preventivních limitních hodnot často v závislosti na geogenním podloží, např. v oblasti třebíčského masivu. V této oblasti bylo zjištěno překročení

preventivních hodnot pro Cr v polovině sledovaných vzorků ze zemědělských půd (Sledování cizorodých látek, VÚMOP, v.v.i.) se zaznamenanou maximální hodnotou obsahu Cr 1098 mg/kg. Vyšší obsahy Cr vlivem antropogenní činnosti jsou zaznamenávány v okresech severočeského regionu. Obsahy Cr překračující preventivní hodnoty vyhlášky se vyskytují v nivě řeky Labe, se zjištěným maximem v Píšťanech.

#### *Měď (Cu)*

Měď se řadí mezi stopové prvky, podílí se na tvorbě enzymů a červených krvinek. Pro rostliny je v nízkých koncentracích biogenním prvkem. Ve vysokých koncentracích je nicméně pro rostliny fyto toxická a u vyšších organismů může vést k řadě zdravotních poruch. Antropogenně vstupuje Cu do prostředí především spalováním fosilních paliv a aplikací prostředků pro ochranu rostlin. Geogenně se nejčastěji vyskytuje ve formě sulfidů (chalkopyrit, chalkosin).

Obsahy Cu překračující preventivní hodnoty v rámci zemědělských půd ČR nejsou časté, vyšší zátěže se vyskytují v oblasti severočeského kraje. V půdách záplavových oblastí České republiky byly nalezeny obsahy Cu (extrakce lučavkou královskou) od 6,4 do 157 mg/kg. Preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. byly překročeny ve 4 % případů, jednalo se o záplavové zóny řeky Ohře, kde jsou tyto obsahy způsobeny pravděpodobně geogenně. Vyšší obsahy Cu se často vyskytují v oblastech s dlouhodobou aplikací fungicidů na bázi mědi. Zvýšené obsahy Cu nalezené ve fluvizemích uvádí i Kabata-Pendias and Pendias (2001). Ve sledovaných půdách nebyla překročena indikační hodnota, indikující ohrožení rostlinné produkce. Naproti tomu obecně uznávaný fyto toxický limit, který uvádí Kabata-Pendias and Pendias (2001) jako 100 mg/kg a jehož překročení může představovat i vážné ohrožení kvality půdy, byl ve sledovaném souboru půd překročen dvakrát. Fernández-Calviño a kol. (2009) uvádějí, že je důležité předem určit biodostupnost Cu pro rostliny, protože samotné celkové obsahy Cu v půdách o její fyto toxicitě nevypovídají.

#### *Rtuť (Hg)*

Rtuť je vysoce toxický prvek, nejrizikovější jsou její organické sloučeniny (metylnatá rtuť), má schopnost poškozovat buněčné struktury, je možným karcinogenem. Pro rostliny je rtuť špatně přijatelná a fyto toxické účinky jsou nízké. Geogenně se rtuť vyskytuje převážně ve formě sulfidických rud, vzácně i jako elementární prvek. Hlavním minerálem a zdrojem pro následnou výrobu je sirič rtuťnatý, HgS (rumělka neboli, cinabarit) (Holoubek, 2004). V našich půdách nejsou známy lokality s přirozeně zvýšenou pozadřovou hodnotou. Veškeré nadlimitní obsahy jsou antropogenního původu. Mezi významné antropogenní zdroje patří spalování fosilních

paliv, průmyslová výroba (doposud elektrolytická výroba, nátěrové hmoty), kaly ČOV, zemědělská výroba (mořidla, fungicidy).

V zemědělských půdách ČR se vyskytují obsahy překračující preventivní hodnoty např. v oblastech okresu Teplice, Ústí nad Labem, Kladno. V rámci sledování cizorodých látek byla v těchto okresech zaznamenána rovněž překročení indikačních hodnot indikujících zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, zároveň byla zaznamenána v několika místech nivy řeky Litavky (Příbram) a řeky Jizery (Mladá Boleslav). Dalšími výzkumy byla prokázána zvýšená zátěž půd Hg na terasách Labe.

### *Nikl (Ni)*

Nikl se vyznačuje toxickými účinky na organismus při chronické expozici, typické jsou projevy dermatitid. Pro vyšší rostliny je nikl považován za prvek esenciální, na druhé straně jeho vyšší koncentrace působí fyto toxicky, v blízkosti lokalit hutního průmyslu může dojít až k vymizení vegetačního pokryvu (Molas a Baran, 2004).

Ni je primárně zastoupen v chalkogenní formě v rudných žilách, litogenně se vyskytuje v ultrabazických a bazických horninách (hadce). Pro půdy vzniklé na hadcích je typický zvýšený geogenní obsah Ni. Mezi antropogenní vstupy Ni do prostředí patří spalování fosilních paliv, zpracování niklových rud a další průmyslová činnost.

Výrazně zvýšené geogenní zátěže Ni se nacházejí v oblasti Mohelenské hadcové stepi – geogenní anomálie, zvýšené obsahy se vyskytují v oblasti severočeského regionu (Teplice, Ústí nad Labem). V půdách záplavových oblastí České republiky byly zjištěny obsahy Ni (extrakce lučavkou královskou) od 7,50 do 71,8 mg. Preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. byly překročeny ve sledovaném souboru půd ve 4 % případů, jednalo se o půdy ze záplavových oblastí řek Moravy a Jihlavy. Byl nalezen jeden případ překročení indikačních hodnot (1,4 vs. 1 mg/kg), indikující možné ohrožení růstu rostlin a produkčních funkcí půdy.

### *Olovo (Pb)*

Olovo se spolu s arsenem a kadmíem řadí mezi prvky toxické pro zdraví člověka, ovlivňující enzymatické a nervové rovnováhy a imunitní systém (Parejeja-Carrera a kol, 2014).

Geogenně podmíněné zvýšené obsahy olova jsou vázány především na jeho chalkogenní výskyt v rudných žilách. Hlavním antropogenním zdroji olova jsou emise z průmyslu, agrochemikálie aplikované na půdu a aplikace kalů z čistíren odpadních vod (Borůvka, Vácha 2006). Zátěže olovem se vyskytují geogenní, antropogenní a kombinované. Typická je kombinovaná zátěž v oblasti Příbramska, kterou potvrzují jak starší, tak novější data VÚMOP, v.v.i.. Zvýšené

obsahy Pb v zemědělských půdách se vyskytují v okresech Kolín, mladá Boleslav (antropogenní zátěž). Geogenní zátěž Pb se vyskytuje v oblasti severočeského regionu.

V půdách záplavových oblastí byly nalezeny zvýšené obsahy olova v oblastech soutoku Berounky a Litavky a nívních oblastech Mže. Preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. jsou v případě olova překračovány v cca 6% případů. Zaznamenána byla i výrazná překročení indikační limitní hodnoty, při jejímž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat.

#### *Vanad (V)*

Vanad je významným prvkem při krvetvorbě, rovněž se vyznačuje pozitivním vlivem v rámci výživy rostlin, jakožto důležitá součást enzymů mikroorganismů fixujících dusík v půdě. Přestože výzkumy posledních let poukazují na zdravotní benefity v rámci metabolismu sacharidů, chronická expozice nadměrným dávkám vanadu působí toxicky s řadou negativních projevů na zdraví člověka (Li a kol., 2013).

Zvýšené geogenní koncentrace vanadu v půdách jsou podmíněny jeho litogenním i chalkogenním výskytem. Chalkogenně je obsažen v rudných minerálech, litogenní výskyt se váže na bazické a ultrabazické horniny, sekundárně na mořské sedimentární horniny. Antropogenními zdroji vanadu jsou zejména důlní a hutní činnost.

V zemědělských půdách ČR se vyskytují častá překročení preventivních hodnot v okresech Karlovy Vary, Cheb, Teplice, Ústí nad Labem, Chomutov, Karviná, Sokolov, Příbram.

#### *Zinek (Zn)*

Zinek je důležitým stopovým prvkem pro správnou funkci imunitního systému, je součástí řady enzymů. Pro rostliny je Zn prvkem esenciálním, ale ve vyšších koncentracích může působit fyto toxicky, což může vést k inhibici růstu rostlin.

Zn se řadí k rozšířeným prvkům, který se často dostává do půd cestou geogenní i antropogenní. Jeho geogenní původ je možno spojovat s převážně chalkogenním výskytem v zinkových rudách a železných rudách. Antropogenními vstupy Zn do půdy jsou důlní a hutní činnost, metalurgie. Vyšší obsahy Zn v zemědělských půdách jsou lokalizovány v okresech Karviná, Karlovy Vary, Sokolov. Lokální extrémně několikanásobně překračující indikační hodnoty indikující ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půd byly v rámci dřívějších výzkumů VÚMOP, v.v.i. zjištěny v oblastech Příbramska.

V půdách záplavových oblastí České republiky byly zjištěny obsahy Zn od 36,4 až do 246 mg/kg. Preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. byly překročeny ve sledovaném souboru půd ve 20 % případů, zvýšené obsahy byly zaznamenány především v povodí Ohře

(geogenní zátěž), Labe, Berounky a Odry, s lokálním maximem na lokalitě povodí Klejnárky (přítok Labe).

### *Thalium (Tl)*

Thalium se řadí mezi velmi toxické prvky a bylo klasifikováno jako prioritní polutant dle USEPA v roce 2015. Vzhledem k tomu se limit pro jeho sledování (indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv) stal součástí vyhlášky č. 153/2016 Sb. Dříve prováděná plošná sledování rizikových prvků se na Tl nezaměřovala, proto jsou data o difúzní kontaminaci zemědělských půd ČR velmi omezená.

Antropogenními zdroji Tl jsou spalovací procesy a technologie spojené s výrobou kovů (Xiao a kol., 2014). Geogenně se Tl vyskytuje jako příměs v sulfidických rudách olova, mědi a zinku. Zvýšené obsahy thalia v oblasti fluvialních zón a v říčních sedimentech uvádí řada zahraničních prací (Sasmaz a kol. 2007, Boughriet a kol., 2007), nicméně v rámci nívních oblastí ČR nebylo zaznamenáno překročení indikačních hodnot pro zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv. Nejvyšší obsahy thalia zaznamenány na dolním toku Ohře a na Labi za soutokem s Ohří, mírně zvýšené byly také obsahy thalia na soutoku Berounky a Litavky a v záplavových zónách řeky Jihlavy.

## **Zátěž půd perzistentními organickými polutanty**

Perzistentní organické polutanty (POP) představují nezanedbatelné riziko pro životní prostředí (Holoubek, 2003). Tato skupina polutantů zahrnuje rozsáhlou skupinu látek s různým stupněm toxicity, jejichž hlavním rysem je jejich perzistence v prostředí a potencionální rizikovost těchto látek při dlouhodobém vystavení i nižším koncentracím POP. Projevy chronické toxicity mohou být velmi závažné, k prokázaným zdravotním poruchám patří např. karcinogenita, mutagenita či poruchy reprodukce.

Na oddělení hygieny půdy, VÚMOP, v.v.i. byly realizovány dlouhodobě řešené výzkumné aktivity, vedoucí k návrhu kritických obsahů perzistentních organických polutantů pro legislativu (Němeček a kol 1996, Vácha, Sáňka, 2009, Vácha a kol., 2016). V současné době upravuje pravidla pro sledování POP v půdách vyhláška č. 153/2016 Sb. Vyhláškou jsou v rámci POP uváděné limitní hodnoty pro:

- sumu polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), zahrnující antracen, benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylen, fenantren, fluoranthen, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen, pyren ( $\Sigma$  PAU)

- sumu kongenerů polychlorovaných bifenyků (PCB), zahrnující kongenery 28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180 ( $\Sigma$  PCB)
- sumu izomerů dichlordifenyltrichlorethanu (DDT), zahrnující DDT, DDD a DDE ( $\Sigma$  DDT)
- hexachlorbenzen HCB
- sumu izomerů hexachlorcyklohexanu HCH, zahrnující izomery  $\alpha$ ,  $\beta$  a  $\gamma$  ( $\Sigma$  HCH)
- polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany (PCDD/F)
- ropné znečištění (uhlovodíky C10 – C40)

Preventivní hodnoty rizikových látek dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

	Preventivní hodnota (mg/kg sušiny)
Polycyklické aromatické uhlovodíky	
$\Sigma$ PAU <sup>1)</sup>	1.0
Chlorované uhlovodíky	
$\Sigma$ PCB <sup>2)</sup>	0,02
$\Sigma$ DDT <sup>3)</sup>	0,075
HCB <sup>4)</sup>	0,02
HCH <sup>4)</sup> ( $\Sigma$ $\alpha$ + $\beta$ + $\gamma$ )	0,01
PCDDs/Fs <sup>4,5)</sup>	1.0*
Ropné znečištění	
Uhlovodíky C10 – C40 <sup>4)</sup>	100

<sup>1)</sup> $\Sigma$  PAHS – polycyklické aromatické uhlovodíky (anthracen, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylene, fenantren, fluoranten, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen, pyren)

<sup>2)</sup> $\Sigma$  PCB kongenerů – 28+52+101+118+138+153+180

<sup>3)</sup> $\Sigma$  DDT, DDE, DDD

<sup>4)</sup>HCB, HCH ( $\Sigma$   $\alpha$ + $\beta$ + $\gamma$ ), PCDD/F a uhlovodíky C10-C40 se analyzují pouze při důvodném podezření z jejich výskytu (např. předchozí znečištění půdy z výroby)

<sup>5)</sup>Hodnota mezinárodního toxického ekvivalentu I-TEQ PCDD/F (ng/kg sušiny)

V rámci preventivních hodnot stanovených pro perzistentní organické polutanty došlo oproti předchozí legislativě ke zjednodušení spektra sledovaných POP a pozornost je zaměřena více na sumární obsahy, nikoli na konkrétní látky z této sumy jednotlivě. Dřívější legislativa oproti současné nereflektovala reálný stav pozad'ové zátěž POP v zemědělských půdách ČR vzhledem k nedostatečnému množství dat, ale vycházela z hodnot převzatých ze zahraničí. Dřívější hodnoty pro jednotlivé POP neodpovídaly skutečnému stavu našich zemědělských půd, byly stanoveny velmi nízké a s postupem zájmů o využívání zemědělské půdy pro zástavbu byly často argumentem pro související změnu bonity a následných soudních sporů.

V případě POP nejsou preventivní hodnoty rozděleny do zrnitostních kategorií, vzhledem k tomu, že mobilita POP není ovlivněna řadou půdních vlastností tak, jako je tomu v případě rizikových prvků. Zjednodušením je rovněž nutnost sledování některých POP pouze při důvodném podezření z jejich výskytu.

Vzhledem ke komplexnímu působení POP v prostředí a prokazatelným environmentálním a humanotoxikologickým rizikům byly pro POP navrženy indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat. Tyto hodnoty byly navrženy pro  $\Sigma$  PAU,  $\Sigma$  PCB,  $\Sigma$  DDT, HCB, HCH ( $\Sigma \alpha+\beta+\gamma$ ), PCDD/F a benzo(a)pyren, který je považován v rámci polycyklických aromatických uhlovodíků za vysoce toxickou látku a prokázaný karcinogen.

Indikační hodnoty rizikových látek, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat (mg/kg sušiny) dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Sloučenina	Indikační limit (mg/kg)
$\Sigma$ PAU <sup>1)</sup>	30
Benzo(a)pyren	0.5
$\Sigma$ PCB <sup>2)</sup>	1.5
$\Sigma$ DDT <sup>3)</sup>	8.0
HCB	1
HCH ( $\Sigma \alpha+\beta+\gamma$ )	1
PCDD/F <sup>4)</sup>	100 <sup>5)</sup>

<sup>1)</sup> $\Sigma$  PAHS – polycyklické aromatické uhlovodíky (anthracen, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylene, fenantren, fluoranten, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen, pyren)

<sup>2)</sup> $\Sigma$  PCB kongenerů – 28+52+101+118+138+153+180

<sup>3)</sup> $\Sigma$  DDT, DDE, DDD

<sup>4)</sup>Hodnota mezinárodního toxického ekvivalentu I-TEQ PCDD/F (ng/kg sušiny)

<sup>5)</sup>(ng/kg sušiny)

## Obsahy perzistentních organických polutantů v zemědělských půdách a fluvialních zónách České republiky

### *Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)*

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou skupinou látek se dvěma a více aromatickými jádry. K prokázaným zdravotním poruchám vlivem PAU patří zvýšená karcinogenita, mutagenita, teratogenita, genotoxicita, poruchy krvetvorby, zvýšení hladiny cholesterolu v krvi, poruchy reprodukce (estrogenní efekt). Zvýšené obsahy PAU v zemědělských půdách mohou přinášet zejména potenciální rizika chronické toxicity při dlouhodobé expozici. Díky dlouhodobému sledování zátěže našich zemědělských půd POP (Vácha a kol, 2001) bylo zjištěno, že v podmínkách ČR jsou nejvýznamnější vstupy do půdy prostřednictvím imisních spadů v oblastech zvýšeného výskytu průmyslu, zátěže ze spalování tuhých paliv v intravilánech,

kontaminované vody v inundačních pásmech některých řek, aplikací kalů z čistíren odpadních vod (ČOV) na zemědělskou půdu. Mimo těchto oblastí se v zemědělských půdách vyskytují obsahy překračující preventivní hodnoty vyhlášky rovněž v imisně „čistých“ oblastech, kde zdroje PAU tvoří lokální topeniště. Nadlimitní hodnoty PAU se vyskytují v rámci všech okresů, nejvyšší obsahy byly zaznamenány v regionu Severomoravském, Ústeckém, Královéhradeckém, Karlovarském a Libereckém.

V případě nivních oblastí byly nejvyšší sumární obsahy PAU naměřeny v zemědělské půdě v záplavové zóně řeky Svitavy. Zvýšené obsahy PAU byly zaznamenány v nivních oblastech Odry, Bečvy, Moravy, dolní Jizery a na lokalitách horního a středního Labe (elektrárna Opatovice a Chvaletice). Překročení preventivní hodnoty dané legislativou se projevuje na cca 30% lokalit sledovaných nivních oblastí, přičemž překročeny nebyly hodnoty indikační, indikující přímé ohrožení zdraví a zvířat. Tato hodnota byla ovšem překročena v několika případech pro benzo(a)pyren. Pro tuto látku je jako pro jedinou ze spektra polyaromatických uhlovodíků hodnota stanovena, vzhledem k řadě negativních účinků na lidské zdraví, je prokazatelným karcinogenem. Zvýšené zátěže půdy touto látkou se vykytují zejména vlivem imisní zátěže, čemuž odpovídají i zjištěné údaje – např. vysoké hodnoty Severomoravské regionu.

#### *Polychlorované bifenyly (PCB)*

Polychlorované bifenyly jsou syntetické, organické látky, u nichž jsou vodíkové atomy na aromatických jádrech nahrazeny v různé míře atomy chloru a může tak teoreticky existovat až 209 izomerů. Do prostředí se PCB dostávaly během výroby a používání (výroba ukončena v roce 1984). V současné době je rizikové především nevhodné zacházení s nebezpečným odpadem a staré ekologické zátěže. PCB se vyznačují hromaděním v tukových tkáních (silný lipofilní charakter), poškozují imunitní a reprodukční schopnost organismů.

Pro hodnocení zátěže půdy České republiky se používá sumární obsah 7 kongenerů - 28+52+101+118 +138+153+180, vzhledem k limitním hodnotám daným vyhláškou č. 153/2016 Sb. V rámci zemědělských půd ČR jsou zaznamenávány zvýšené obsahy PCB v okolí Prahy, okrese Děčín, Ústí nad Labem, Plzeň, Ústí nad Orlicí. V nivních oblastech ČR se vyskytují spíše ojedinělé zvýšené hodnoty PCB, zejména v oblastech moravských povodí a řeky Ohře. Nárůst koncentrací podél toku byl zaznamenán v případě nivních půd Berounky a Labe.

### *Dichlordifenyltrichlorethan (DDT)*

Dichlordifenyltrichlorethan (chemický název 1,1,1-trichloro-2,2-bis (p-chlorfenyl) ethan, p,p'-DDT) byl používán jako insekticid především v 50. a 60. letech minulého století. Při určování obsahu DDT v půdách je brána v úvahu celá skupina látek (izomerů), vznikajících při výrobě či rozkladu účinné látky DDT (p,p'-DDT) v prostředí (izomery o,p'-DDT, dichlordifenyldichlorethan (p,p'-DDD a o,p'-DDD) a dichlordifenyldichlorethen (DDE)).

DDT má tendenci hromadit se v tělních tkáních a je schopné přecházet i do mateřského mléka, akutní expozice poškozuje nervový systém, při chronické expozici má karcinogenní účinky, poškozuje plodnost. V Československu bylo použití DDT zakázáno v roce 1974, nicméně vzhledem k existenci nelegálních zásob a poločasu rozpadu stále dochází k určité perzistenci této látky a překračování limitních hodnot v zemědělských půdách České republiky, což je potvrzováno každoročními nálezy nadlimitních obsahů (monitoring zemědělských půd VÚMOP, v.v.i.). Mezi okresy s vyšší zátěží DDT patří např. okresy Teplice, Kladno, Praha, Praha-západ, Benešov, Karlovy Vary Ústí nad Labem. V rámci nivních půd je zaznamenán výskyt DDT a jeho metabolitů především v oblasti soutoku Ohře a Labe, v povodí Labe a Berounky. Překročení preventivní hodnoty pro sumu DDT a derivátů dané legislativou se projevuje na cca 10% lokalit sledovaných nivních oblastí, přičemž překročeny nebyly hodnoty indikační.

### *Hexachlorbenzen (HCB)*

Hexachlorbenzen je chlorovaný aromatický uhlovodík, v minulosti v rámci zemědělství používaný jako fungicid (do roku 1977). Současnými antropogenními zdroji jsou spalovací procesy, chemický a metalurgický průmysl, může se uvolňovat při průmyslové výrobě některých chlorovaných organických rozpouštědel. HCB se vyznačuje vysokou stabilitou a schopností bioakumulace.

V zemědělských půdách ČR je podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. HCB sledován při důvodném podezření z jeho výskytu (např. předchozí znečištění půdy z výroby), nicméně v rámci monitoringu cizorodých látek VÚMOP, v.v.i. je sledován kontinuálně. Mezi okresy s vyšší zátěží patří např. Ústí nad Labem, Litoměřice, Sokolov. V rámci záplavových oblastí se nejvyšší hodnoty zaznamenávají v imisně zatíženějších oblastech, zvýšené hodnoty HCB byly naměřeny v povodí Ohře, toků v Severomoravském regionu, Labi.

### *Hexachlorcyklohexan (HCH)*

Hexachlorcyklohexan je látka v minulosti používaná jako insekticid, negativní ovlivnění prostředí vyplývá ze schopnosti bioakumulace a šíření potravními řetězci. Vyskytuje se

v několika izomerních modifikacích, které označujeme jako alfa, beta, gama a delta. Gama modifikace je označována jako lindan a je z izomerů jako insekticid nejúčinnější. Antropogenním zdrojem této látky bylo intenzivní využívání v minulosti. V současné době je používání HCH v ČR zakázáno, nicméně zdrojem mohou být staré ekologické zátěže (sklárky, půda kontaminovaná aplikací v minulosti).

V zemědělských půdách ČR je podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. HCH sledován při důvodném podezření z jeho výskytu (např. předchozí znečištění půdy z výroby), nicméně v rámci monitoringu cizorodých látek VÚMOP, v.v.i. je sledován kontinuálně. Vyšší hodnoty HCH jsou v rámci zemědělských půd ČR zjišťovány v okresech Severomoravského kraje. Ve fluvizemích byly nejvyšší hodnoty zaznamenány v oblasti povodí Moravy, povodí středního Labe a na soutoku Labe s Ohří.

#### *Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a polychlorované dibenzofurany (PCDD/F)*

Polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a polychlorované dibenzofurany (PCDF) jsou v různé míře chlorované tricyklické aromatické uhlovodíky, jejichž přítomnost v životním prostředí je vzhledem k velmi vysoké toxicitě některých představitelů této skupiny látek považována za významný ekologický problém. PCDD/F nebyly vyráběny záměrně, jejich vznik je vedlejším efektem spalovacích a technologických procesů. Do této skupiny látek patří 75 kongenerů PCDD a 135 kongenerů PCDF. Pouze 17 kongenerů jsou dnes používány k hodnocení toxikologického působení - kongenery chlorované v polohách 2, 3, 7 a 8, případně dalších, jsou toxikologicky nejzávažnější z důvodů vysoké perzistence, lipofility a toxicity v prostředí. Přirozeně mohou dioxiny vznikat při lesních požárech nebo sopečných erupcích, antropogenními zdroji jsou atmosférické depozice a kontaminace materiálem obsahujícím PCDD/F (např. aplikace čistírenských kalů do půdy).

V půdě jsou sledovány při důvodném podezření z jejich výskytu (např. předchozí znečištění půdy z výroby). Zvýšená zátěž PCDD/F je zaznamenávána v imisních a průmyslových oblastech, vysoká zátěž PCDD/F se vyskytuje v nívních oblastech, např. v záplavových oblastech v povodí Ohře, povodí Odry a povodí Labe.

#### *Ropné znečištění*

Uhlovodíky C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub> (dříve používán ukazatel NEL, nepolární extrahovatelné látky) jsou skupinou látek omezeně rozpustných ve vodě, jedná se především o tuky, oleje a ropné produkty (Kuráš a kol., 2011). Toxicita ropných uhlovodíků je poměrně nízká, nicméně ropné látky v prostředí považovány za významné škodliviny.

V půdě jsou sledovány při důvodném podezření z jejich výskytu (např. předchozí znečištění půdy z výroby), nicméně v rámci monitoringu cizorodých látek VÚMOP, v.v.i. jsou sledovány kontinuálně. V rámci zemědělských půd ČR není překročení preventivních limitních hodnot časté, Mladé Boleslavi, Nymburka, Kutné Hory. Zvýšené obsahy ropných uhlovodíků byly zjištěny v nivních půdách povodí Jizery u Mladé Boleslavi a v nivě řeky Labe.

## Doporučené terénní a laboratorní metodiky

### Odběr vzorků zemědělských půd a půd fluvialních zón

Pro odběr vzorků zemědělské půdy v terénu je třeba vytvořit příslušný plán, který zahrnuje účel odběru vzorků, vzorkovací schéma, typ odběrového zařízení a techniku vzorkování, hloubku odběru včetně jejího odůvodnění, hmotnost směsného vzorku, počet individuálních odběrů na jeden směsný vzorek, čas vzorkování, úpravu a balení vzorků, popis, přepravu a uložení vzorků, rozsah požadovaných analýz, záznam o odběru, popis průběhu odběru vzorků. Vyhláškou č. 153/2016 Sb. je stanoven také počet směsných vzorků v závislosti na velikosti zájmové plochy a doporučená hloubka odběru, přičemž je nutné hloubku ve specifických případech stanovit tak, aby odebraný vzorek co nejlépe vystihoval popisovaný stav – např. při mimořádných událostech, haváriích, lokálních unících znečišťujících látek apod.

V případě lokalit pro odběr vzorků fluvizemí je výběr vhodných odběrových modelových lokalit založen na prostorovém vyhodnocení ploch zemědělské půdy v nivních oblastech pravidelně ovlivňovaných zaplavením. Odběr vzorků půdy slouží ke zjišťování vlastností půdy, zejména ke zjištění rozsahu kontaminace dané lokality. Způsob odběru je v souladu s příslušnými normami ČSN 01 5110, ČSN 01 5111 a ČSN 46 5331. Vzorky pro hodnocení se odebírají jako směsný vzorek deseti individuálních odběrů. Individuální vzorky jsou rovnoměrně rozmístěny na ploše 1 ha (čtverec 100 x 100 m). Plocha pro odběr směsného vzorku musí být homogenní a musí reprezentovat celou plochu produkčního bloku. Odběr vzorků se provádí rýčem, na každém místě individuálního odběru je individuální vzorek vytvořen z několika vrypů tak, aby v celé mocnosti bylo odebráno stejné množství. Vzorky jsou v terénu homogenizovány kvartací, rozděleny a následně převáženy v polyethylenových sáčcích k laboratornímu stanovení. Vzorky jsou převáženy do laboratoří v chladicím boxu.

### Stanovení zrnitostního složení půdy

V rámci posuzování potenciální kontaminace půdy rizikovými prvky je třeba stanovení zrnitostního složení půdy vzhledem k tomu, že preventivní limitní hodnoty a indikační limitní hodnoty u některých rizikových prvků jsou rozděleny do dvou kategorií na základě zrnitosti, hodnoty pro „normální“ půdy a hodnoty pro „lehké“ půdy, přičemž lehkými půdami se rozumí

půdy vzniklé na velmi lehkých půdotvorných substrátech a zastoupení jemných částic, menších než 0,01 mm, které mohou tvořit maximálně 20% složení.

Půdní částice se dispergují varem s hexametafosforečnanem sodným. V sedimentačním válci se pak suspenze zředí vodou a po příslušném čase (rovnajícím se době usazování žádané frakce) se odpipetuje určitý objem z dané hloubky. Po vysušení odpipetované suspenze je stanoveno množství frakce půdních částic vážením.

### Stanovení půdní acidity (pH)

Pro správné posouzení potenciální kontaminace půdy rizikovými prvky je ve specifických případech nutné zjištění pH půdy, vzhledem k daným několika třídám limitních hodnot podle pH půdy u některých prvků. Měření pH se provádí pomocí skleněné elektrody v suspenzi půdy ve vodě (pH-H<sub>2</sub>O), v roztoku chloridu draselného (pH-KCl). Poměr půdy a kapaliny je volen dle dané metody. Pro přípravu suspenze byl zvolen objemový poměr směšování V/V, což znamená metodu obecně platnou pro všechny druhy půdních vzorků. Tato norma užívá pro extrakci H<sub>2</sub>O a 1 mol/l KCl. Pomocí odměrky se následně odebere vzorek o objemu nejméně 5 ml. Zkoušený objem vzorku se vloží do lahve a přidá se pětinasobek jeho objemu buď vody, nebo KCl. Suspenze třepe na horizontální třepače po dobu (60±10) minut a pak se nechá 1-3 hodiny ustálit, zamíchá a v sedimentující suspenzi se měří pH.

### Stanovení obsahu rizikových prvků v půdách

Pro vlastní analýzy se používá půdní vzorek na vzduchu vysušený při teplotě nižší než 40°C, frakce < 2 mm (jemnozem I) připravený dle ČSN ISO 11464 a dále nadrcený na analytickou jemnost (jemnozem II) v achátové misce.

#### *Extrakce půd lučavkou královskou pro stanovení rizikových prvků*

Do 250 ml Erlenmayerovy baňky se zábrusovým hrdlem se naváží 2g vzorku (jemnozem II) s přesností na 3 desetinná místa. Přidá se 7 ml HNO<sub>3</sub> a nechá se stát přes noc při laboratorní teplotě. Pak se přidá 21 ml HCl a směs se nechá stát do ukončení vývinu plynů. Baňka se uzavře zpětným chladičem a přemístí se na topnou desku, kde se vaří 2 hodiny. Po ochlazení se obsah kvantitativně převede (chladič se rovněž spláchne stříčkou) do 100 ml odměrné baňky, doplní po značku, promíchá a zfiltruje do plastových nádobek přes filtr, přičemž první podíl se vylévá. Takto připravený mineralizát je stálý několik měsíců.

### *Extrakce 1 mol/L NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> pro stanovení rizikových prvků*

Do 100 ml PE lahve se s přesností na 2 desetinná místa naváží 20 g suché zeminy, přidá se 50 ml 1 mol/L NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> a třepe se 2 hodiny při pokojové teplotě na horizontální třepačce. Dekantát se zfiltruje přes hustý filtr a před měřením se uchovává v chladu.

Dusičnan amonný c(NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) = 1 mol/l – 80,04g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> se rozpustí v demineralizované vodě a doplní na objem 1000 ml

### *Stanovení obsahu prvků v extraktech*

V mineralizátech půdních vzorků byly pak měřeny obsahy rizikových prvků - metodou plamenné atomové absorpce FAAS na přístroji Varian AAS 240 FS (Cu, Ni, Pb, Zn) a metodou elektrotermické atomizace (ETA AAS) na přístroji Varian AAS 240 Z (Cd). Obsah arsenu v mineralizátu půdních vzorků byl měřen hydridovým systémem. V mineralizátech rostlinných vzorků jsou všechny dané prvky kromě As, Hg, Zn měřeny metodou elektrotermické atomizace (ETA AAS) na přístroji Varian AAS 240 Z. Zinek byl stanovován technikou FAAS na přístroji Varian AAS 240 FS a arsen byl stanovován metodou AAS s generováním hydridu. Obsahy rtuti byly stanoveny na přístroji AMA 254 (Advanced Mercury Analyzer), stanovující celkový obsah rtuti na principu generování par kovové rtuti tepelným rozkladem vzorku ve spalovací trubici s následným zachycením a zkoncentrováním na zlatém amalgamátoru, opětovným tepelným vypuzením a detekcí.

### *Stanovení obsahu perzistentních organických polutantů v půdách*

#### *Polycyklické aromatické uhlovodíky*

Vzorek půdy (10 g) obohacený 50 µl roztoku deuterovaných PAH se extrahuje 150 ml dichlormethanu na zařízení Soxtec s programem nastaveným na extrakci horkým rozpouštědlem po dobu 40 minut a promývání rozpouštědlovým kondenzátem 20 minut. Extrakt se rozděluje 1:9 na PAH a PCB+OCP.

Extrakt pro PAH se zahušťuje pod proudem dusíku na cca 0,5 ml a zasypává čištěným silikagelem (čištění 8 hodin dichlormethanem v Soxhletu). Analyty jsou separovány na kolonce s 2 g aktivovaného čištěného silikagelu (aktivace 12 hodin při 150 °C) – eluce: 6 ml n-hexanu – frakce odstraněna, 10 ml dichlormethanu – frakce zahuštěna pod proudem dusíku na 0,5 ml a vzorek se převede do minivialky pro analýzu. Před analýzou je přidáno 50 µl roztoku terfenylu o koncentraci 4 µg/ml. Vzorek se analyzuje plynovou chromatografií s hmotnostně spektrometrickou detekcí (GC 7890 / MS-MS Triple Quadrupole 7000B; Agilent) na koloně DB5-MS (60 m × 0,25 mm × 0,25 µm) s heliem jako mobilní fází. Ke každé sadě vzorků je stejně analyzován referenční materiál a rozpouštědlový blank.

### *Polychlorované bifenyly, organochlorované pesticidy*

Vzorek půdy (10 g) obohacený 50 µl roztoku deuterovaných PAHs se extrahuje 150 ml dichlormethanu na zařízení Soxtec s programem nastaveným na extrakci horkým rozpouštědlem po dobu 40 minut a promývání rozpouštědlovým kondenzátem 20 minut. Extrakt se rozděluje 1:9 na PAH a PCB+OCP.

Extrakt pro PCB+OCP se zahušťuje pod proudem dusíku na cca 0,5 ml a zasypává silikagelem. Analyty jsou separovány na kolonce s 2 g aktivovaného silikagelu (aktivace 3 hodiny při 250°C) modifikovaného kyselinou sírovou – eluce: 20 ml směsí 1:1 dichlormethan:n-hexan – frakce se zahušťuje pod proudem dusíku na 0,5 ml a vzorek se převede do minivialky pro analýzu. Před analýzou je přidáno 50 µl roztoku PCB 121-81 o koncentraci 0,2 µg/ml. Vzorek se analyzuje plynovou chromatografií s hmotnostně spektrometrickou detekcí (GC 7890 / MS-MS Triple Quadropole 7000B; Agilent) na koloně HT8 SGE (60 m × 0,25 mm × 0,25 µm) s heliem jako mobilní fází. Ke každé sadě vzorků je stejně analyzován referenční materiál a rozpouštědlový blank.

### *Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a polychlorované dibenzofurany*

Vzorek půdy (10 g) obohacený roztokem obsahujícím izotopicky značené standardy PCDD/F je extrahován 150 ml toluenu na zařízení Soxtec s programem nastaveným na extrakci horkým rozpouštědlem po dobu 2 hodin. Extrakt se zahušťuje pod proudem dusíku na cca 0,5 ml. Následně je extrakt přečištěn pomocí adsorbční kolonové chromatografie na silikagelu modifikovaném kyselinou sírovou a vrstvou síranu sodného bezvodého. 120 ml n-hexanu je použito pro eluci analytů. K frakcionaci PCDD/F od ostatních planárních analytů se používá sendwichtová kolona s náplní 0.1 g Celite 545 / 0.5 g aktivní uhlí AX-21/Celite 545 (1:19 w/w) / 0.1 g Celite 545. PCDD/F jsou eluovány jako 3. frakce pomocí 80 ml toluenu při reverzním uspořádání kolony. Vzorek se zahušťuje na 10 µl a k němu před analýzou přidává vnitřní standard <sup>13</sup>C<sub>12</sub>-1,2,3,4-TCDD. Pro analýzu je použita plynová chromatografie s vysoce rozlišovacím hmotnostní spektrometrem jako dektetorem (Thermo Scientific dual GC Trace 1310 and HRMS DFS). Plynový chromatograf je vybaven kolonou Restek Dioxin 2 (60-m × 0.25-mm i.d. × 0.25-µm).

### *Ropné znečištění*

Analytický postup specifikuje norma ČSN EN 14039, kvantitativního stanovení obsahu uhlovodíků (C<sub>10</sub> až C<sub>40</sub>) v pevném odpadu plynovou chromatografií. Metoda je použitelná pro stanovení obsahu uhlovodíků od 100 mg/kg sušiny do 10 000 mg/kg sušiny. Jako uhlovodíky stanoví všechny uhlovodíky s bodem varu od 175 °C do 525 °C. Vysušený vzorek se extrahuje

organickým rozpouštědlem, získaný extrakt je proměřen v infračervené oblasti mezi vlnočtem 3150-2750  $\text{cm}^{-1}$ . Vyhodnocení absorpce CH valenčních vibrací charakteristických skupin je prováděno pomocí empirických vztahů.

## Přínos metodiky

Metodika „**Hodnocení kontaminace zemědělské půdy a půdy nivních oblastí v kontextu platné legislativy**“ se zaměřuje na vysvětlení odborných aspektů aktuální legislativy, charakteristikou sledovaných polutantů, jejich výskytem v zemědělských půdách a fluvizemích České republiky, shrnuje doporučené metody vztahující se k jejich analýzám a postup hodnocení úrovně kontaminace v nivních oblastech. Přínosem je interpretace aktuální legislativy na podkladě praktických informací, shromážděných Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy, v.v.i. a poskytnutí těchto informací uživatelům metodiky.

## Novost postupů

Metodika shrnuje postup hodnocení potenciální kontaminace zemědělské půdy se zaměřením na úrodné nivní oblasti, vzhledem k nově zavedeným limitním hodnotám v aktuální legislativě. Soustředí se na srozumitelné vysvětlení vícestupňových limitních hodnot a jejich členění. Zabývá se charakteristikou sledovaných polutantů a jejich výskytem v zemědělských půdách a fluvizemích České republiky s využitím výsledků dlouhodobých řešení výzkumných úkolů VÚMOP, v.v.i.

## Uplatnění metodiky

Cílovými skupinami uživatelů metodiky jsou především orgány státní správy a samosprávy, vlastníci zemědělské půdy a subjekty hospodařící na zemědělské půdě. Účelem uplatnění metodiky je být nápomocná příslušným orgánům státní správy a samosprávy zodpovědným za rozhodovací procesy ve smyslu ochrany kvality životního prostředí, především zemědělské půdy a kvality zemědělských produktů, se zaměřením na úrodné nivní oblasti v záplavových zónách vodních toků. Metodika poskytuje informace o vlastnostech zemědělských půd České republiky, zjištěných Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy v.v.i. a popisuje postup hodnocení potenciální kontaminace půdy na základě aktuálních legislativních předpisů. Zároveň si metodika klade za cíl srozumitelným způsobem vysvětlit vlastníkům zemědělské půdy a subjektům hospodařícím na zemědělské půdě, jak postupovat v případě posuzování kvality půdy z pohledu potenciální kontaminace a nutnosti dodržení příslušných předpisů. Kombinace metodiky a souvisejícího mapového výstupu (Skála a kol., 2019) zaměřeného na identifikaci konkrétních zdrojů znečištění v povodí může napomoci v případě potřeby či zájmu

na jejich eliminaci z důvodu potenciálního ohrožení kvality životního prostředí a potravního řetězce.

## Ekonomické zhodnocení

Ekonomické zhodnocení konkrétními finančními ukazateli je možné zaměřit zejména na případy včasné identifikace zdrojů zátěže v povodí. Identifikace konkrétních zdrojů znečištění v povodí je důležitým krokem k jejich eliminaci, která v případě povodňových událostí může zamezit následným velkým škodám a rozsáhlým sanačním zásahům. V případě eliminace významného zdroje zátěže před predikovanou povodní se může jednat o úspory v mil Kč. Přínosy dále vyplývají zejména pro uživatele metodiky z řad vlastníků zemědělské půdy a hospodařícím subjektům, kdy znalost odborných aspektů nového nastavení limitních hodnot a příslušných postupů může zamezit ekonomickým škodám na pěstované produkci z důvodu fytotoxicity některých rizikových prvků, či přímo přestupu polutantů do pěstované produkce a následné řešení kontaminace krmiv a dalších zemědělských produktů. V extrémních případech přímého ohrožení zdraví lidí a zvířat upraví znalost kvality půdy pohyb v těchto oblastech a zamezí následným škodám na zdraví, přičemž konkrétní ekonomické zhodnocení těchto situací není možné.

## Dedikace

Publikace vznikla za podpory projektu TAČR č. TH02030475 a institucionální podpory MZE-RO0218.

## Použitá literatura

AITCHISON, J. (1982): The statistical analysis of compositional data (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society, Series B (Statistical Methodology)* 44 (2): 139–177.

AITCHISON, J., EGOZCUE, J., J. (2005): Compositional Data Analysis: Where Are We and Where Should We Be Heading? *Mathematical Geology*, 37, 829–850.

BÁBEK, O., MATYS GRYGAR, TM., FAMĚRA, M., HRON, K., NOVÁKOVÁ, T., SEDLÁČEK, J. 2015. Geochemical background in polluted river sediments: how to separate the effects of sediment provenance and grain size with statistical rigour? *Catena*, 135: 240–253.

BENCKO, V., CIKRT, M., LENER, J. (1995): *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 2.vyd. Praha: Grada Publishing, ISBN 80-7169-150-X.

BORŮVKA, L., VACEK, O., JEHLIČKA, J. (2005): Principal component analysis as a tool to indicate the origin of potentially toxic elements in soils, *Geoderma*, 128: 289-300.

- BORŮVKA, L., VÁCHA, R. (2006): Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*, (68): 267-298.
- BORŮVKA, L., SÁŇKA, M., ŠRÁMEK, V., VÁCHA, R., ČECHMÁNKOVÁ, J., ČUPR, P., DRÁBEK, O., FADRHOŇSOVÁ, V., HOFMAN, J., NIKODEM, A., NĚMEČEK, K., ROTTER, P., SÁŇKA, O., SKÁLA, J., TEJNECKÝ, V., VAŠÍČKOVÁ, J., VOKURKOVÁ, P., VORTELOVÁ, L. (2012): Metody hodnocení lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd, Výroční zpráva NAZV QI112A201, 78 s.
- BOUGHRIET, A., PROIX, N., BILLON, G., RE COURT, P., OUDDANE, B. (2007): Environmental Impacts of Heavy Metal Discharges from a Smelter in Deûle-canal Sediments (Northern France): Concentration Levels and Chemical Fractionation. *Water Air and Soil Pollution*. 180: 83-95.
- COVELLI, S., FONTOLAN, G. 1997. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology* 30:34–45.
- DU LAING, G., RINKLEBE, J., VANDECASTEELE, B. (2009): Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *science of the Total Environment*, 407 (13): 3972-3985.
- DUNG, T.T.T., CAPPUYNS, V., SWENNEN, R., PHUNG, N.K. (2013): From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12: 335–353.
- GRYGAR, TM., NOVÁKOVÁ, T, BÁBEK, O., ELZNICOVÁ, J., VADINOVÁ, N. (2013): Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: A case study on the Jizera River, Czech Republic. *Science of the Total Environment*, 452–453: 233–245.
- GRYGAR, TM., POPELKA, J., (2016): Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration*, 170, 39–57.
- ETTLER, V., VANĚK, A., MIHALJEVIČ, M., BEZDIČKA, P. (2005): Contrasting lead speciation in forest and tilled soils heavily polluted by lead metalurgy. *Chemosphere*, 58: 1449-1459.

- FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D., NÓVOA-MUÑOZ, J. C., DÍAZ-RAVIÑO, M., ARIAS-ESTÉVEZ, M. (2009): Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma*, 153: 119-29.
- HANČ, A., TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., BALÍK, J. (2007): Změna pohyblivosti kadmia a zinku v čistírenských kalech po jejich úpravě. *Chemické listy*, 101 (10): 807-810.
- HOLOUBEK, I. (2004): *Chemie životního prostředí IV. Polutanty s dlouhou dobou života v prostředí. Těžké kovy (HMs) – rtuť*. Brno, Recetox – Tocoen and Associates, 32 s.
- HOLOUBEK, I. (2003): *Národní inventura perzistentních organických polutantů v České republice*. TOCOEN, Brno.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. (2001): *Trace Elements in Soils and Plants*. 3. ed., CRC Press, USA: 432 s.
- KAFKA, Z., PUNČOCHÁŘOVÁ, J. (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy*, 96 (7): 611-615.
- KURÁŇ, P., NOVÁKOVÁ, J., JANOŠ, P. (2011). Determination of Hydrocarbon Index of C10-C40 in Composts and Sludges by GC-FID with Traditional Split/Splitless Injector. *Chemické Listy: Laboratorní přístroje a postupy*, 105 (2):133-137.
- LAIR, G., J., ZEHETNER, F., FIEBIG, M. (2009): How do long-term development and periodical changes of river-floodplain systems affect the fate of contaminants? Results from European rivers. *Environmental Pollution*, 157 (12): 3336-3346.
- LI, X., THORNTON, I. (2001): Chemical partitioning of trace and major elements in soil contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry*, 16: 1693-1706.
- LI, H., ZHOU, D.L., ZHANG, Q., HE, K.P., FENG, C.Y., LAN, Y.J. (2013). Cardiovascular system symptoms and blood pressure in workers exposed to vanadium. *Journal of Environmental and Occupational Medicine*, 2:140–142.
- LI, X., LI, Z., LIN, C., J., BI, X., LIU, J., FENG, X. (2018): Health risks of heavy metal exposure through vegetable consumption near a large-scale Pb/Zn smelter in central China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161: 99-110.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČÍKOVÁ, G., DLAPA, P., DERCOVÁ, K. (2006): Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme. *Chemické listy*, 100(6): 424-432.

- MIHALJEVIČ, M., ETTLER, V., ŠEBEK, O., SRACEK, O., KŘÍBEK, B., KYNCL, T., MAJER, V., VESELOVSKÝ, F. (2011): Lead isotopic and metallic pollution record in tree rings from the copperbelt mining – smelting area, Zambia. *Water, Air, & Soil Pollution*, 216 (1-4): 657-668.
- MOLAS, J., S, BARAN, S. (2004): Relationship between the chemical form of nickel applied to the soil and its uptake and toxicity to barley plants (*Hordeum vulgare* L.). *Geoderma*, 122 (2-4): 247-255.
- MŽP ČR. (2016): Vyhláška MŽP č. 153/2016 „o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu“.
- NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., PASTUSZKOVÁ, M. (1996): Návrh limitů kontaminace půd perzistentními organickými xenobiotickými látkami pro ČR. *Rostlinná výroba*, 42 (2): 49-53.
- NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., VÁCHA, R. (1996): Geogenic and anthropogenic soil loads. *Rostlinná výroba*, 42: 535-541.
- NĚMEČEK, J., MACKŮ, J., VOKOUN, J., VAVŘÍČEK, D. A NOVÁK, P. (2001). Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, ČZU Praha spolu s VÚMOP Praha, ISBN 80-238-8061-6.
- NĚMEČEK, J., VÁCHA, R., PODLEŠÁKOVÁ, E. (2010): Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. ISBN: 978-80-86561-02-4.
- NOVÁKOVÁ, T., GRYGAR, TM., BÁBEK, O., FAMĚRA, M., MIHALJEVIČ, M., STRNAD, L. (2013): Fluvial sediments of the Morava River, Czech Republic: distinguishing regional and local sources of pollution by heavy metals and magnetic particles. *Journa of Soils Sediments*, 13: 460–473.
- PAREJA-CARRERA, J., MATEO, R., RODRIGUEZ-ESTIVAL, J. (2014): Lead (Pb) in sheep exposed to mining pollution: implications for animal and human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108: 210-6.
- PETER, A.,L.,J., VIRARAGHAVAN, T. (2005): Thallium: a review of public health and environmental concerns. *Environment International*, 31: 493-501.

SASMAZ, A., SEN, O., KAYA, G., YAMAN, M., SAGIROGLU, A. (2007): Distribution of thallium in soil and plants growing in the keban mining district of Turkey and determined by ICPMS. *Atomic Spectroscopy*, 28: 157-163.

SHAH, A., N., TANVEER, M., HUSSAIN, S., YANG, G. (2016): Beryllium in the environment: whether fatal for plant growth? *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15 (4): 549-561.

SHOTYK, W., LASER, P., GRÜNIG, A., CHEBURKIN, A., K. (2000): A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in eight Weiss peat bog profiles. *Science of the Total Environment*, 249: 281-295.

TAN, S., Y., PRAVEENA, S.,M., ABIDIN, E.,Z., CHEEMA, M.,S. (2016): A review of heavy metals in indoor dust and its human health-risk implications. *Reviews on Environmental Health*, 31 (4): 447-56.

TLUSTOŠ, P. a kol. (2007): Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Dostupný z [www: < http://www.phatosanitary.org >](http://www.phatosanitary.org)

VÁCHA, R., PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., POLÁČEK, O. (2001): Stav zatížení zemědělských půd perzistentními organickými polutanty. *Chemické listy*, (95): 590 – 593.

VÁCHA, R., NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E. (2002): Geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risky elements. *Rostlinná výroba*, 48: 441-447.

VÁCHA, R., VYSLOUŽILOVÁ, M., HORVÁTHOVÁ, V., ČECHMÁNKOVÁ, J. (2006): Risks following from husbandry on agricultural soils in loaded areas of the Czech Republic. *Soil and Water Research*, 1 (3): 108-116.

VÁCHA, R., SÁŇKA, M. (2009): Podklady pro kvalitativní ochranu půdy a vypracování návrhu vyhlášky o stanovení preventivních a indikačních hodnot rizikových látek v půdě. Studie pro MŽP ČR, 2009, 38 stran a příloha (technický podklad vyhlášky).

VÁCHA, R., SÁŇKA, M., SÁŇKA, O., SKÁLA, J., ČECHMÁNKOVÁ, J. (2013): The Fluvisol and sediment trace element contamination level as related to their geogenic and anthropogenic source. *Plant Soil Environment*, 59 (3): 136-142.

VÁCHA, R., ČECHMÁNKOVÁ, J., SKÁLA, J., HORVÁTHOVÁ, V. (2016): Podklady pro tvorbu vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Do vyhlášky byly přijaty návrhy preventivních hodnot

rizikových prvků a perzistentních organických polutantů a jejich indikačních hodnot vzhledem k ohrožení kvality a kvantity zemědělských plodin.

VÝZKUMNÝ ÚSTAV MELIORACÍ A OCHRANY PŮDY, v.v.i. (2002): Stanovení zrnitostního složení pipetovací metodou. Standardní operační postup č. 1.

WU, W., WU, P., YANG, F., SUN, D., L., ZHANG, D., X., ZHOU, Y., K. (2018): Assessment of heavy metal pollution and human health risks in urban soils around an electronics manufacturing facility. *Science of the Total Environment*, 630: 53-61.

XIAO, T., GUHA, J., BOYLE, D., LIU, C., Q., ZHENG, B., WILSON, G., C., ROULEAU, A., CHEN, J., (2004): Naturally occurring thallium: a hidden geoenvironmental health hazard? *Environment International*, 30: 501– 507.

### Normy

ČSN EN ISO 16720

ČSN ISO 11464

ČSN EN 16179

ČSN EN 12457-2

ČSN ISO 10390

ČSN EN 16167

ČSN EN 15933

ČSN EN 16174

ČSN P CEN/TS 16190

ČSN P CEN/TS 16188

ČSN EN 14039

### Seznam předcházejících publikací

ČECHMÁNKOVÁ, J., SKÁLA, J., HORVÁTHOVÁ, V., VÁCHA, R. (2019): Vliv potenciálně fyto toxických prvků na rostlinnou produkci. *Úroda*, 7: 86 – 89.

ČECHMÁNKOVÁ, J., SKÁLA, J., HORVÁTHOVÁ, V., VÁCHA, R. (2017): Vybrané rizikové prvky v zemědělských půdách záplavových oblastí. *Úroda*, 12: 63-65.

ČECHMÁNKOVÁ J., NOVÁK P., VÁCHA R. (2017): Monitorování zátěže zemědělských půd, rostlin a povrchových vod rizikovými látkami s vazbou a potravní řetězec. AGRObase, 5: 18-19.

SKÁLA, J., VÁCHA, R., ČUPR, P. (2018): Which Compounds Contribute Most to Elevated Soil Pollution and the Corresponding Health Risks in Floodplains in the Headwater Areas of the Central European Watershed? International Journal of Environmental Research and Public Health, 15 (6): 1146-1161.

SKÁLA, J. (2018): Multielement geochemical modelling for pollution in the floodplains – quantifying the spatial relationship. In: 19th Annual Conference – IAMG 2018. 2. - 8. září, Olomouc. ISBN: 978-80-270-4612-6.

SKÁLA, J., VÁCHA, R., HORVÁTHOVÁ, V. (2018): Obsah arzenu a jeho prostorová a geochemická pozice ve víceprvkové kompozici znečištění půdy oblasti s různými zdroji znečištění. Sborník abstraktů „Pedologické dny 2018“ Bratislava, 2018: 60 s. ISBN 978-80-8163-027-9.

SKÁLA, J., (2017): Analysing spatial patterns of soil pollution profiles in floodplain exposed to historical environmental load using correlation of proportional similarity matrices with spatial matrices. In: Pedometrics 2017, Wageningen, The Netherlands, 2017:226.

SKÁLA, J., SÁŇKA, O., ČECHMÁNKOVÁ, J., VÁCHA, R., HORVÁTHOVÁ, V., SÁŇKA, M., MIKEŠ, O. (2014): Kontaminace zemědělských půd v záplavových oblastech České republiky – část I. Rizikové prvky. Soubor specializovaných map, Praha, VÚMOP, v.v.i., 97 s. ISBN 978-80-87361-40-5.

VÁCHA, R. (2018): Sledování doplňkových parametrů (zejména HCB, HCH a PCDD). Sborník abstraktů „Sedimenty z vodních toků a nádrží“ Praha, 2018: 27-39. ISBN 978-80-906306-5-9.

VÁCHA R., SÁŇKA, M., SKÁLA J., ČECHMÁNKOVÁ J., HORVÁTHOVÁ V. (2016): Soil Contamination Health Risks in Czech Proposal of Soil Protection Legislation. In book: Environmental Health Risk - Hazardous Factors to Living Species. InTech: 57-75.