

2 0

2 3

Certifikovaná metodika

**Metodická příručka k využití
nástroje SoilPass pro indikační
stanovení převládajícího
geogenního vlivu na obsah
rizikových prvků v půdách ČR a
způsoby jeho terénního ověření**

Výstup projektu TAČR č. SS03010364

Systém na podporu rozhodování při hodnocení kvality
půdy z hlediska obsahu rizikových látek v
zemědělských půdách České republiky



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

T A
Č R

Autorský tým: Skála Jan, Vácha Radim, Žížala Daniel, Vojtěchovský Tomáš, Papaj Vladimír,
Čechmánková Jarmila, Horváthová Viera

Výzkum byl podpořen projektem č. SS03010364 financovaným se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci Programu Prostředí pro život.



Autoři děkují Ministerstvu životního prostředí a Ministerstvu zemědělství za poskytnutí resortních dat a také jejich resortním organizacím České geologické službě, resp. Ústřednímu kontrolnímu a zkušebnímu ústavu zemědělskému za dlouhodobé úsilí při pořízení i správě těchto dat, bez kterých by informační rozcestník k hodnocení kontaminace půd („**SoilPass**“) i tato metodika nemohly vzniknout. Výsledná certifikovaná metodika byla schválena k použití Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským, autoři děkují za součinnost Oddělení půdy a lesnictví Sekce zemědělských vstupů při aplikaci poznatků výzkumu. V neposlední řadě děkujeme odborným recenzentům za cenné připomínky k aplikaci a mapovým výstupům.

Odbornými recenzenty byli:

prof. Dr. Ing. Luboš Borůvka

Katedra pedologie a ochrany půd, Česká zemědělská univerzita v Praze

Dr. Ing. Milan Sánka

RECETOX – Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita

OBSAH

1	ÚVOD.....	4
2	RIZIKOVÉ PRVKY V PŮDÁCH.....	5
2.1	Zdroje a distribuční mechanismy znečištění v půdách.....	5
2.1.1	Antropogenní zdroje znečištění v půdách.....	6
2.1.2	Přírodní zdroje rizikových prvků v půdách.....	10
3	VYTĚŽOVÁNÍ DAT PRO STANOVENÍ REFERENČNÍCH HODNOT.....	12
3.1	Jednoduché referenční hodnoty pro hodnocení kontaminace půdy.....	13
3.2	Využití diferenciovaných referenčních hodnot k definování geochemického pozadí.....	22
3.3	Využití prostorově diferenciovaných referenčních hodnot k definování geochemického pozadí.....	25
3.4	Využití vícerozměrných metod pro definování víceprvkových signatur geochemického pozadí.....	27
4	TERÉNNÍ A ANALYTICKÉ ZPŮSOBY OVĚŘENÍ PŮVODU ZÁTĚŽE.....	29
4.1	Ověření vertikální distribuce prvků v půdním profilu.....	29
4.1.1	Obecné zásady půdního vzorkování.....	30
4.1.2	Hloubky vzorkování při hodnocení vertikální distribuce prvků v půdním profilu.....	31
4.1.3	Způsoby vyhodnocení vertikální distribuce prvků v půdním profilu.....	32
4.2	Ověření mobility prvků v půdě.....	34
4.2.1	Legislativně závazný postup hodnocení mobility dle stanovení indikačních hodnot.....	34
4.2.2	Stanovení rozpustnosti prvků využitím slabých extrakčních činidel.....	37
4.2.3	Pokročilé metody stanovení mobility prvků.....	37
4.3	Další nástroje rozlišení původu znečištění.....	38
5	INDIKATIVNÍ PROSTOROVÉ ROZLIŠENÍ PŘEVLÁDAJÍCÍCH ZDROJŮ V ČR.....	40
6	DOPLŇKOVÉ INFORMACE.....	47
6.1	Přínos certifikované metodiky a zhodnocení novosti postupu.....	47
6.2	Popis uplatnění metodiky.....	47
6.3	Ekonomické aspekty.....	48
6.4	Odborné publikace předcházející certifikovanou metodiku.....	49
7	LITERÁRNÍ ZDROJE.....	50



1 ÚVOD

Z hlediska obsahu rizikových látek v půdě je nejlepším opatřením pro budoucnost zabránit dalším nadměrným vstupům rizikových látek do půdy. Zároveň současná odpadová politika v evropském prostoru podporuje minimalizaci vzniku odpadů, což s rostoucím deficitem přirozených materiálových zdrojů v agro-ekosystémech vede ke změnám v oblasti opětovného využívání alternativních zdrojů. Požadavkem je využití přijatelné pro životní prostředí, tj. hygienické jakosti jak aplikovaného materiálu, tak cílové půdy, což lze ověřit pouze analyticky. Ačkoliv ČR má nebývalé množství informací o hygienickém stavu půdy i komplexní legislativní nástroje ochrany zemědělské půdy, chybí relevantní volně dostupná datová a znalostní platforma umožňující „evidence-based“ rozhodování všech aktérů managementu půdy. V certifikované metodice jsou představeny výsledky projektu „**SS03010364 Systém na podporu rozhodování při hodnocení kvality půdy z hlediska obsahu rizikových látek v zemědělských půdách České republiky**“, který byl spolufinancován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí v programu Prostředí pro život. Výsledkem je otevřený nástroj pro nezávislou metodickou a informační podporu k hodnocení hygienického stavu půd, tzn. zdroj věrohodných nezávislých informací o obsazích rizikových látek jako podklad pro přiměřenou ochranu zemědělské půdy v návaznosti na existující legislativní rámec ochrany ZPF. Přiměřená ochrana půdy znamená nejen ochranu před rizikovými vstupy, ale také objektivní nástroje pro rozlišení, kdy obsahy rizikových prvků v půdách a navazujících ekosystémech (sedimenty vodních toků a nádrží) jsou přirozenou vlastností systému. Česká legislativa je v tomto ohledu pokroková a umožňuje vymezit geochemicky anomální půdy, kde lze uvažovat o omezeném mírnění normativně daných ochranných opatření při aplikaci dnových sedimentů autochtonních v těchto oblastech. Nicméně v současnosti v ČR neexistuje jednoznačná metodická podpora pro průkazné stanovení převládajícího geogenního vlivu na zvýšené obsahy prvků v půdních vzorcích. Cílem této metodiky je zaplnit informační mezeru navržením postupu k vymezení převládajícího geologicky podmíněného zvýšení koncentrací prvků v České republice, které lze označit za tzv. geogenní anomálie. V rámci metodiky je navrženo, jak postupovat k danému cíli vytěžením existujících datových zdrojů, kdy lze využívat různé referenční hodnoty pro prvotní posouzení, přičemž tyto referenční hodnoty byly zapracovány do mapové aplikace v rámci interaktivního rozcestníku „**SoilPass = Soil Pollution Assessment**“ (<https://soilpass.vumop.cz/>), který je součástí geoportálu Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i. - <https://geoportal.vumop.cz/>. Systém zahrnuje interaktivní mapovou aplikaci, která může sloužit nejen k identifikaci oblastí se zvýšenými obsahy, ale také oblastí nezatížených či s deficitem biogenních stopových prvků. Vytěžování existujících zdrojů je základním vstupním krokem k analýze potenciálního převládajícího zdroje rizikových prvků v půdě s následným terénním ověřením. Proto v druhé části metodiky se soustředíme na navržení optimálních postupů pro terénní ověření předpokladů získaných z existujících dat. Tento postup je navržen jako vrstvení různě složitých terénně-analytických úkonů, které vytvářejí signální řetězec pro kvalifikované rozhodnutí k určení předpokladů pro převládající geogenní původ při současném vyloučení významného antropogenního příspěvku. Žádný z nástrojů není univerzální tak, aby sám o sobě byl plošně využitelný za všech podmínek, ale jejich kombinace umožňuje najít optimální řešení pro široké podmínky zemědělských půd ČR. Jednotlivé použité metody se do značné míry liší, umožňují rozdílné pohledy, a tím se vzájemně doplňují.





2 RIZIKOVÉ PRVKY V PŮDÁCH

Skupina RP (nebo také potenciálně toxických prvků) zahrnuje stopové prvky, které se přirozeně vyskytují v půdách v nízkých koncentracích, nicméně překročení vazebné kapacity půd může vést k závažným environmentálním důsledkům (toxická, zvýšení mobility, přestup do rostlin), přičemž zároveň patří mezi nejdéle působící a přetrvávající kontaminanty půdy s dlouhodobými efekty (ALLOWAY 1990). Kontaminací půdy se tedy rozumí nadměrný obsah rizikových prvků v půdách, který může vést k nežádoucím projevům. Z hlediska popsaných toxikologických vlastností nejčastěji řadíme mezi rizikové prvky As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn, ale může zahrnovat i další specifické prvky s toxikologicky popsanými efekty Tl, U aj. Vzhledem k toxickým účinkům můžeme dělit tyto prvky na fytotoxické s rizikem inhibice růstu rostlin (např. Cu, Ni, Zn), a zootoxické (humanotoxické) (např. Cd, Pb, Hg), které mají přímé účinky na zdraví zvířat a člověka. Zatímco velká pozornost je věnována nadměrnému množství potenciálně toxických prvků v půdě, obecně menší pozornost se věnuje deficitnímu obsahu těch rizikových prvků, které jsou zároveň i prvky biogenními, tj. esenciálními pro rostliny nebo živočichy (např. Co, Zn, Cu) (REIMANN et al. 2012).

Půdní prostředí hraje v koloběhu látek významnou roli, neboť významně ovlivňuje transport chemických látek mezi dílčími složkami životního prostředí. Vzhledem ke svým vlastnostem je významným příjemcem, kde se prvky mohou nejen hromadit, ale také interagovat, transformovat či inaktivovat. Rizikové prvky jsou v pedosféře obsaženy v pevné fázi a v roztoku, a ačkoliv obsah prvků v půdním roztoku tvoří velmi malou část jejich celkového půdního obsahu, mají přímou vazbu na mobilitu a biologickou dostupnost, a tím i hodnocení rizik (ADRIANO 2001). Obsah výměnných (slabě poutaných) iontů značně kolísá v závislosti na jejich celkové koncentraci, vlivem půdních podmínek či a v neposlední řadě i podle jejich původu.

2.1 Zdroje a distribuční mechanismy znečištění v půdách

Přirozené chemické složení půd je výsledkem komplexního působení geologického a biologického koloběhu látek. Zároveň však populační růst a technologický pokrok vedou v životním prostředí k významným změnám v koloběhu prvků na různých měřítkových úrovních. 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 substrátů, mineralizaci, zvětrávání či vlivem biotických faktorů. Činnost člověka významně ovlivňuje přirozené cykly prvků v biosféře, a zároveň do nich vstupují látky úplně nové. V případě prvků je proto důležité rozlišovat jejich zvýšené obsahy v půdě jako výsledek převládajícího přirozeného vlivu obsahů již v půdotvorných matečných substrátech a jako výsledek převládajícího antropogenního vlivu, tj. technické nabohacení svrchních vrstev půdy podmíněné přímo či nepřímo lidskou činností. Důležité je v tomto případě přívlástek převládající vliv, neboť v mnoha oblastech světa je dnes patrné, že přirozené, člověkem nedotčené ekosystémy téměř neexistují nebo jsou velmi prostorově omezené (MESSERLI et al. 2000). Proto i v této metodice, pokud se bude hovořit o vymezení geogenně anomálních půd –

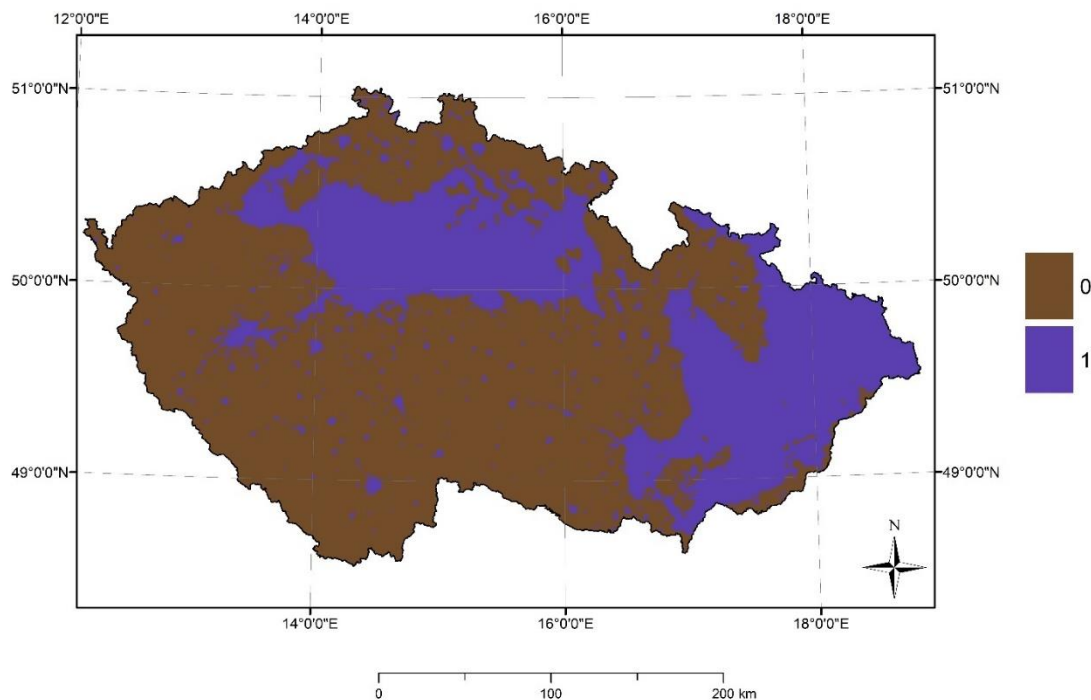


neznamená to, že tyto půdy jsou bez vlivu antropogenních zdrojů, ale znamená to, že antropogenní zdroje nejsou převládajícím řídicím faktorem zvýšených obsahů prvků v půdě. Je tedy nezbytné umět odlišit geogenní a antropogenní vstupy rizikových prvků do půd tak, aby bylo možné půdy přiměřeně chránit před regulovatelnými antropogenními vstupy. V případě převládajících přirozených vstupů z matečných hornin lze hodnotit či případně mírnit rizika těchto přirozených obsahů, ale už nelze z technických ani ekonomických důvodů tento vstup regulovat.

2.1.1 Antropogenní zdroje znečištění v půdách

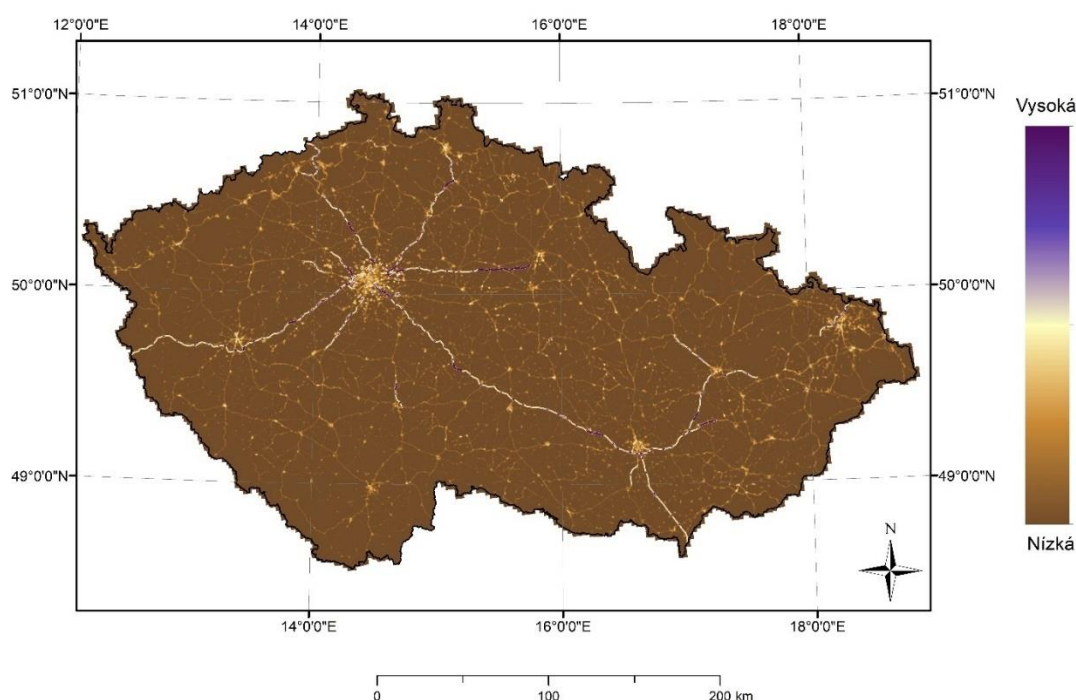
Existuje celá řada lidských činností s menším či větším vlivem na obsahy rizikových prvků v půdách. Význam jednotlivých zdrojů kontaminace lidskou činností se v průběhu historie měnil. V evropském prostoru lze vymezit několik etap vývoje chemické kontaminace od prvotních lokálních vlivů úpravy rud k masivnímu růstu kontaminace v 19. st. v souvislostech spotřeby kovů při průmyslové revoluci k vrcholu kontaminace kovy mezi roky 1950–1970 vlivem emisí ze spalování uhlí. Podobný nárůst vstupů rizikových prvků provází intenzifikaci zemědělství s širokým využitím průmyslových hnojiv a vnosem pomocných či ochranných chemických látek do agroekosystémů od 40. let 20. století.

Obr. 1. Oblasti se zhoršenou kvalitou ovzduší: 1 = území s překročením cílového imisní limit pro alespoň jeden parametr ze skupiny (As, Cd, Ni, benzo[a]pyren) dle časové řady 2005–2016 v Informačním systému kvality ovzduší (ISKO) Českého hydrometeorologického ústavu, 0 = území bez překročení imisního limitu (BARTOŇOVÁ 2004)



Jednotlivé antropogenní činnosti mají specifické distribuční mechanismy kontaminace do půd. Jak uvádějí NĚMEČEK et al. (2010), hlavními antropogenními zdroji pro (re)distribuci znečištění v půdách ČR jsou emise vznikající při spalování organických látek ve stacionárních zdrojích (energetika a průmyslová činnost) či z mobilních zdrojů spalování (dopravní zátěž). Tyto vlivy lze považovat za difúzní, tj. s velmi postupně odeznívajícím vlivem bodových zdrojů, projevujícím se na relativně velké vzdálenosti vlivem místního a dálkového transportu atmosférou, a lze je postihnout pomocí sledování kvality ovzduší (Obr. 1).

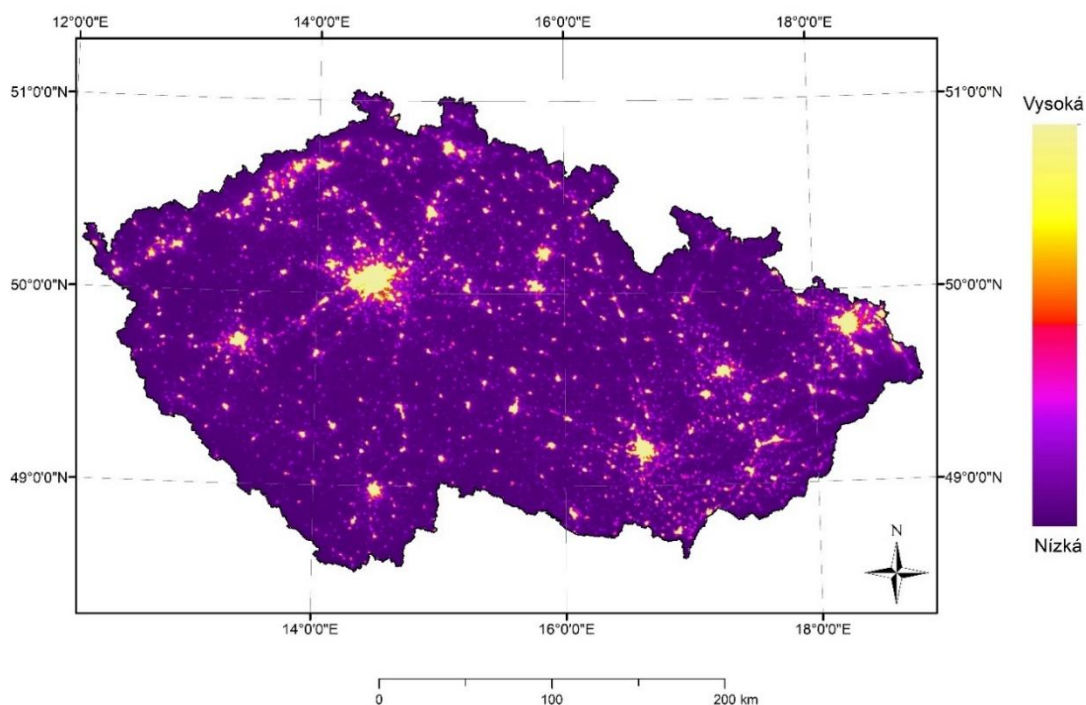
Obr. 2. Intenzita dopravy vyjádřená pomocí jádrového vyhlazení liniový prvků silniční sítě vážených dle klasifikace komunikací, která ukazuje kumulativní vliv zvýšené dopravy (zdroj: databáze silniční sítě - © ZABAGED).



Vliv dopravy může být lokálně zesílen v oblastech s vysokou dopravní hustotou (Obr. 2), přičemž se mohou přidávat i další efekty kromě spalování jako redistribuce prvků z otěru pneumatik, z úniků provozních kapalin apod. Historicky potvrzený je také vliv dřívějšího použití olovnatých aditiv do paliv. Průmysl, kromě dominantní atmosférické cesty potenciální kontaminace půdy, mohl lokálně zvyšovat obsahy prvků v půdách zejména dřívější aplikací průmyslových kompostů či nekontrolovaným rozvážením deponií a skrývek z průmyslových areálů, převrstvením půd stavebními odpady či vytvářením Antroposolů (Technosolů) z navrstvených materiálů v průmyslových oblastech. Historicky nejdelší a setrvalý vliv na krajinu má především těžba a zpracování rudních surovin (viz dále kapitola 2.1.2) a těžký hutnický průmysl. Lokální efekt mohou mít další specifické průmyslové výroby jako dřívější technologické postupy ve sklářském průmyslu (použití oxidu olovnatého či síranů mědi a zinku při výrobě olovnatého křišťálu) (KNĚSL et al. 2009), historické postupy v kožedělném a textilním

průmyslu (zpracování kůže bazickými solemi chromu při výrobě chromitých a chromitotříselných usní nebo ošetření kůže a výroby plstěných textilií použitím dusičnanu rtuťnatého) (ADRIANO et al. 2001).

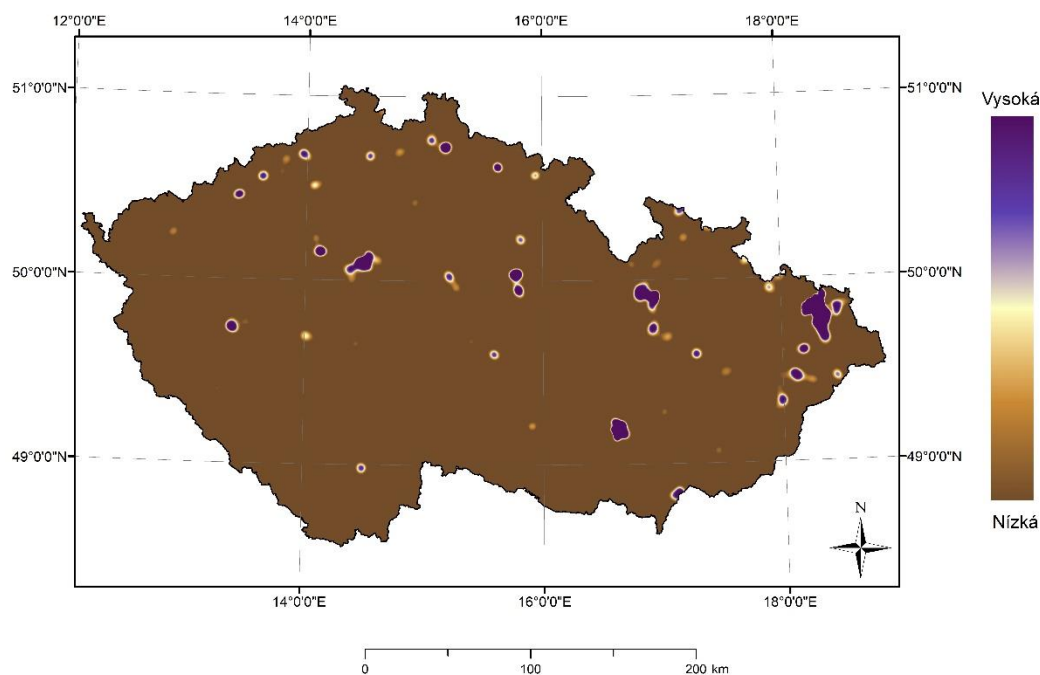
Obr. 3. Světelná intenzita noční oblohy jako vhodný parametr pro vymezení míry urbanizace území – zdroj dle (ELVIDGE et al. 2017)



Obecně lze předpokládat, že pravděpodobnost antropogenních zátěží, zejména těch průmyslových, roste v urbánních a periurbánních oblastech. Míru urbanizace lze dobře parametrizovat pomocí intenzity umělého jasu noční oblohy z osvětlení odvozeným z dálkového průzkumu Země (ELVIDGE et al. 2017) – Obr. 3. V urbánních oblastech narůstá nejen množství potenciálních zdrojů (koncentrace průmyslu, hustoty obyvatel a dopravy), ale také jejich variabilita. MARTÍNKOVÁ & ECKHARDT (2011) porovnali výsledky monitorování zemědělských půd dle databáze ÚKZÚZ s výskytem bodových kontaminací v rámci registru kontaminovaných míst SEKM – „Systém evidence kontaminovaných míst“ Ministerstva životního prostředí ČR, přičemž byla zjištěna velmi nízká míra relace mezi oběma zdroji. Vlastní bodové zdroje vedené v databázi SEKM nemají bezprostřední vliv na zemědělské půdy, nicméně neznamena to, že původní průmyslová výroba difúzní efekt nemohla mít. Bodová vrstva SEKM tedy může být dalším doplňkovým zdrojem pro parametrizaci koncentrace průmyslové výroby jako potenciálního zdroje difúzního znečištění. Z toho důvodu byl vytvořen rastr bodových kontaminací průmyslového původu filtrováním databáze SEKM a hustota těchto bodových zdrojů vznikla hledáním optimálního řešení jádrového odhadu hustoty z bodových dat metodou jádrového vyhlazení s flexibilní funkcí adaptivního Abramsonova kernelu podle DAVIES & BADDELEY (2018) s laděním optimální šířky kernelu pomocí křížové validace. Výsledkem je vymezení oblastí, kde je vysoká hustota bodových

záznamů potenciálně kontaminovaných míst s industriální genezí (Obr. 4). ČUPR et al. (2010) použili kombinaci dat SEKM a ÚKZÚZ při parametrizaci potenciálních rizik dlouhodobé expozice reálným koncentracím v českých půdách.

Obr. 4. Hustota bodových míst z databáze SEKM (Systém evidence kontaminovaných míst), které jsou vedeny jako bodová kontaminovaná místa s průmyslovou genezí, která vznikla na základě jádrové odhadu hustoty z bodových dat SEKM



Z přiložené hustotní mapy je patrný trend významné koncentrace „starých ekologických zátěží“ průmyslového původu ve velkých aglomeracích (Praha, Brno, Plzeň) a v regionech s významnější kumulací průmyslu (zejména chemického či hutnického) - Severomoravský region, sever Olomouckého kraje, Pardubicko, Liberecko.

V agroekosystémech lze očekávat větší efekty buď difúzních atmosférických vstupů, nebo vstupů z přímých aplikací do půdy (historických či recentních). Zemědělství zahrnuje tedy distribuční mechanismy přímé aplikace do půd skrze závlahy potenciálně znečištěnou vodou, přímé aplikace hnojiv a pomocných půdních látek se zvýšenými obsahy rizikových látek (hnojiva, komposty, čistírenské kaly, sedimenty) či přímé aplikace přípravků na ochranu rostlin. Hnojiva (organická i minerální) jsou v zemědělství používána dlouhodobě. Minerální hnojiva jsou většinou uzpůsobena dotaci biogenních prvků, lze tedy čekat zvýšené vstupy u prvků Zn, Cu, které jsou však vyrovnané odnosem těchto prvků pěstovanými plodinami. Z historického hlediska jsou potvrzené mírně zvýšené bilance vstupu některých prvků v souvislosti s používáním fosforečných minerálních hnojiv (Cd), a to zejména v souvislosti s nárůstem jejich spotřeby během intenzifikace zemědělské výroby (ADRIANO et al. 2001; NZIGUHEBA & SMOLDERS, 2008). U použití organických statkových hnojiv uvádějí ADRIANO et al. (2001)



významné rozdíly obsahu prvků v závislosti na typu chovu jako zdroje statkových hnojiv, ale obecně uvádějí možnost dotace biogenních prvků (Cu, Co, Zn), což je většinou žádoucím efektem pro růst plodin. Naopak spíše zanedbatelné jsou obsahy toxikologicky významných prvků jako As, Hg či Pb. Z hlediska použití přípravků na ochranu rostlin (POR) lze konstatovat, že ačkoliv se historicky používaly i přípravky na bázi kovů, dnes se používají syntetické materiály, jejichž použití je již pod kontinuální regulací s dohledem. Pouze přípravky na ochranu rostlin na bázi mědi jsou standardní součástí integrované ochrany vybraných trvalých kultur, což se potvrzuje dlouhodobě vyššími obsahy Cu v půdách chmelnic a vinic (BEDNÁŘOVÁ et al. 2016; GRYGAR et al. 2023). Rizikové prvky v kalech z čistíren odpadních vod (ČOV) a v dnových sedimentech rybníků a vodních nádrží pravidelně sleduje při své kontrolní činnosti Ústřední a kontrolní ústav zemědělský – ÚKZÚZ, který ve svých zprávách dokumentuje četnost překročení prvků v kalech ČOV z dozorové činnosti. Podíl nevyhovujících kalů s alespoň jednou nadlimitní hodnotou pro prvky se ustálil na přibližně 20 % kontrolovaných kalů s nejčtenější překročením u prvků Pb, Ni, Hg (POLÁKOVÁ et al. 2022), zatímco při vyhodnocení vzorků půd po vlastním zapravení kalů docházelo k překročení limitních hodnot zejména u lehkých půd pro Cr, Cd či As (PRÁŠKOVÁ & NĚMEC 2018). Zároveň časové řady ukazují klesající trend jak zachytu nadlimitních hodnot, tak středních hodnot sledovaných koncentrací rizikových prvků v kalech, což může ukazovat jak na větší efektivitu ČOV při jejich zachytu, tak na snižující se trend pohybu rizikových prvků v odpadních vodách. Co se týká dozorové činnosti na úseku sedimentů, tak z výsledků analýz 643 vzorků (1995–2022) vyplývá, že nejčtenější jsou zvýšené obsahy Cd, Zn, As, Pb. Z hlediska variability mají nejvyšší procento nadlimitních vzorků sedimenty vodních toků, a poté následují rybníční sedimenty v sekvenci četnosti překročení: návesní > polní > lesní, zatímco sedimenty vodních nádrží vykazují nejprůběžnější výsledky sledování bez zachytu nadlimitních vzorků (KUBÍK 2019). Nejčtenější zachyty v říčních sedimentech potvrzují, že údolní nivy patří k ekosystémům s přirozeně vysokou dynamikou transportu chemických látek mezi jednotlivými složkami životního prostředí a zároveň vysokou mírou ovlivnění antropogenní činností. Výsledkem je, že nívné oblasti celosvětově vykazují lokální zvýšení zátěže půd, přičemž fluvialní dynamika těchto oblastí může vést k redepozicím sedimentárně pohřbené kontaminace z různých období, což klade speciální nároky na jejich monitoring a hodnocení (SÁNKÁ et al. 2014; GRYGAR & POPELKA 2016; VÁCHA et al. 2013). ÚKZÚZ poskytuje v rámci registru LPIS informaci o datu předchozí aplikace sedimentů nebo kalů pro dotčené zemědělské pozemky. Tato vrstva v LPIS je velmi užitečným nástrojem evidence o potenciálních přímých vstupech prvků do půdy v agroekosystémech.

2.1.2 Přirozené zdroje rizikových prvků v půdách

Přirozené obsahy prvků v půdách jsou determinovány mineralogickým složením půdotvorných substrátů a vyznačují se relativně stabilní koncentrací rizikových prvků, která je ovlivněna geochemickými vlastnostmi matečných substrátů vyskytujících se ve sledované oblasti, tzv. geochemická provenience. Dalším klíčovým faktorem je stupeň zvětrání horniny, který má velký vliv na změny prvkového složení. Proces zvětrávání vede k chemickým změnám původních minerálních fází, neboť horniny původně vzniklé či uložené za určitých podmínek jsou vystaveny působení povrchových





činitelů za vzniku nových fází rovnovážných s okolním prostředím a nerozpustných zbytků původního materiálu. Právě obsahy stopových prvků a jejich poměry (meziprvkové vztahy) mohou velmi dobře charakterizovat specifické geologické prostředí nebo děje, kterými prvky prošly. Takovými změnami mohou být i další postgenetické redistribuční změny, např. vlivem erozního odnosu, který může měnit zásoby prvků mezi erozními a akumulacími částmi pozemků, zejména u těch prvků, které se mohou hromadit v humóznějších svrchních částech půdy (Hg, Pb, Cd), nebo u kterých je nižší dotace z jiných než přírodních vstupů (Cr, Co). Dalšími přírodními zdroji zvýšených obsahů v půdě mohou být živelné pohromy jako vulkanická činnost či přírodní požáry. Přímé vlivy vulkanické činnosti jsou ve střední Evropě nepravděpodobné a nepřímé efekty vlivem případného atmosférického dálkového transportu z větších lokálních sopečných erupcí na Evropském kontinentě jsou neznatelné. Podobně lesní požáry s přírodní příčinou vzniku se v ČR praktiky také nevyskytují.

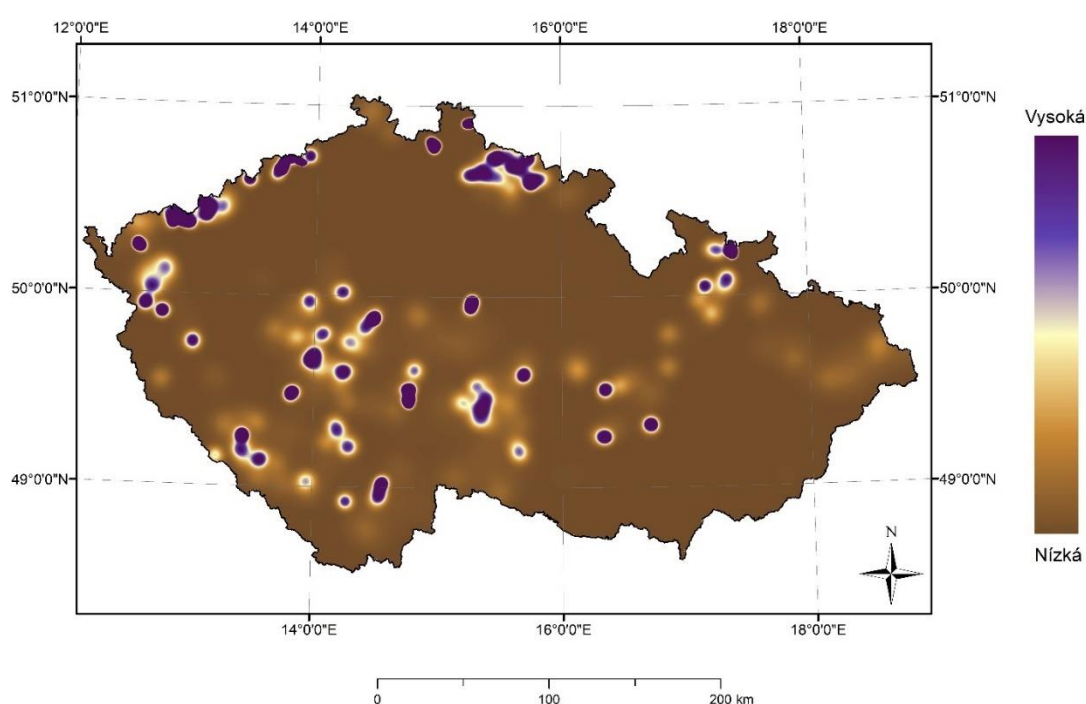
Pro objektivní a úspěšnou identifikaci geologicky podmíněného nabohacení půd je nezbytné využití metod dostatečně citlivých k přírodní proměnlivosti půdotvorných substrátů i vlastních půd. Přírodní geogenní pozadí rizikových prvků je dáno litogenně substrátem půd, v některých případech je však silně ovlivněno chalkogenně, tedy existencí zrudněných zón. Problematika zastoupení RP v horninách může být poměrně komplikovaná, zejména v případech chalkogenního výskytu prvků, kdy je jejich obsah závislý na typu zrudnění. Přičemž jako ruda se označuje nerostná surovina, z níž je možno zhutněním získat jeden nebo více užitkových kovů. Jak monometalické, tak i polymetalické rudy mohou v podobě příměsí obsahovat významné koncentrace dalších stopových prvků. V ČR významně převládají polymetalická ložiska s hydrotermální genezí vázanou na plutonické horniny a kontaktně metamorfované horniny či vulkanosedimentární horniny mořského dna. Tyto oblasti se projevují vždy zvýšenými koncentracemi různých rizikových prvků v závislosti na mineralogických asociacích.

Zároveň však tyto přirozené akumulace byly známy již od dávného středověku a historická lokální těžba a zpracování rud významně ovlivňuje distribuci i chování prvků v těchto oblastech. Abychom vymezili oblasti, kde se vliv těžby a přirozené akumulace stopových prvků v horninovém prostředí významně prostorově překrývá, byl zpracován mapový výstup hustoty úložišť těžebního odpadu. Rastr hustoty úložišť těžebního odpadu vznikl hledáním optimálního řešení jádrového odhadu hustoty z bodových dat úložných míst těžebního odpadu (databáze © ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA). Poskytnutá databáze byla na základě analytických dat z těles vybraných úložišť filtrována na typy ložisek, kde docházelo ke zvýšeným obsahům cílových rizikových prvků s konečným výběrem na ložiska polymetalického zrudnění, zlatonosné, železné, antimonové, cín-wolframové, měděné, rtuťnaté a niklové rudy. Bodová data těchto ložisek byla následně využita pro testování několika algoritmů jádrového vyhlazení, přičemž optimální výsledky byly získány metodou jádrového vyhlazení s flexibilní funkcí adaptivního Abramsonova kernelu podle DAVIES & BADDELEY (2018) s laděním optimální šířky kernelu pomocí křížové validace. Výsledkem je vymezení oblastí, kde je vysoká hustota historických těžebních aktivit (Obr. 5). V oblastech s vysokou hustotou lze očekávat přirozeně zvýšenou akumulaci prvků nejen v zrudněném podloží, ale také v půdě, ale nelze je jednoznačně považovat za oblasti s převládajícím geogenním zdrojem. V těchto oblastech došlo v minulosti k extenzivním terénním změnám vlivem samotné historické těžby (jak povrchové, tak hlubinné) či následně rozvážením materiálu z úložišť těžebního odpadu. Tyto změny vedou nejen ke změnám v koncentracích prvků ve svrchních vrstvách, ale ztěžují i využití dalších



nástrojů např. vertikální profilové distribuce, která na převrstvených či technicky deponovaných materiálech může být zavádějící. Exaktní rozlišení přirozených vlivů od historické vlivu těžby a zpracování rud není v těchto oblastech jednoduché a mělo by spoléhat na pokročilejší metody (zejména mineralogické analýzy, izotopové, speciální analýzy či podrobné vzorkování profilové distribuce s robustními nástroji normalizace prvků) či se soustředit na rizikovou analýzu, která by charakterizovala a vyhodnocovala rizika pro ekosystémy nebo člověka vzhledem ke konkrétním podmínkám stanoviště (hodnocení mobility, biopřístupnosti, pohyb kontaminantu půdním prostředím či v potravním řetězci apod.).

Obr. 5. Hustota těžebních aktivit, která vznikla na základě jádrového odhadu hustoty z bodových dat úložných míst těžebního odpadu (databáze © Česká geologická služba).



Z hlediska určení geogenních anomálií je tedy klíčová identifikace litogenních anomálií, tj. vázaných na konkrétní skupiny či jednotlivé typy půdotvorných matečných substrátů, které mohou přirozeně vykazovat zvýšené hodnoty rizikových prvků. K tomu účelu se používá řada srovnávacích metod, založených na porovnání naměřených koncentrací s referenčními hodnotami, které jsou většinou výsledkem explorativních statistických nástrojů dlouhodobě vyvíjených v environmetální geochemii.

3 VYTĚŽOVÁNÍ DAT PRO STANOVENÍ REFERENČNÍCH HODNOT

Přirozenou cestu k hodnocení potenciálních zdrojů kontaminace je srovnání hodnot z existujících datových zdrojů a vytěžování informací z těchto dat pro nastavení optimálních referenčních hodnot. Již



samotné srovnání absolutní hodnoty koncentrací mezi jednotlivými prvky v půdách nám může poskytnout indikativní informaci, neboť v průměru u světových půd sleduje obsah vybraných RP následující sestupnou řadu: Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Pb, Cd (KABATA-PENDIAS & PENDIAS 2001). Pokud je pořadí výrazně posunuto ve prospěch jednoho prvku, pak to již indikuje možnost významných antropogenních vstupů. Nicméně obecně nejrozšířenější metodou je odvození referenčních hodnot, kde základní otázkou je způsob jejich vymezení a zejména měřítko (úroveň), na jakém budou hodnoty odvozeny a jaká data použít, tedy zda data filtrovat odstraněním odlehlých hodnot či stratifikovat rozdělením výběrového souboru do oddělených skupin (vrstev) podle specifických kritérií nebo změnou geografického měřítka analýzy?

3.1 Jednoduché referenční hodnoty pro hodnocení kontaminace půdy

Nejjednodušší metodou vyhodnocení úrovně rizikového prvku nebo rizikové látky v půdě je srovnání s běžně se vyskytujícími hodnotami obsahu, tj. takovými, které vyjádřením odrážejí v součtu obsahy pocházející z geologického substrátu a z difuzní antropogenní kontaminace. K tomu účelu se běžně používají statisticky odvozené prahové hodnoty. Tímto způsobem byly v ČR odvozené i v současnosti platné limitní hodnoty dané Vyhláškou MŽP ČR č. 153/2016 Sb. (Tab. 1). V legislativě ČR jsou od roku 2016 novelou zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně ZPF zavedeny pojmy preventivní a indikační hodnoty obsahů rizikových prvků a rizikových látek v půdě. Preventivní hodnoty byly odvozeny jako svrchní mez statistické variability koncentrací pro daný prvek kalkulovaná jako součin geometrického průměru a druhé mocniny směrodatné odchylky geometrického průměru (NĚMEČEK et al. 1996a). Tento postup vycházel z dříve užívaného předpokladu aproximace reálné statistické distribuce prvků k log-normálnímu rozdělení (AHRENS 1954).

Tab. 1. Preventivní limitní hodnoty [mg.kg⁻¹] v členění podle půdní textury dle Vyhlášky MŽP ČR č. 153/2016 Sb.

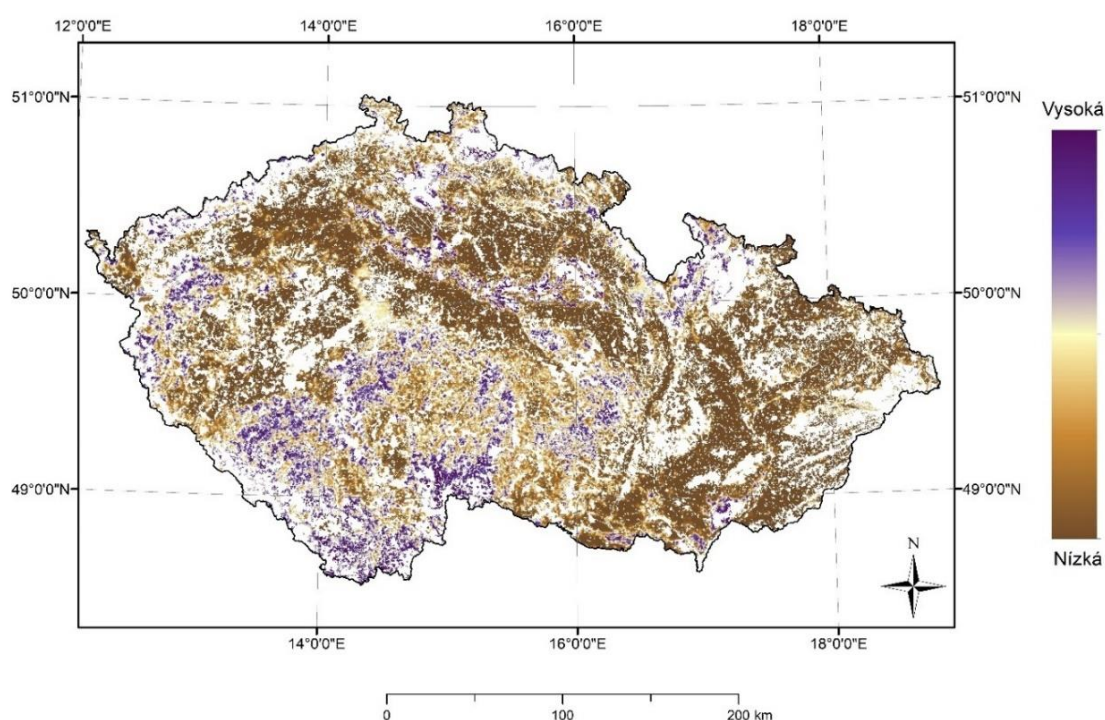
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Běžné půdy	20	2.0	0,5	30	90	60	0,3	50	60	130	120
Lehké půdy	15	1.5	0,4	20	55	45	0,3	45	55	120	105

Ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. jsou uvedeny dvě limitní hodnoty v závislosti na půdní textuře (viz Tab. 1) – tj. v přesném znění vyhlášky dle Novákovy klasifikace českých půd v závislosti na obsahu částic < 0,01 mm. Pokud je tento obsah menší než 20 %, lze tyto půdy považovat za texturně lehké (tj. hlinitopísčité a písčité půdní druh), a bylo potvrzeno, že vykazují statisticky nižší obsahy rizikových prvků, a tedy i nižší hodnoty legislativních limitů. Znamená to přísnější ochranu těchto zemědělských půd před nadměrnými vstupy. Na Obr. 6 je kvantifikována pravděpodobnost, že půda bude klasifikována jako lehká (tj. obsah částic menších než 0,01 mm je =< 20 %). Tato mapa vznikla na základě archivních dat



základních sond Komplexního průzkumu půd, která obsahovala cca 353 000 záznamů ze stanovení obsahu částic o velikosti <0,01 mm ve vzorcích zemědělských půd. Obsah částic byl převeden na binární indikátor 0 a 1 pro data, která mají obsah částic větší než 20 %, resp. menší než 20 %. Takto upravená data byla modelována pomocí metod strojového učení za využití celé řady environmentálních vysvětlujících proměnných (tzv. kovariantních prediktorů) využitím metody náhodných lesů. Výsledkem je prediktivní mapa pravděpodobnosti platnosti přísnějších limitů pro rizikové prvky, tj. pravděpodobnosti naplnění podmínky, že půda je klasifikována jako lehká ve smyslu vyhlášky č. 153/2016 Sb. Toto mapové vyjádření je také plně dotazovatelné v rámci interaktivního rozcestníku **SoilPass** – uživatel dostane informaci o pravděpodobnosti platnosti různé limitní hodnoty.

Obr. 6. Pravděpodobnost, že půda má obsah částic o velikosti < 0,01 mm nižší než 20 % - modelováno na základě dat Komplexního průzkumu půd (využitím záznamů ze základních sond)



Způsob odvození preventivních legislativních limitů byl založen na předpokladu log-normální distribuce koncentrací a využíval geometrického průměru (μ_g) a směrodatné odchylky geometrického průměru (σ_g) z koncentrací stanovených tříkyselinovou totální extrakcí prvků z půdní matrice dle vzorce (zde je tento metodický způsob označen jako „geometric upper fence“ – GUF):

$$GUF = \mu_g \times \sigma_g^2$$

Odvození těchto dat vychází z předpokladu, že koncentrace velmi dobře popisuje log-normální distribuční funkce. Proto NĚMEČEK et al. (1996a) využívali data očištěná o geochemicky extrémní



(anomální) substráty. V současnosti se ukazuje, že hrubá data z rozsáhlých geochemických sledování zachycují ve většině případů více než jednu populaci (REIMANN & FILZMOSER 2000), a tudíž log-normální distribuce dat není nejvhodnější aproximací rozdělení dat. Proto v enviromentální geochemii bylo přikročeno k odvození nových robustních indikátorů statistické variability dat, které jsou vhodné i pro bimodální či multimodální data a jsou dostatečně citlivé k existenci odlehlých hodnot. Na základě srovnávací explorativní analýzy dat z kontinentálních vzorkování v Evropě a Austrálii navrhuje REIMANN & DE CARITAT (2017) využití robustních ukazatelů statistické variability dat – definováním hranic boxplotu tzv. Tukeyho horní vnitřní hradby („Tukey upper fence“ = TUF) pomocí statistického horního kvartilu Q_{75} a mezikvartilového rozpětí (tj. rozpětí mezi dolním kvantilem Q_{25} , oddělujícím 25 % dat s nižší koncentrací, a horním kvantilem Q_{75} oddělujícím 25 % dat s vyšší koncentrací) (TUKEY 1977):

$$TUF = +1,5 (Q_{75} - Q_{25})$$

CARLING (2000) navrhuje robustní změnu ukazatele statistické variability („Carling upper fence“ = CUF) nahrazením horního kvartilu statistickým mediánem, což může mít vliv zejména při použití menšího množství dat a pro zmírnění efektů různých statistických asymetrických (ne-Gaussovských) distribucí cílových parametrů.

$$CUF = Q_{50} + 1,5 (Q_{75} - Q_{25})$$

Alternativní možností definice mezí variability je využití součtu mediánu a dvojnásobku absolutní odchylky mediánu (tj. medián Q_{50} absolutních diferencí jednotlivých koncentrací X_i od mediánu Q_{50_i} všech koncentrací (MATSCHULLAT et al. 2000), což je analogií klasické definice variability průměrem a dvojnásobkem směrodatné odchylky pro normální rozdělení (zde označené jako „Median upper fence“ = MUF):

$$MUF = Q_{50_i} + 2 \times (MAD)$$

$$MAD = Q_{50}(X_i - Q_{50_i})$$

Další často používanou metodou jsou krajní percentily (nejčastěji 95. či 98. percentil), přičemž 98. percentil (P_{98}) je nejbližší klasické definici mezí variability součtem průměru a dvojnásobku směrodatné odchylky, které pro normálního rozdělení vrací 2,5 % horních odlehlých hodnot (MATSCHULLAT et al. 2000) (zde označený jako „percentile upper fence“ = PUF):

$$PUF = P_{98_i}$$

O vhodném ukazateli meze statistické variability rozhoduje tvar rozdělení, pokud je rozdělení koncentrací v půdě blízké normálnímu, je vhodné použít klasické definice pomocí součtu průměru a dvojnásobku směrodatné odchylky. Pokud se blíží log-normálnímu rozdělení, jsou vhodnými ukazateli využití geometrického průměru a odchylky geometrického průměru (GUF). Avšak většina geochemických a environmentálních dat vykazuje silně asymetrická (sešikmená) rozdělení, což lze ověřit pomocí koeficientu šikmosti. Symetrická (Gaussovská) rozdělení vykazují koeficienty šikmosti





blízké nule. Pokud je koeficient šikmosti mimo interval $(-1,1)$, je vhodné uvažovat o transformaci dat. Nejčastěji se používá logaritmická transformace, která umožňuje mírnit vliv silně šikmých rozdělení nebo obecná Box-Coxova transformace stabilizující symetrii i rozdělení hodnot (MELOUN et al. 2005). V případě přítomnosti velmi odlehlých hodnot (extrému) může docházet i u symetrických rozdělení k významnému ovlivnění průměru a směrodatné odchylky extrémními hodnotami, proto v tomto případě je ideální používat neparametrické pořadové metriky – medián v kombinaci s robustním vyjádřením rozptylu (absolutní odchylkou mediánu, násobků mezikvartilového rozpětí). Pro ověření vlivu extrémních hodnot se používá zejména koeficient oktilové šikmosti (OSC) (BRYŠ et al. 2003) nebo kvantilové nerovnováhy (QI) (BRUNSDON et al. 2002), které rovněž využívají pořadové metriky, tj. kvartily (Q_{75} a Q_{25}) a percentily ($P_{87,5}$ a $P_{12,5}$) pro kvantifikaci asymetrie rozdělení:

$$QI = \frac{2 \times Q_{50} - (Q_{75} + Q_{25})}{(Q_{75} - Q_{25})}$$

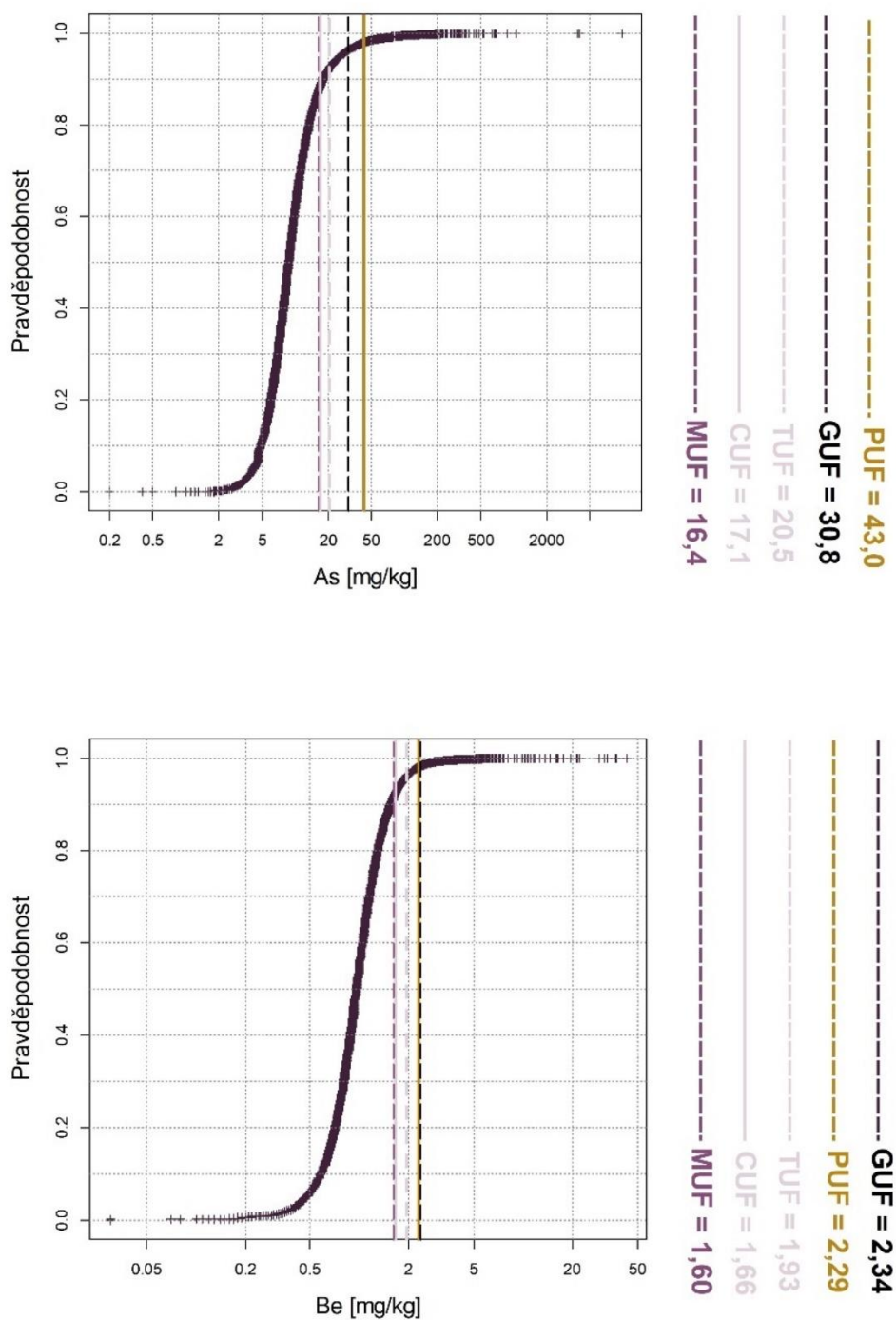
$$OSC = \frac{(P_{87,5} - Q_{50}) - (Q_{50} - P_{12,5})}{(P_{87,5} - P_{12,5})}$$

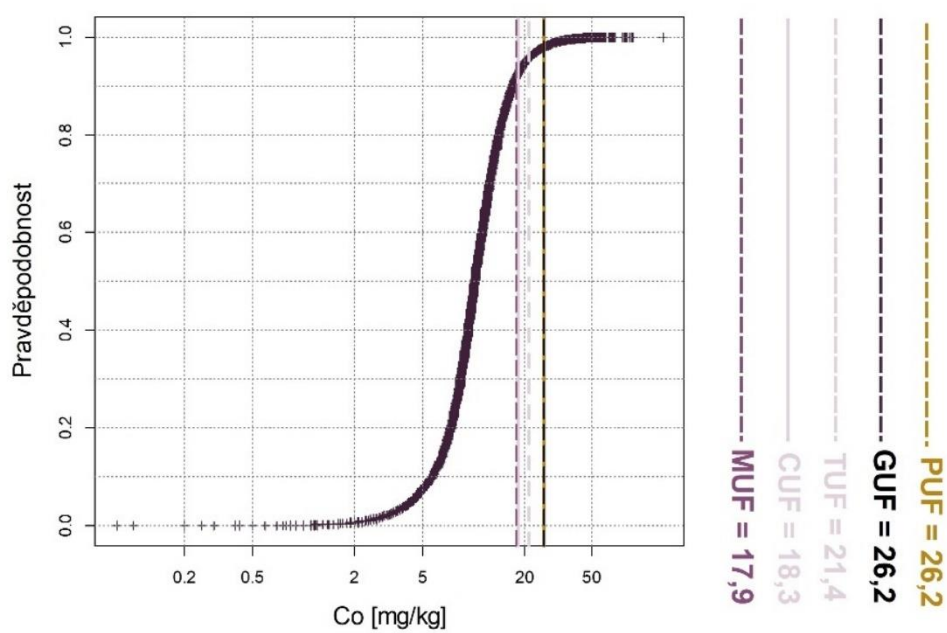
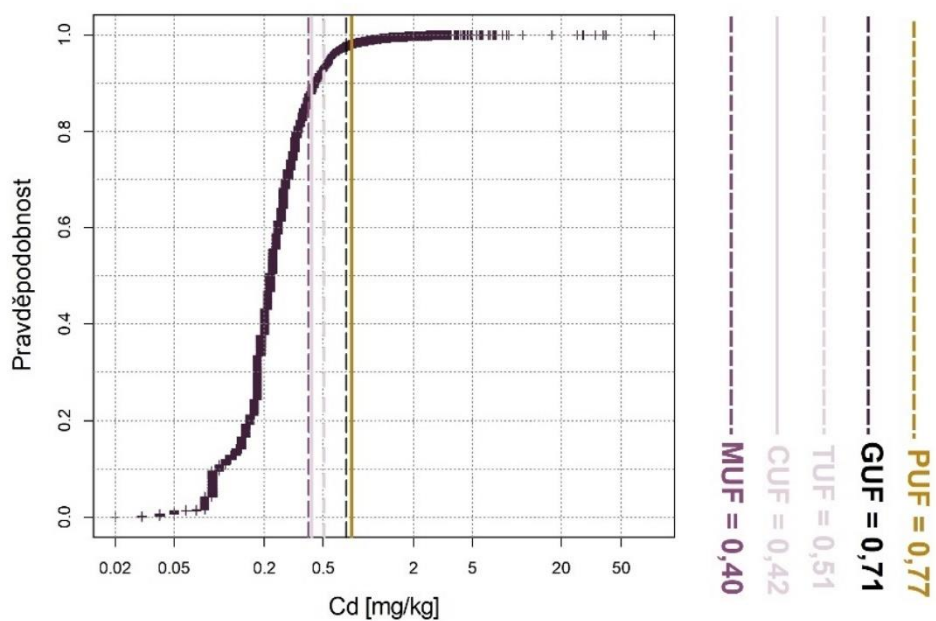
Čím je hodnota u obou metrik blíží nule, tím je rozdělení dat více symetrické ve své centrální části. V případě vysokých hodnot, tj. mimo interval $(-0,2, 0,2)$, je vhodné uvažovat o logaritmické transformaci dat v kombinaci s neparametrickými pořadovými metrikami jako medián + robustní vyjádření rozptylu (absolutní odchylka mediánu, násobky mezikvartilového rozpětí) (ANDER et al. 2013). Kvantilová nerovnováha vyjadřuje relativní pozici mediánu vůči dolnímu a hornímu kvartilu – pokud je hodnota nulová, medián půlí mezikvartilové rozpětí, pokud jde hodnota k 1, medián je svou hodnotou blíže k hornímu kvartilu. Kromě využití konkrétních hodnot lze sledovat také celé rozložení hodnot pomocí empirických kumulativních distribučních funkcí (ECDF), které graficky porovnávají hodnoty kumulativně seřazených koncentrací s empirickou pravděpodobností jejich výskytu v datovém souboru (MATSCHULLAT et al. 2000). Toto grafické vyjádření umožňuje sledovat rozložení hodnot, kdy v tomto případě se zaměřujeme zejména na dolní a horní část křivky, kde se nacházejí odchylky od běžných hodnot, tj. nestandardně nízké a vysoké hodnoty. Určuje je přibližně inflexní bod, tzn. bod na křivce, ve kterém křivost neboli konkávnost na křivce rozložení hodnot v ECFD mění znaménko z kladného na záporné, nebo ze záporného na kladné (křivka se mění z konkávní na konvexní a obráceně). Tyto křivky tak mohou dobře sloužit ke sledování postavení jednotlivých metrik mezi statistické variability ve vztahu k celému rozložení hodnot. Srovnání pro české podmínky bylo provedeno na základě dat kombinujících vstupy z Registru kontaminovaných ploch, který z pověření MZe ČR zajišťuje ÚKZÚZ, a Databáze půdního monitoringu v rámci Monitoringu cizorodých látek v potravním řetězci, který pro MZe ČR provádí VÚMOP, v.v.i. Identický datový set byl použit pro prediktivní modelování a tvorbu mapových výstupů v mapové aplikaci interaktivního rozcestníku „SoilPass“ (<https://soilpass.vumop.cz/>). V grafech empirických distribučních křivek (ECDF) jsou zobrazeny jednotlivé metriky pro odhad mezi statistické variability tak, jak byly navrženy v předchozích částech kapitoly (tj. MUF, CUF, TUF, PUF, GUF) – viz jednotlivé prvky v Obr. 7.

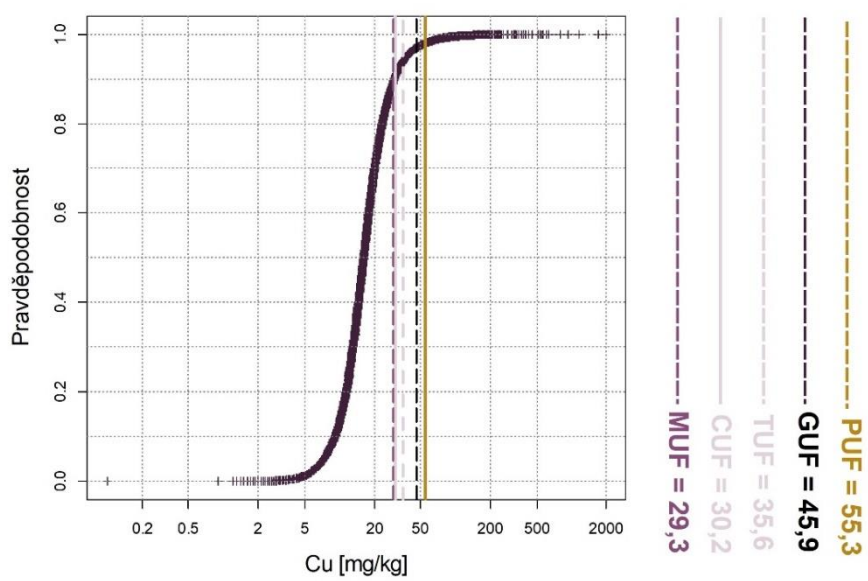
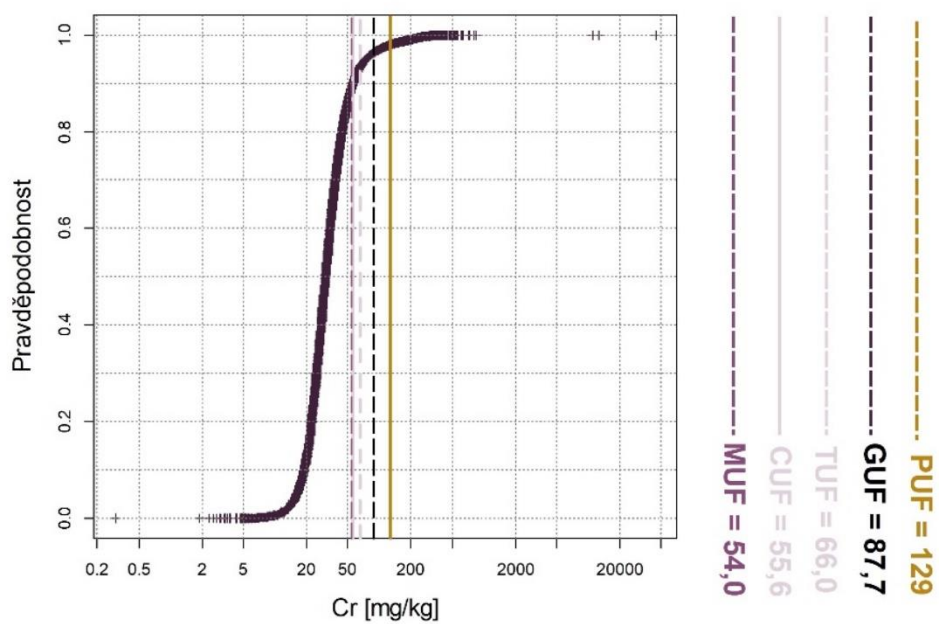


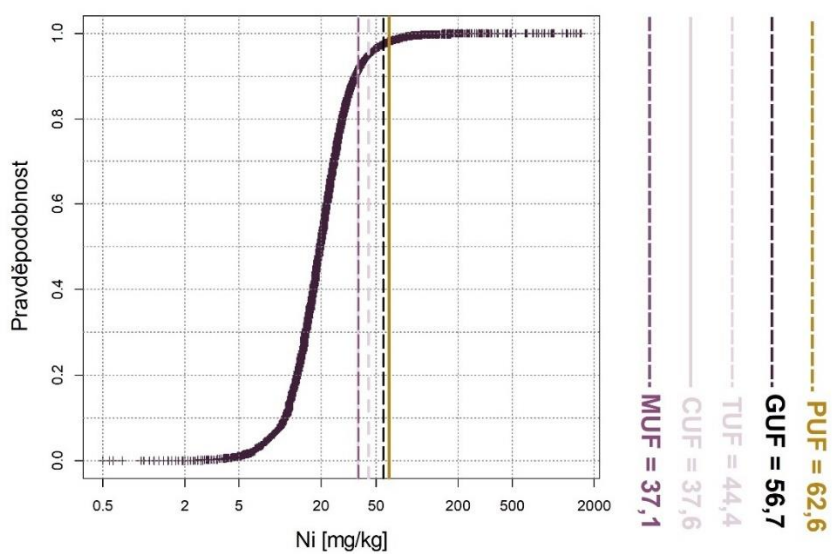
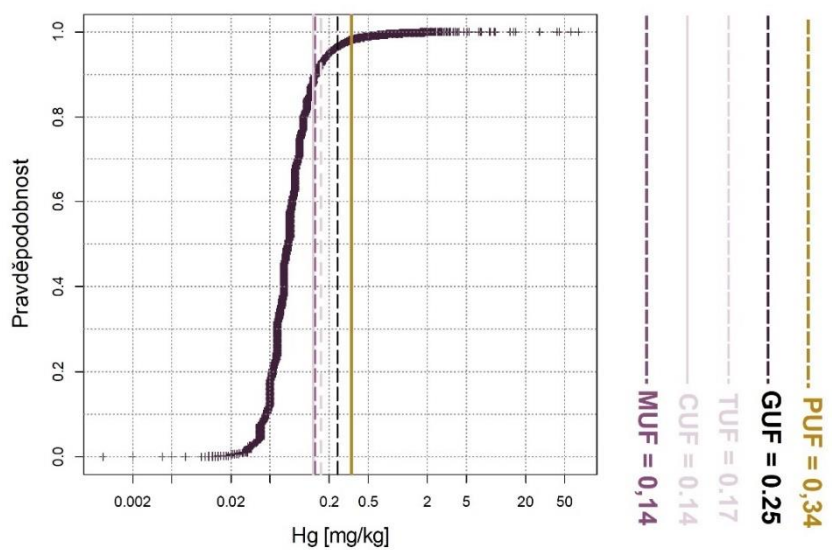


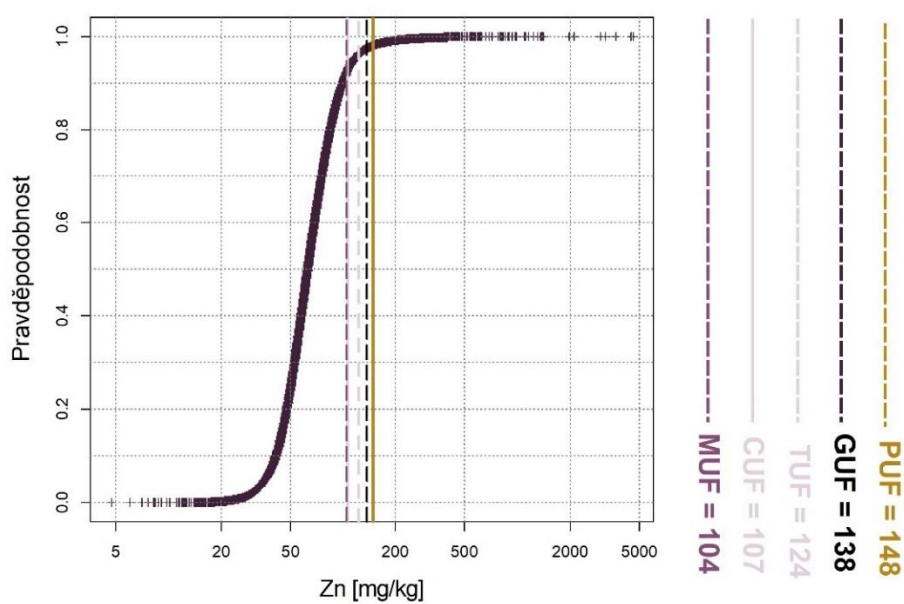
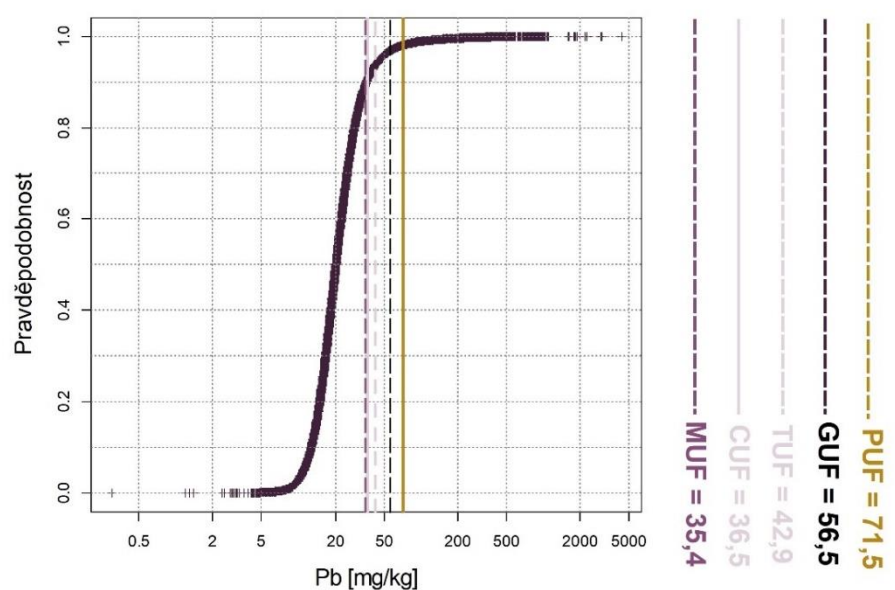
Obr. 7. Kumulativní distribuční křivky pro jednotlivé prvky se zobrazením výsledků určení svrchní meze statistické variability pomocí vybraných statistických metrik











Z výsledků je patrné, že hodnoty založené na percentilech (PUF) a geometrickém průměru (GUF) jsou nejcitlivější k přítomnosti extrémních hodnot v datovém souboru a vracejí tak vyšší hodnoty horních mezí statistické variability dat. Proto v případě těchto hodnot je žádoucí provádět odstranění odlehlých hodnot a pracovat spíše s očištěnými daty, nebo využívat neparametrické metody pro odvození pomocí



kombinace pořadových metrik (CUF, TUF, MUF). U nich způsob výpočtu determinuje, že mediánově založené metriky budou vždy nižší než meze statistické variability dle TUF, kde se využívá horního kvartilu, a jsou tak vhodnější pro odvození konzervativnějších mezí variability. Ačkoliv odvození jednotných srovnávacích hodnot je prvním krokem pro hodnocení případných abnormálních obsahů v půdě, použití pouze jedné hodnoty odvozené z celého souboru dat nemusí poskytovat dostatečnou podporu pro regionální či lokální analýzy. Dalším přirozeným krokem jsou tedy srovnávací metody, které jdou nad rámec jednoduchého porovnání s dvěma úrovněmi limitních hodnot dle půdní textury či jednoduchými univerzálními hodnotami odvozenými ze statistické distribuce, nýbrž využívají regionální analýzy dat či kompartmentalizaci souboru dat.

3.2 Využití diferenciovaných referenčních hodnot k definování geochemického pozadí

Přirozeným krokem je diferenciací referenčních hodnot podle přirozených skupin půdních podmínek. Nejčastěji se používá stratifikace souboru dat pomocí půdotvorného substrátu. To má své opodstatnění, zejména pokud nás zajímá rozlišení litogenních a antropogenních zvýšených obsahů. Diferenciace vlastních limitních hodnot již byla navržena PODLEŠÁKOVOU et al. (1996) jako odborný podklad pro dnes již nahrazenou vyhlášku MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravovaly některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Autoři navrhli systém referenčních hodnot v diferenciaci dle půdně-litologických skupin – viz Tab. 2. Kalkulované hodnoty vycházely opět z předpokladu log-normální distribuce koncentrací a byly tedy kvantifikovány pomocí geometrického průměru (μ_g) a směrodatné odchylky geometrického průměru (σ_g) z koncentrací stanovených tříkyselinovou totální extrakcí prvků z půdní matrice (v této práci označené jako „geometric upper fence“ – GUF).

Takto definované hodnoty již lze využívat při znalosti půdně-litologických poměrů vzorkované půdy k prvotnímu srovnání koncentrace v půdě s horní mezí statistické variability uvnitř definovaných skupin z dat za celou Českou republiku. Autoři pro odvození těchto hodnot filtrovali odlehlé hodnoty, které, jak bylo ukázáno v kapitole 2.1.3., mohou silně ovlivnit parametrické odvození statistických mezí variability za pomoci geometrického průměru. Zároveň je potřeba zmínit, že předmětné odvozené hodnoty jsou výsledkem z monitoringu, který používá tříkyselinovou mokrou extrakci prvků pomocí HNO_3 , HClO_4 , HF (ISO 14869-1: 2001), která je obvykle více výtěžná, než rozklad lučavkou královskou (zejména pro některé prvky). Proto jsme v této práci přistoupili k odvození referenčních hodnot z extrakcí lučavkou královskou (+ z regresně harmonizovaných obsahů z jiných extrakcí na obsahy v lučavce královské) využitím robustních pořadových metrik pro horní meze statistické variability. Na základě podrobné analýzy dat publikované GRYGAREM et al. (2023) byla prokázána vhodnost Carlingovy definice horní meze statistické variability (CUF) zejména při výpočtu diferenciovaných referenčních hodnot podle geologických substrátů, neboť geologickou stratifikací dat se zmenšuje množství vstupních vzorků pro jednotlivé kalkulace a zároveň se mohou lišit rozdělení koncentrací uvnitř definovaných geologických skupin.





Tab. 2. Návrh limitních hodnot [mg.kg^{-1}] jako svrchní mez statistické variability pomocí geometrického průměru v diferenciaci podle půdně-litologických jednotek – odvozené PODLEŠÁKOVOU et al. (1996) z dat Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

Půdně-litologické skupiny	Hg	As	Cd	Be	Pb	Zn	Cu	V	Co	Cr	Ni
1. písky	0,5	25	0,45	3,5	70	120	50	150	25	100	50
2. pískovce											
3. prachovice											
4. spraše, prachovice				4,0			60				60
5. polygenetické hlíny					80	150		180	30	130	
6. svahoviny sedimentárních břidlic	0,5	30	0,5								
7. slíny, jíly							70				70
8. svahoviny kyselých žul				5,0	90		50	150		100	50
9. svahoviny rul a svorů						160	70	190	40	180	70
10. svahoviny bazických hornin				4,0	80	>200	>100	>300	>50	>200	>80
Celý soubor bez geochemických anomálií				4,5	85	150	70	180	30	130	65

Tab. 3. Hodnoty horních mezí statistické variability dat (CUF) [mg.kg^{-1}] pro datový set zemědělských půd v ČR (kombinace více datových zdrojů) – diferenciaci hodnot podle agregovaných skupin půdotvorných substrátů

Horní meze statistické variability prvků (CUF) [mg.kg^{-1}] dle agregovaných litologických jednotek (1–17)																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
As	20,8	15,6	22,4	18,6	21,1	20,9	17,5	14,2	16,4	24	13,4	12,8	15	16,8	17,5	19,8	18,1
Be	1,5	1,66	1,83	2,58	1,63	1,69	2,04	1,59	2,18	2,02	1,48	1,63	1,64	1,66	1,61	1,33	1,92
Cd	0,50	0,44	0,38	0,36	0,36	0,35	0,50	0,37	0,64	0,52	0,37	0,49	0,40	0,40	0,42	0,57	0,56
Co	16,4	14,8	16,7	20,8	18,6	19,4	37,5	24,3	21,8	19,3	13,4	21,7	16	18,3	16,3	19,6	16,6
Cr	47,1	44	64,8	243	65,6	66,6	74,4	82,9	67,6	61,3	42	53,2	41,2	39,9	40,5	49,6	60,4
Cu	22,3	25,7	24,2	25,6	29	25,5	52	33,6	36,4	37,8	26,9	38	27	29,3	30,2	29,7	41,6
Hg	0,08	0,07	0,08	0,06	0,08	0,07	0,09	0,08	0,08	0,09	0,07	0,08	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09
Ni	28,0	26,6	27,6	61,0	33,5	31,4	54,6	47,7	47,8	36,3	37,3	52,2	38,0	30,9	30	33,7	44,4



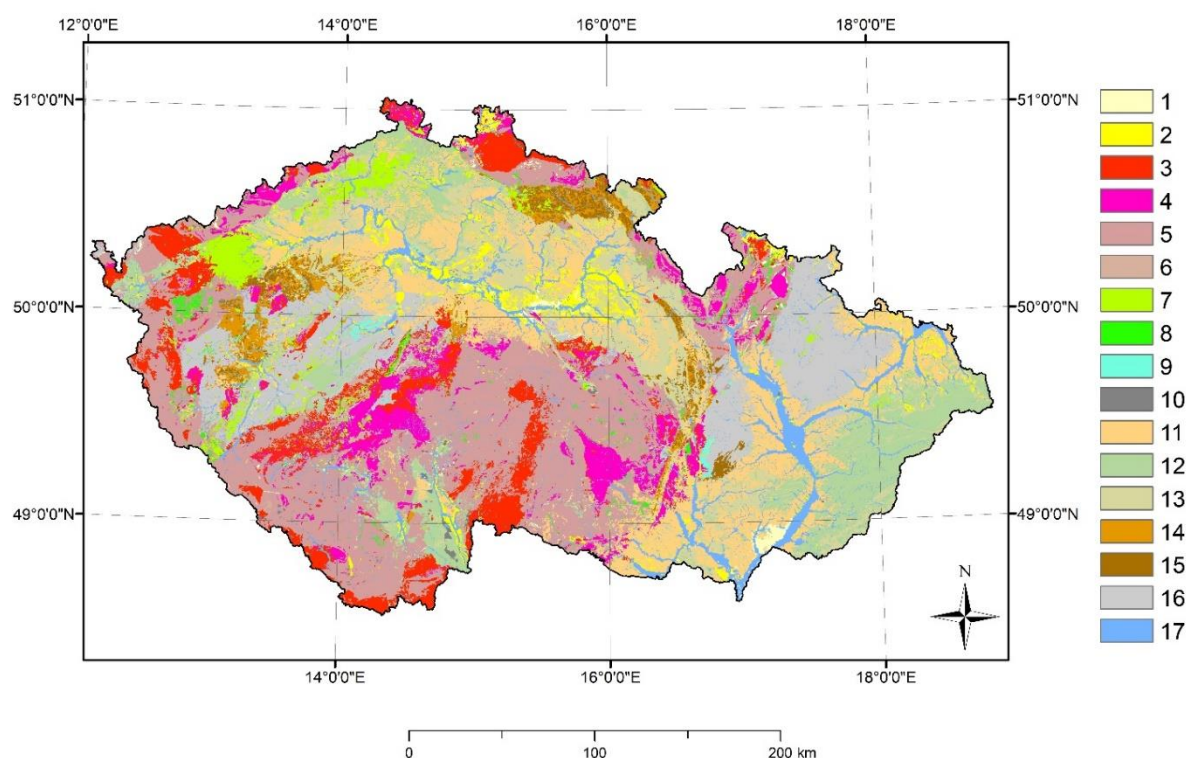


**Horní meze statistické variability prvků (CUF) [mg.kg⁻¹]
dle agregovaných litologických jednotek (1–17)**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Pb	34,9	33,3	38,4	31,4	37	33,7	36,1	28,6	35,2	45,9	30	36,4	37,7	37,6	41,2	41,4	40,4
V	57,4	61,2	80,2	91,8	82,9	91,3	185	107	98,5	83,8	57,1	64,6	63,6	63,4	60,6	66,4	73,9
Zn	93,6	90,5	102	106	114	100	124	116	111	113	80,8	105	83,8	98,7	99,7	113	131

1 = Extrémně silikátové horniny (písky, váté písky, kvarcity, porcelanity, terasové štěrkopísky, glacio-fluviály); 2 = Vysoce silikátové horniny – terasy kyselé, morény, silně křemité pískovce; 3 = Středně silikátové horniny (granity, ryolity, silikátové tufy); 4 = Níže silikátové horniny (granodiority, dacity, syenity, monzogranity); 5 = Intermediální horniny kyselejší (fylity, svory, migmatity, erlany, ruly, granulity); 6 = Intermediální horniny bazické (monzonity, trachy-andezity, andezity, diority, fonolity); 7 = Mafické horniny (gabro, dolerity, bazalty, bazaltové tufy); 8 = Ultramafické horniny (skarny, amfibolity, peridotity, serpentinity); 9 = Vápnité zpevněné horniny (vápence, dolomity, travertiny); 10 = Organické sedimenty (rašeliny, slatiny); 11 = Vápnité eolické sedimenty (spraše, prachovice); 12 = Terciární a Mezozoické sedimenty marinní i pevninské – lehčí psamity; 13 = Terciární a Mezozoické sedimenty marinní i pevninské – těžší – psefitické; 14 = Permokarbonské sedimenty těžší – pelity; 15 = Permokarbonské sedimenty lehčí – psamity + rytmičké střídání; 16 = Paleozoické a kulmské tmavé břidlice; 17 = Nivní bezkarbonátové i karbonátové sedimenty

Obr. 8. Geografické rozšíření 17 agregovaných jednotek půdotvorných substrátů v ČR





Pro potřeby této metodiky jsou uvedeny hodnoty v diferenciaci podle agregovaných skupin půdotvorných substrátů. Při využití geologických podkladů vyvstane otázka, jaké používat podklady geologického mapování, resp. v jakém rozlišení využívat nezakryté geologické mapy ČR. V České republice jsou k dispozici jednak Geologická mapa ČR 1: 500 000 (GEOČR500 © ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA), jednak podrobné mapy v měřítku 1:50 000 (GEOČR50 © ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA). GEOČR50 kombinuje chronostratigrafické a litostratigrafické jednotky, které poskytují velmi detailní členění, což z hlediska numerického odvození hodnot není vhodné (příliš mnoho kategorií neumožňuje dobré pokrytí jednotlivých kategorií dostatečným počtem vzorků). Nicméně je lze využít jako informační zdroje při agregaci jednotek do širších kategorií. Druhým možným zdrojem dat jsou vektorizované mapy půdotvorných substrátů z Komplexního průzkumu půd (KPP – VÝZKUMNÝ ÚSTAV MELIORACÍ A OCHRANY PŮD). Pro dobré pokrytí substrátových podmínek jsme použili oba zdroje – pokud byla k dispozici data z KPP, byly použity informace dle KPP, pokud tato data nebyla k dispozici, zdrojem byla GEOČR500. Při použití dat z obou zdrojů byly vždy využity atributové informace zdroje k zařazení substrátů do 17 agregovaných kategorií, které byly vytvořeny tak, aby odrážely potenciální změny chemismu půd, tj. obsahy silikátové složky a bazických iontů v případě vyvěřelých a metamorfovaných hornin, a genetický původ spolu se zrnitostním složením u sedimentárních hornin. Výčet těchto kategorií je uveden u Tab. 3. a geograficky zobrazen na Obr. 8. Pro tyto kategorie byly kvantifikovány a tabelovány horní meze statistické variability dat pomocí Carlingovy úpravy původní Tukeyho definice (tj. CUF). Takto odvozené hodnoty mohou být již využity pro porovnání lokálních hodnot s běžnými hodnotami pro podobné substrátové podmínky. Nicméně stále používáme hodnoty z celé ČR, kdy i v rámci agregovaných kategorií lze sledovat vnitřní variabilitu, která může být způsobena tím, že agregace podobných substrátů z různých oblastí do širších kategorií může opomíjet variabilitu uvnitř skupiny či propagovat chyby z nejasně vymezených hranic mezi substrátovými kategoriemi (GRAY et al. 2016). Z hlediska obsahu stopových prvků v horninách lze využívat informační zdroj Archiv horninových analýz České geologické služby (Litogeochemické databáze), kde jsou archivovány analytické údaje o chemickém složení více hornin odebraných na území ČR v rámci regionálních geochemických průzkumů, geologického mapování i výzkumů České geologické služby. Pro účely orientace v záznamech lze využít vyhledávací databázovou aplikaci (<http://www.geology.cz/app/legenda/litog.pl>) nebo mapový server pro identifikaci potřebného analytického záznamu (<https://mapy.geology.cz/geocr50>). Přehledně jsou také sumární statistiky vybraných horninových skupin tabelovány v publikaci BENEŠ (1993).

3.3 Využití prostorově diferenciovaných referenčních hodnot k definování geochemického pozadí

Dosavadní postupy odvození referenčních hodnot byly založeny na práci s celým datovým souborem či jeho stratifikovaným výběrem podle zvoleného faktoru (nejčastěji geologické podloží). Pokud používáme data z velkých území (národní, kontinentální data), jsou taková území většinou příliš heterogenní pro odvození jednoduchých univerzálních hodnot pro celé území, avšak při použití pohyblivého okna využíváme menší datové soubory s různým statistickým rozdělením. Pro odvození





lokální svrchní meze variability jsme vyšli z předchozích zkušeností s CUF hodnotami, které se v analýze ukázaly jako vhodné, neboť nejsou příliš ovlivněny odlehlými hodnotami a dávají spíše konzervativnější (tj. nižší hodnoty svrchní meze variability), což se pro jejich využití při geografické kompartmentalizaci souboru jeví jako vhodné. Geografické kompartmentalizace znamená, že na místo práce s celým souborem dat byly používány lokální výběry dat pomocí metody pohyblivého okna („moving window“), přičemž uvnitř definovaného okna byly vzorky zahrnuté k odvození sumárního ukazatele prostorově vážený pomocí postupu popsaného BRUNDSOEM et al. (2005). Tento postup je založen na geograficky váženém přístupu, kdy je nutné definovat velikost okna (označovaného jako „kernel bandwidth“) stálým prostorovým rozsahem (konstantní vzdáleností) nebo adaptivně dle četnosti (počet vzorků zahrnutých do výpočtu). Uvnitř definovaného rozsahu je pak nutné určit způsob prostorového vážení jednotlivých zahrnutých vzorků pomocí vážící vzdálenostní funkce, tj. funkce klesajících vah pro jednotlivé vzorky s rostoucí vzdáleností od centra (jádra) vymezeného okna („kernelu“). Pro potřeby této metodiky jsme vyšli z faktu, že hustota vzorkování není v ČR rovnoměrná, a proto byl v našem případě zvolen adaptivní způsob určený počtem vzorků (75 vzorků pro odvození lokální svrchní meze variability) a „bisquare“ funkce pro stanovení prostorových vah dle rovnice:

$$f(d) = \begin{cases} \left(1 - \left(\frac{d}{h}\right)^2\right)^2 & \text{if } d < h \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases}$$

Prostorová vážící funkce byla dále upravena započtením také atributových vah podobnosti jednotlivých vzorků ve vícerozměrném znakovém prostoru určeném 3 navrženými parametry – typ geologického podloží (kategorický faktor dle 17 kategorií), kategorická zrnitost půd (7 kategorií podle Novákovy klasifikace obsahu částic < 0,01 mm) a topografický index jako spojitá proměnná vícerozměrného indexu plochosti údolí podle GALLANT & DOWLING (2003) odvozený z digitálního modelu terénu (ZABAGED® - Digitální model reliéfu České republiky 4.generace – DMR 4G). Uvedené faktory byly využity k výpočtu Gowerovy vzdálenosti (GOWER 1971) mezi každým pixelem zvolené mřížky a jednotlivými odebranými vzorky a byly využity k úpravě prostorových vah tak, aby nejvyšší váhy obdržely vzorky nejbližší centru pixelu (dle vážící prostorové funkce) s nejpodobnějšími podmínkami (dle Gowerovy vzdálenosti při parametrech textury půdy, typu podloží a kvantifikace tvaru reliéfu). Váhy byly počítány úpravou algoritmu implementovaného v R balíku GWmodel (GOLLINI et al. 2014). Použitím upraveného algoritmu byly vypočítány geograficky vážené sumární statistiky pro 75 nejbližších vzorků z databáze a geograficky vážený medián a interkvartilové rozpětí byly využity pro kvantifikaci horní meze statistické variability pomocí CUF. Takto odvozené hodnoty byly zpracovány na pozadí mapové aplikace v rozcestníku **SoilPass** (<https://soilpass.vumop.cz/>) a lze je získat dotazováním pomocí interaktivního rozhraní. Tyto dotazy umožní uživateli srovnání případných vlastních měření se svrchní mezí variability ze vzorků v blízkém okolí. Lokální svrchní mez variability lze také srovnat s národní hodnotou, tj. s hodnotou vypočtenou z dat pro celou ČR bez stratifikace (prostorové či atributové). Pokud uživatel zná i půdotvorný substrát, může tuto hodnotu porovnávat také s hodnotami běžnými v dané substrátové kategorii dle Tab. 2.





Druhý způsob, jak byly odvozeny svrchní meze statistické variability v daném místě, využívá výsledky prediktivního mapování koncentrací pro jednotlivé prvky, které bylo založeno na strojovém učení pomocí náhodných lesů („random forest“). Tento algoritmus umožňuje automaticky extrahovat („naučit se“) cenné informace z trénovacích dat, a naučené vzory aplikovat na prediktivní modelování mimo trénovací data. V případě (geo)chemického prediktivního mapování jsou tyto vzory odvozovány na základě vztahu mezi půdními obsahy a dalšími popisnými proměnnými životního prostředí. Předpokládáme, že vzory potřebné k predikci lze extrahovat z dostupných dat, a tím natrénovat takový model, který generalizuje nalezené vzory v trénovacích hodnotách pro úspěšnou predikci v nevzorkovaných územích. Takto byly za pomoci široké palety enviromentálních proměnných natrénovány prediktivní modely pro jednotlivé prvky. Výhodou použité kvantilové formy náhodných lesů (MEINSHAUSEN 2006) je schopnost odhadnout i kvantily modelované proměnné pro všechna místa predikce (tj. pixely rastru predikovaného území), což ve výsledku dává odhad kumulativní distribuční funkce modelované proměnné. To znamená, že v daném místě se odhaduje také horní mez statistické míry variability, která je v tomto případě modelována z kombinací vstupních enviromentálních proměnných zahrnutých v trénování modelu. Tyto hodnoty lze také dotazovat v nástroji **SoilPass** a ukazují jednak další možnost vyjádření horní meze statistické variability v souboru, a jednak umožňují také hodnotit lokální míru nejistoty vlastních prediktivních map. Bližší informace k hodnocení nejistoty výsledných prediktivních map lze získat přímo v rozcestníku **SoilPass** (<https://soilpass.vumop.cz/>).

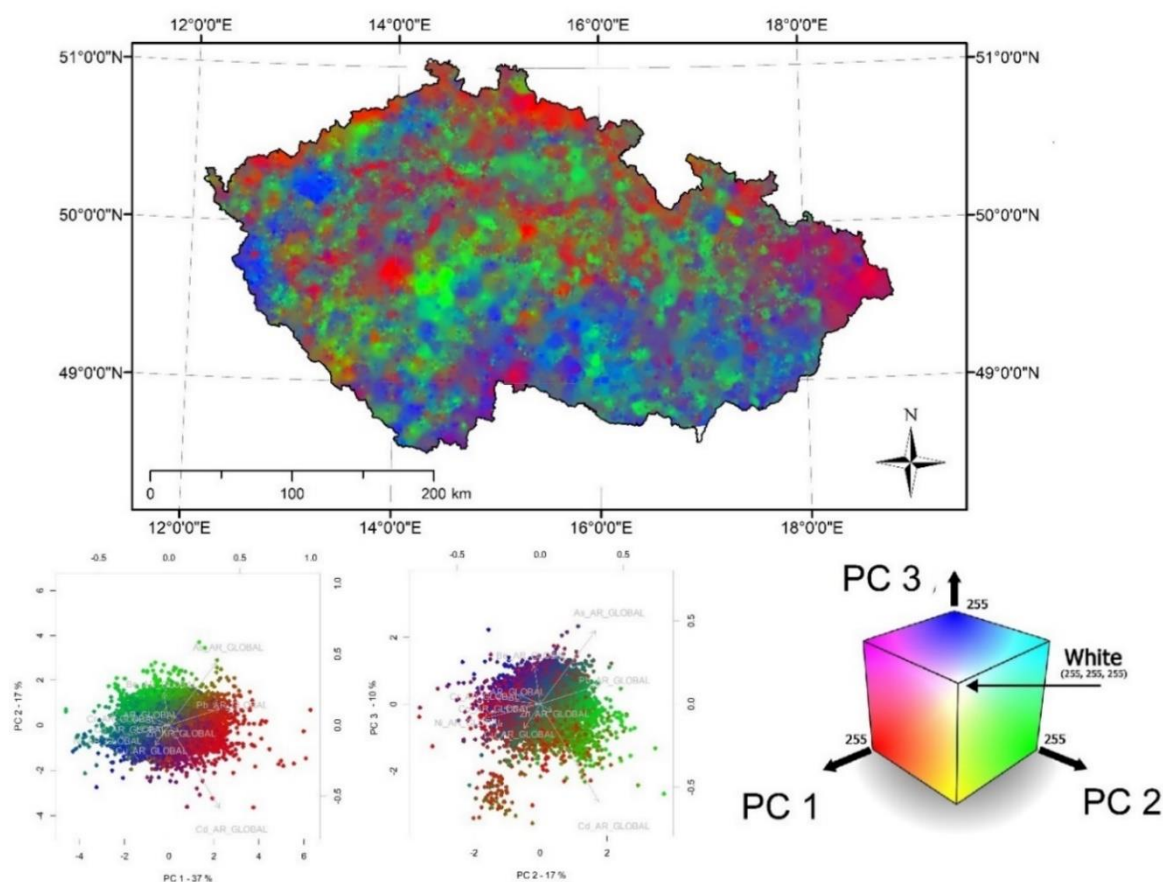
3.4 Využití vícerozměrných metod pro definování víceprvkových signatur geochemického pozadí

Obecně jsou často v geovědních oborech využívány poměry prvků jako indikátory geochemických změn a procesů při geologických pochodech, a lze je úspěšně využít i pro identifikace změn v systému hornina – půda. BENEŠ (1993) uvádí základní vybrané vzájemné poměry prvků zjištěných v půdách. Významné změny v poměrech prvků mohou být indikátorem kompozičních změn ve složení půd vlivem různých faktorů. Jak uvádějí McKINLEY et al. (2016), využívání prvkových poměrů má nejen interpretační důvody při normalizaci prvků, ale také formálně-metodické důvody, neboť většina environmentálních dat je měřena ve váhových či množstevních podílech (mg/kg, ppm), a jsou tedy vyjádřením části celku, a tím jsou omezeny konstantním součtem (sumou všech částí). Statistická interpretace naměřených koncentrací je vyčerpávající pouze v případě, že jsou brány v úvahu vztahy ke zbývajícím proměnným (AITCHISON 1982). Statistický postup pro analýzu kompozičních dat v současnosti tvoří jednak formálně definované poměry jednotlivých komponent pomocí tzv. log-poměrových transformací (AITCHISON 1982; EGOZCUE et al. 2003), a jednak analýzy kompoziční struktury dat ve specifickém omezeném prostoru kompozičních dat, tj. uvnitř tzv. Aitchisonovy geometrie. Efekt uzavření dat je potřeba brát vždy v úvahu, pokud užíváme statistické analýzy založené na korelačních vztazích, kam patří i často využívané vícerozměrné statistické postupy, kdy se sledují nejen obsahy jednotlivých prvků, ale také jejich simultánní vztahy. Proto metody založené na redukci rozměrnosti dat a exploraci vícerozměrných vztahů (analýza hlavních komponent, shluková analýza, faktorová analýza a její specifické varianty jako „positive matrix factorization“) mohou být nápomocné při hledání převládajících zdrojů znečištění,



avšak je potřeba využívat jednak metodicky správným postupem (McKINLEY et al. 2016), a jednak nespolehat na jejich univerzální použití a jejich výsledky validovat (GRYGAR et al. 2023). Ačkoliv by si tyto metody zasloužily širší pozornost, ucelený návod pro jejich využití by přesahoval možnosti i účel certifikované metodiky, neboť jejich využití je vysoce odbornou záležitostí se složitým přesahem do praktické interpretace. Pro ilustraci využití vícerozměrných analýzy jako explorativního nástroje nápomocného při rozlišení původu znečištění je zde zpracován příklad kompozičně upravené analýzy hlavních komponent s následným převodem kompozičního skóre prvních tří komponent na třísloužkovou kompozici, kterou lze barevně vizualizovat na základě RGB kompozitu (KIRKWOOD et al. 2016). Takový postup umožnil vizualizaci vícerozměrných vztahů z analýzy hlavních komponent po log-ratio transformaci dat dostupných pro zemědělské půdy v ČR. Vyhodnocení těchto výsledků je již komplikovanější, především s ohledem na odlišnosti v interpretaci komponentního skóre a kompozičního biplotu. Zjednodušeně lze říct, že různé výsledné barvy po aditivním skládání červené, zelené a modré složky vymezují, která z tří hlavních komponent významně charakterizuje kompoziční variabilitu v daném místě (a tedy i variabilitu vyjádřenou log-poměry mezi jednotlivými prvky). Tím lze na základě významných změn výsledného barevného kompozitu odhadnout, kde dochází k významným gradientům kompoziční variability, a přiřazovat tyto změny vlivu potenciálních zdrojů – viz Obr. 9.

Obr. 9. Vizualizace vícerozměrných vztahů mezi koncentracemi prvků z analýzy hlavních komponent po log-ratio transformaci dat dostupných pro zemědělské půdy v ČR pomocí RGB kompozitu





Velmi dobře (v červených odstínech) vystupují ve vizualizaci metalogenní zóny v těžebních oblastech (Příbram, Kutná Hora, Stříbro, Zlaté Hory), ale také pohraniční hřebeny hor, které jsou definované především první komponentou, a tedy vztahy As, Cd a Pb. To potvrzuje, že půdy (především kambizemě) ze svahovin kyselých vyvěřelých nebo metamorfovaných hornin na severní hranici ČR jsou obecně ovlivněny existencí metalogenních zón. Z hlediska litologie jsou pak významné plochy s dominancí druhé komponenty, které vymezují podobné vztahy Be, Cr, Co a Ni k ostatním prvkům (jedná se např. o durbachity v Třebíčsko-Meziříčském masívu či ve středočeském plutonu). Specifická je také oblast Moravsko-slezského regionu značně ovlivněná obsahy Cd. Cd také dobře vystupuje v oblasti Českého krasu. Samostatně vystupují poté oblasti (modré plochy), kde jsou určující zejména vztahy Cu, Co, Ni, V k ostatním prvkům a vymezují půdotvorné substráty s vulkanickou genezí (Cu) či různé sedimentární litologické záznamy.

4 TERÉNNÍ A ANALYTICKÉ ZPŮSOBY OVĚŘENÍ PŮVODU ZÁTĚŽE

Ačkoliv využití explorativních nástrojů a referenčních metod v kapitole 3 může být indikativní pro odhad předpokladů k převládajícím geogenním zdrojům zvýšené zátěže, dalším krokem je jejich terénně-analytické ověření, a tím zejména vyloučení zvýšeného antropogenního příspěvku. K vlastnímu rozlišení geogenní a antropogenní zátěže půd rizikovými prvky je nutné přistupovat komplexně, přičemž v první fázi se ukazuje být určující profilová distribuce celkových obsahů rizikových prvků v půdním profilu. V dalších fázích mohou pokročilejší indikativní rozlišení poskytnout údaje z hodnocení rozpustnosti rizikových prvků, kdy vhodnější se zdá být procentní vyjádření obsahů RP v slabších extraktech vůči jejich celkovým obsahům. V současnosti existují i jiné pokročilejší metody hodnocení mobility, které však mohou hrát větší roli při hodnocení rizik plynoucích ze znečištění než při vlastním rozlišení původu. Dalšími možnými způsoby je využití relace obsahu prvků k referenčním parametrům, které mají potenciál zachycovat přímé antropogenní vstupy do půd (magnetická susceptibilita, obsahy stabilních izotopů prvků či relace k organickým polutantům v půdě či atmosféře aj.).

4.1 Ověření vertikální distribuce prvků v půdním profilu

Pokud vstupuje látka do půdního prostředí z přímého či nepřímého antropogenního zdroje, přichází nejprve do styku s povrchovou vrstvou půdy, tzn. v případě zemědělských půd s orničním či drnovým horizontem. Tyto svrchní vrstvy půdy mají vyšší obsahy humusu a mohou tak vytvářet bariéru pro další posun prvků, a tím ovlivňovat jeho zadržení ve svrchních vrstvách půdy (GOLDSCHMIDT 1937). Zároveň ve svrchních vrstvách půdy hrají důležitou roli biotické faktory, zejména u rostlin, které zapojují do biogeochemických povrchových cyklů prvky i z nižších hloubek (skrže kořenový transport) či mohou vychytávat prvky z atmosféry (REIMANN et al. 2007). V případě orných půd je potřeba počítat se změnami vlivem agrotechnické úpravy půdy (BAIZE & STERCKEMAN 2001). Nicméně, níže v půdním profilu, při přechodu k minerálním a substrátovým horizontům, se přirozeně obsah prvků bude snižovat a bude případně silně ovlivněn chemicko-fyzikálními vlastnostmi půdních horizontů jako je mineralogie, pH, půdní textura, vliv podzemní a povrchové vody apod. U antropogenně podmíněných vstupů prvků je obecně prokázána vyšší mobilita, tj. mohou vstupovat do půdního roztoku a v omezené míře migrovat





půdním profilem. Nicméně, obecně se v půdním roztoku s narůstající hloubkou zvyšuje i podíl nerozpustných sloučenin, což vede ke srážení oxid-hydroxidů železa a organických komplexů se železem, které jsou další účinnou bariérou postupu prvků níže do profilu (GOLDSCHMIDT 1937). Výsledkem je tedy ve většině případů u antropogenních vstupů nabohacení svrchních vrstev půd oproti níže položeným vrstvám. Naopak v případě převládajícího litogenního původu zvýšeného pozadí prvků lze předpokládat vyrovnaný či mírný nárůst prvků v minerálních a substrátových horizontech (BAIZE & STERCKEMAN 2001; VÁCHA et al. 2002; NĚMEČEK et al. 1996b).

4.1.1 Obecné zásady půdního vzorkování

Při plánování vzorkování je účelné vycházet z obecných zásad, které jsou zpracovávány v dokumentech Mezinárodní normotvorné organizace ISO, v platné legislativě či metodických dokumentech. Vzorkováním se rozumí činnost, při které získáváme informace o vzorkovaném celku pomocí výběru charakteristik celku (reprezentativních vzorků), přičemž u reprezentativního vzorku se předpokládá, že bude odpovídajícím způsobem odrážet vlastnosti vzorkovaného celku (ISO 11074-2:1998). Předem stanovený postup pro výběr místa bodů odběru, odběr, konzervaci, dopravu a přípravu vytváří plán odběru vzorků (ISO 11074-2:1998). Základní body plánu odběru vzorků jsou také definovány v příloze č. 4 k vyhlášce č. 153/2016 Sb. Důležité je definování účelu vzorkování, podle kterého se pak určují další kroky – schéma vzorkování včetně počtu, hloubek a rozmístění bodových vzorků. V praxi se používají zejména směsné vzorky, které redukuje lokální variabilitu a umožňují přesněji stanovit průměrnou koncentraci na plochu. Plocha pro tvorbu jednoho kompozitního vzorku by neměla být větší než 1 ha a vzorek by měl být složen z 5–9 individuálních odběrů, minimálně však ze tří odběrů. Vyhláška MŽP č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy stanovuje v své příloze č. 4 minimální počty odebíraných směsných vzorků v závislosti na velikosti šetřené plochy (tabulka 4).

Tab. 4. Stanovení minimálního počtu odebíraných směsných vzorků v závislosti na velikost šetřené plochy

Velikost šetřené plochy (ha)	Počet směsných vzorků ¹⁾
≤ 0,0500	3
0,0501-1,0000	4
1,0001 - 10,0000	6
10,0000 - 30,0000	6 + 1 vzorek na každé 2 ha nad 10 ha
> 30,0000	Individuální plán vzorkování

Uvedený počet zahrnuje také odběr jednoho nebo více referenčních vzorků odebraných mimo plochu dotčenou odběrem směsných vzorků, pokud budou nezbytné k účelu zjištění původce znečištění nebo zachycení stavu pozadí. Jeden směsný vzorek se skládá minimálně z 5 odběrů. Z těchto zásad lze vyjít při plánu odběru vzorků pro hodnocení převládajícího původu znečištění. Jako odběrové zařízení

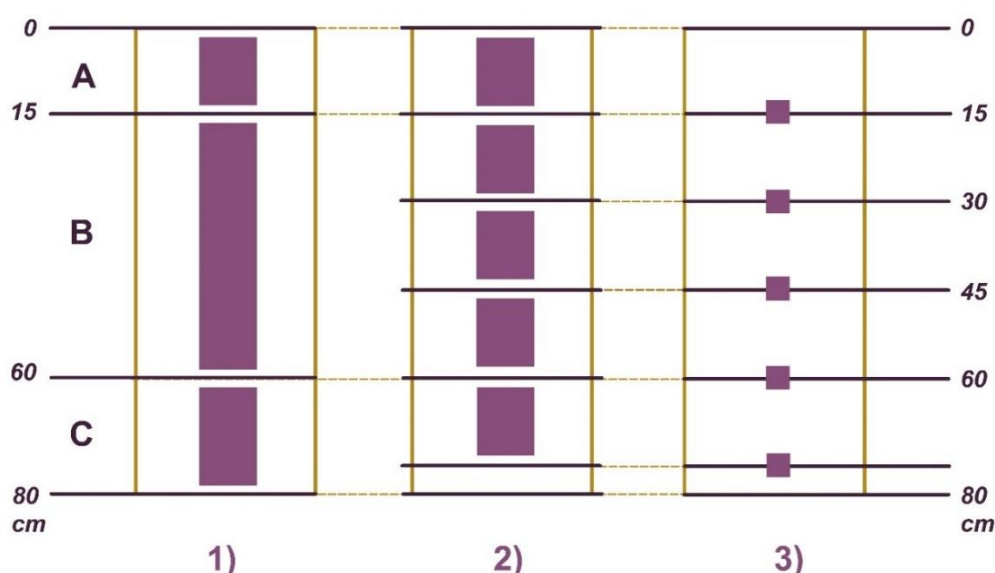


mohou být použity sondovací tyče, půdní vrtáky nebo lze vzorky odebrat výkopem půdní sondy. Při odběru půdy za účelem zjištění znečištění v důsledku spadu nebo povrchové aplikace znečišťující látky zapříčiněné mimořádnou událostí se hloubka odběru stanoví tak, aby vzorek odebírané půdy co nejvěrněji postihoval stav, který má být analýzou vzorku popsán – viz kapitola 4.1.2. Důležité jsou také zásady správné manipulace se vzorky jak při vzorkování, tak při následné přípravě vzorků na analytické stanovení s vyloučením druhotné kontaminace vzorku – např. nevhodným použitím nástrojů při vzorkování či při vertikálních profilových distribucích nežádoucí příměsí materiálu z různých hloubek.

4.1.2 Hloubky vzorkování při hodnocení vertikální distribuce prvků v půdním profilu

Důležitá je volba hloubek pro vlastní analytické stanovení prvků. Obecně je hloubka půdy variabilním parametrem v závislosti na řadě půdotvorných podmínek (zejména čas, klima a reliéf). Ačkoliv zejména v některých regionech (tropické půdy, černozemní oblasti) (RICHTER & MARKEWITZ 1995) mohou hloubky půdy dosahovat desítky metrů, ve většině případů vzorkovacích prací lze pracovat do 100 cm. Otázkou však zůstává, zda půdy vzorkovat dle standardizovaných hloubek s jednotným krokem či zda přihlížet při vzorkování ke stratifikaci půdního profilu dle morfo-genetických půdních horizontů. Nicméně praktické zkušenosti ukazují, že i půdní horizonty nemají vždy ostře vymezené hranice, ale většinou pozvolně přecházející hranice, což může komplikovat vzorkařům určení hloubek odběrů horizontů v terénu. Inovativním řešením může být skenování půdního profilu pomocí spektroskopických metod a následné rozhodnutí o vertikální stratifikaci až po analýze spektrálních charakteristik půdy (VISCARRA ROSSEL et al. 2010), což však může zvyšovat nejen náklady, ale i prodlužovat dobu vzorkování. Zároveň je potřeba rozhodnout, zda vzorkovat bodově ve fixní hloubce nebo blokově směsným vzorkem z rozpětí hloubek podle horizontů či z rozpětí hloubek – viz Obr. 10.

Obr. 10. Vzorkování půdních profilů – směsné vzorky blokově přes genetické horizonty – 1), blokově směsné vzorky přes fixní rozmezí hloubek – 2), bodové vzorkování fixních hloubek – 3)





Tab. 5. Typ a hloubky vzorkování v národních či kontinentálních sledováních, kde jsou obsahy sledovány alespoň ve dvou hloubkových vrstvách

REGION	ZDROJOVÝ DATOVÝ SOUBOR	TYP*	SEKVENCE HLOUBEK
ČR	ÚKZÚZ – Bazální monitoring půd (BMP) - sondy	1) horizonty	Různé
ČR	ÚKZÚZ – BMP – pravidelné cykly – orná půda	3) fixní hloubky	0–25; 35–60 cm
ČR	ÚKZÚZ – BMP – pravidelné cykly – travní porosty	3) fixní hloubky	0–10; 10–25, 25–40 cm
ČR	ÚKZÚZ – BMP – pravidelné cykly – sady + vinice	3) fixní hloubky	0–30; 30–60 cm
ČR	ÚKZÚZ – BMP – pravidelné cykly – chmelnice	3) fixní hloubky	10–40; 40–70
Evropa	FOREGS - EuroGeoSurveys Geochemical Baseline Database	3) fixní hloubky	0–25 cm; 25 cm mezi 50–200 cm
USA	The North American Soil Geochemical Landscapes Project	3) fixní hloubky	0–5 cm; horizont C (max 80–100 cm)
Austrálie	The National Geochemical Survey of Australia	3) fixní hloubky	0–10 ; 60–80 cm
Pobaltí	The Kola Ecogeochemistry Project	Kombinace 1) a 3)	0–5 cm; horizonty B(podzoly), C - substrát
Pobaltí	The Baltic Soil Survey (BSS project)	3) fixní hloubky	0–25; 50–75 cm
Pobaltí	The Eastern Barents project	Kombinace 1) a 3)	0–5 cm; horizonty B(podzoly), C - substrát
Velká Británie	G-BASE: baseline geochemical mapping of Great Britain and Northern Ireland	3) fixní hloubky	5–20; 35–50 cm
Francie	Soil Quality Monitoring Network (RMQS)	3) fixní hloubky	0–30 cm; 30–50
Irsko	Tellus dataset – Geological Survey Ireland (GSI)	3) fixní hloubky	0–20; 35–50

* Typ vzorkování dle Obr. 10

4.1.3 Způsoby vyhodnocení vertikální distribuce prvků v půdním profilu

Přirozeným způsobem je využití jednoduchých poměrů mezi svrchní vrstvou půdy a spodní vrstvou půdy, kdy se jednoduše sledují změny koncentrací s hloubkou vzorkování, které lze při větším počtu hloubek vyjádřit graficky vynesáním hloubek a koncentrací do grafu. V případě menších počtů hloubek se používají indexy nabohacení a tzv. „top-bottom“ indexy, které dávají do poměru obsahy ve svrchních vrstvách půdy s referenční hodnotou (REIMANN et al. 2008). Zatímco indexy nabohacení ve své





jednoduché formě vyjadřují nárůst kontaminace oproti hodnotám litogenního pozadí srovnáním s hodnotou průměrných litogenní obsahů daného prvku v zemské kůře (tzv. klarkovými hodnotami), top-bottom indexy dávají do poměru obsahy ve svrchní a spodní části půdního profilu (REIMANN et al. 2008). Obě formy indexů mohou být vyjádřené také v normalizované formě, kdy je aktuální koncentrace v půdě normalizovaná konzervativním prvkem a tento poměr je normalizován poměrem těchto prvků ve svrchní zemské kůře/podloží. K normalizaci se využívají konzervativní prvky, u nichž se předpokládají zanedbatelné antropogenní vstupy (Zr, Sc, Al, Y, Rb či Ti, Fe) (COVELLI & FONTOLAN 1997).

$$EF_{prvek} = \frac{[PRVEK]_{vzorek} / [NORM]_{vzorek}}{[PRVEK]_{klark(substát)} / [NORM]_{klark(substát)}}$$

Faktor nabohacení (EF) pro daný prvek tedy dává do poměru obsah prvku ve vzorku normalizovaný obsahem konzervativního prvku (NORM) k identickému normalizovanému poměru v zemské kůře nebo v lokální geologickém prostředí (tzn. místnímu geochemickému pozadí ze substrátu). Tento postup předpokládá, že zvolené poměry jsou při využití dvojité normalizace stabilní a ve svrchních částech odpovídají za přirozených podmínek litogenním podmínkám, a tedy případné změny lze přisuzovat antropogenním změnám v povrchových částech (REIMANN et al. 2008). Nicméně REIMANN & CARITAT (2005) či SUCHAROVÁ et al. (2012) ukazují, jak jsou tyto poměry nesprávně interpretovány opomíjením dalších jiných příčin změn těchto poměrů než antropogenní kontaminace půdy.¹ Poměry mezi svrchní vrstvou a půdotvorným substrátem dávají do relace vztahy litogenní geochemické s biogeochemickými a úplné opomíjení biotických faktorů může vést k nesprávným závěrům (REIMANN et al. 2007). Z tohoto důvodu je použití průměrných litogenní hodnot daného prvku v zemské kůře méně vhodné a doporučuje se využití lokálních hodnot litogenního pozadí, které lépe postihuje případné regionální odlišnosti matečných substrátů konkrétní oblasti (COVELLI & FONTOLAN 1997). I přes některé nedostatky jednotlivých indexů nabohacení zůstávají vhodným nástrojem, který lze kombinovat s dalšími např. při analýze lokálního vlivu konkrétních a identifikovatelných zdrojů (REIMANN et al. 2008). Jak ukázali GRYGAR et al. (2023), kromě výše uvedených konzervativních prvků lze zejména pro některé rizikové prvky (As, Cd, Cu, Pb, Zn) využít také kobalt, který se ukazuje vhodným normalizačním prvkem pro české zemědělské půdy, neboť má poměrně stabilní obsahy v jednotlivých typech půdně-litologických substrátů bez zastoupení významnějších odlehklých hodnot v distribuci koncentrací a lze předpokládat podobnou vazebnost prvků v půdách jako u ostatních chalkogenních prvků.

Využití poměrů prvků (normalizované obsahy na konzervativní prvky) lze dobře kombinovat také s profilovou vertikální distribucí, a tím sledovat změny poměrů prvků s hloubkou půdního profilu. Tento postup byl úspěšný i v případě sledování vertikálních distribucí prvků v komplikovaném prostředí půdních niv s dynamickým post-depozičním vývojem. Údolní nivy jsou často sledovány z důvodů střetu dlouhodobého antropogenního působení vlivem koncentrace obyvatel i ekonomických aktivit s vysokou

¹ V nedávné době rozvinuli FABIAN et al. (2017) metodu faktorů obohacení o porovnání celých souborů dat ze svrchní vrstvy půdy oproti spodní části, tj. neporovnávají se individuální vzorky, ale tvar rozložení, přičemž efekt difúzní kontaminace se projevuje mírně odlišným průběhem kumulativních distribučních funkcí (ECDF) svrchní vrstvy půdy, zejména v části nízkých hodnot. To však opět přísluší spíše do metod vytěžování existujících dat z podrobných sledování půdy – viz. kapitola 3.





produkční schopností půd nivních pásem. Avšak komplikované trajektorie sedimentárního vývoje údolních niv vyžadují velmi citlivý přístup při využívání vertikálních distribucí využitím robustních metodických nástrojů, které jsou dostatečně citlivé k faktorům variability nivních půd a fluvialních sedimentů (GRYGAR & POPELKA 2016). Vhodný výběr místa odběrů vzorků, analýza stratigrafie (identifikace zastoupených sedimentárních facií) spolu s výběrem vhodných prvků pro normalizaci obsahů jsou zásadní pro robustní hodnocení prostorové a hloubkové závislosti koncentrací rizikových prvků na zastoupených sedimentárních faciích (GRYGAR & POPELKA 2016).

4.2 Ověření mobility prvků v půdě

Jak je patrné z výsledků regionální analýzy obsahů rizikových prvků v půdách ČR, není ojedinělé, že geogenní zátěže půd zvyšují v některých případech významně celkové koncentrace některých RP nejen ve spodních vrstvách, ale projevují se i ve svrchních horizontech půd. PODLEŠÁKOVÁ et al. (2002) zjistili, že hodnocení mobility prvků lze velmi dobře zapojit do hodnocení převládajícího původu znečištění. V současnosti existuje celá řada extrakčních postupů pro odhad mobility, kdy lze využívat různá slabší extrakční činidla (SZÁKOVÁ et al. 2001). Vždy je však optimální využívat standardizované postupy, pro které už v literatuře máme dostatek referenčních hodnot, což umožňuje vzájemné porovnání výsledků. V ČR se standartně využívá extrakce 1 mol/L NH_4NO_3 , která umožňuje spíše odhad rizika zvýšené mobility RP v půdách se silnou zátěží. Právě hodnocení mobility pomocí NH_4NO_3 je součástí hierarchického systému zákonných limitů dle vyhlášky č. 153/2016 Sb., a je tedy optimálním způsobem pro případné vyloučení přítomnosti antropogenních (silně mobilních) fází vybraných prvků. Podobně se využívají metodické postupy hodnocení biologické dostupnosti chemických prvků na základě jejich rozpustnosti v roztocích simulujících složení různých tkáňových tekutin (žaludečních, plicních apod.). V českých podmínkách byly ověřeny rozdílné efekty biologické tkáňové dostupnosti prvků v závislosti na původu zdroje (geogenní vs. imisní zátěže v severních Čechách), kdy vliv zátěže ovlivňoval rozdílné různé prvky, což vedlo k diferenciaci možných rizik mezi typy zátěže (SKÁLA et al. 2019).

4.2.1 Legislativně závazný postup hodnocení mobility dle stanovení indikačních hodnot

Zatímco preventivní limity svým způsobem odvození vyjadřují požadované hodnoty rizikových prvků v našich zemědělských půdách, indikační limit zohledňuje konkrétní rizika z přítomnosti vyšších obsahů s ohledem na přestup rizikových prvků z půdy do zemědělských plodin a na přímá ohrožení lidského zdraví. Indikační hodnoty byly stanoveny v případě rizikových prvků jako hodnoty indikující možné překročení kritické zátěže jejich obsahů v rostlinách (plodinách) z pohledu přestupu do potravního řetězce a omezení růstu rostlin (fytotoxické působení rizikových prvků v rostlinách omezující tvorbu výnosu zemědělských plodin). Stanovení hodnot bylo experimentálně provedeno vícerozměrných regresním způsobem z výsledků nádobových a terénních experimentů sledováním přestupu prvků do testovacích plodin na půdách s různými půdními vlastnostmi (NĚMEČEK et al. 2001). Indikační limit je založen na porovnání pseudototálních (výluh v lučavce královské) a mobilních (výluh v 1 mol.l⁻¹ NH_4NO_3) forem rizikových prvků v půdě.





Tab. 6. Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv (mg/kg sušiny) dle vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Prvek	Půdní druh	pH/CaCl ₂	Indikační hodnota [mg.kg ⁻¹]	
			Lučavka královská	NH ₄ NO ₃
As	-	-	40	1,0
Cd	Běžné půdy	≤ 6,5	1,5	-
		> 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
Hg – celkový obsah		-	1,5	-

Tab. 7. 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	pH/CaCl ₂	Indikační hodnota [mg.kg ⁻¹]	
		Lučavka královská	NH ₄ NO ₃
Cu	< 5,0	150	-
	5,0 – 6,5	200	-
	> 6,5	300	-
	-	-	1,0
Ni	≤ 6,5	150	-
	> 6,5	200	-
	-	-	1,0
Zn		400	-
		-	20





Celková koncepce indikačních limitů tedy vyžaduje posouzení mobility prvku v případě excesivních obsahů prvků a porovnává dva typy výluhů. Navíc v případě prvků s vysokou závislostí jejich mobility na pH (Cd, Ni, Cu) přistupuje navíc k jejich členění dle pH půdy (viz Tab. 6 a 7.). To činí vyhodnocení složitější s požadavkem na následné posouzení vlivu na konkrétní plodiny, které se na daném pozemku pěstují. Zároveň se přistupuje k dalším omezením managementu půdy – aplikace pomocných půdních látek, opatření omezující používání těch typů hnojiv, ve kterých je daný rizikový prvek obsažen ve významnějších koncentracích. Případně může toto zjištění vést k nápravným opatřením (speciální osevní postupy, agrotechnická a meliorační opatření sledující zlepšení půdních vlastností, změna druhu pozemku, snížení přístupnosti nebo odčerpání rizikových prvků a rizikových látek). Kromě výše uvedených limitů byly vypracovány také indikační limity přímého ohrožení lidského zdraví a zvířat přímými expozičními cestami (inhalační, perorální a dermální příjmem kontaminovaných částic půdy při pohybu na zatížených plochách) pro potenciálně zootoxicky působící prvky (As, Cd, Pb, Hg). V případě překročení těchto indikačních limitů by měly na pozemku následovat riziková analýza s navržením následných opatření.

Tab. 8. Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat (Indikační hodnota - mg.kg^{-1} sušiny) dle Vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

Prvek – obsah	Indikační hodnota [mg.kg^{-1}]
As – lučavka královská	40
Cd – lučavka královská	20
Hg – celkový obsah	20
Pb – lučavka královská	400

Jak uvádí § 3 novelizovaného zákona č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu je zakázáno „způsobovat znečištění zemědělské půdy překračováním indikačních hodnot“. Zároveň za znečišťováním zemědělské půdy se nepovažuje používání látek a přípravků na zemědělské půdě v souladu se zvláštním právním předpisem – tedy např. v případě aplikace sedimentů a posuzování geochemicky anomálních půd je tímto předpisem vyhláška č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě. V případě, že se hodnoty prvků v půdách pohybují na úrovni indikačních limitů (běžně např. u As), je odpovědným přístupem při hodnocení geogenních anomálií nejen prokázání přirozeně zvýšené dotace prvku z podloží (např. ve vertikální distribuci), ale také vyloučení přítomnosti silně mobilních fází prvku, které mohou odkazovat na technické nabohacení a změny chování prvku ve svrchních vrstvách.





4.2.2 Stanovení rozpustnosti prvků využitím slabých extrakčních činidel

Pro hodnocení geogenního původu NĚMEČEK et al. (1996) doporučují využívat stanovení hodnoty rozpustnosti prvků, vztažené k výluhu prvků extrakcí pomocí slabých činidel, např. 0.025 mol.l⁻¹ EDTA či v ČR hojně používanou extrakcí 2 mol.l⁻¹ HNO₃ za chladu podle ZBÍRALA et al. (2004). Ze závěrů pokusů zaměřených na sledování mobility rizikových prvků a jejich transferu do testovaných plodin (PODLEŠÁKOVÁ et al. 2002), kde byly zahrnuty i některé půdy geochemicky anomální, vyplynulo, že při vyjádření mobility RP v půdách poměrem jejich mobilních a potenciálně mobilních obsahů, se mobilita snižuje právě u půd geochemicky anomálních, a lze tudíž tuto hodnotu využít při orientační identifikaci převládajícího typu zátěže půd. Zároveň při výpočtu kritických hodnot koncentrací RP v půdách z hlediska jejich transferu do rostlin nad zvolenou hodnotu (dosazením hodnot do predikčních regresních rovnic) bylo vypočteno, že u většiny RP může dojít k překročení limitních koncentrací v rostlině pouze v ojedinělých případech, kdy je dosaženo skutečně extrémních koncentrací RP v geochemicky anomálních půdách (NĚMEČEK et al. 2010). Pro různé prvky při rozlišení geogenní a antropogenní zátěže se může využitelnost jednotlivých slabých extrakčních činidel lišit. Jako vhodnější se prokázalo procentní vyjádření obsahů RP v slabších extraktech vůči jejich celkovým obsahům. I v regionech výskytu geogenní zátěže je možno antropogenní kontaminaci identifikovat na základě překročení těchto hodnot rozpustnosti (poměr EDTA/ HNO₃, HClO₄, HF vyjádřený %) : v % : As = 5; Co = 25; Cr = 0,5; Cu = 25; Ni = 25; Pb = 50; Zn = 25, zatímco vysoké hodnoty či extrémy (v závorkách) určují antropogenní zátěž či změny mobility v dynamických promyšných půdách (fluviálních) : As = 10 (30); Co = 60; Cr = 1 (30); Cu = 50 (100); Ni = 40 (60); Pb = 60 (90); Zn = 40 (90) (NĚMEČEK et al. 2010). Obecně poměry s využitím EDTA se zdají být spolehlivější, nicméně indikativní informaci mohou dávat i rozpustnosti využitím HNO₃, kdy ovšem spolehlivost pro transparentní rozlišení klesá přibližně v sekvenci Pb > As ~ Cu > Zn > Cd > Be > Cr ~ Ni. V tomto případě orientační hranice pro geogenní zátěž z výběrových souborů dat ukazují hranice (poměr HNO₃/ HNO₃, HClO₄, HF vyjádřený %) dle následující řady: As = 13; Cu = 30; Pb = 32; Zn = 20; Cd = 70, zatímco pro antropogenní, resp. fluviální zátěž byly sledovány vyšší střední hodnoty rozpustnosti s extrémy (v závorkách): As = 40(42); Cu = 44 (72); Pb = 57(83); Cd = 87 (95); Zn = 50 (70) (VÁCHA et al. 2002, VÁCHA et al. 2013). U beryllia byl tento poměr silně závislý na obsahu silikátů v hornině – u kyselých felsických substrátů byla hranice geogenní zátěže mezi 10–15 %, zatímco na antropogenních půdách v rozmezí 20–50 %. U Cr a Ni nebylo možno spolehlivě hraniční hodnoty určit, kyselina dusičná není tedy vhodným činidlem pro hodnocení rozpustnosti. Vymezené hraniční hodnoty rozpustnosti lze považovat za orientační bez univerzální plošné platnosti. Hodnocení rozpustnosti lze využívat jako validní doplňkový krok pro úspěšné rozlišení převládající zátěže půd a nabízené hodnoty brát jako referenční. Využít lze také porovnání rozpustností na hodnoceném pozemku s hodnotami z podloží nebo okolí, což může napomoci ke komplexnímu posouzení původu zátěže v daném místě.

4.2.3 Pokročilé metody stanovení mobility prvků

Pro získání podrobnějších informací o distribuci prvků mezi jednotlivými vazebnými komponentami půdy a o způsobech pevnosti vazeb prvků na tyto komponenty byla vyvinuta celá řada složitějších selektivních metod. Sekvenční extrakční analýza je založena na postupném působení extrakčních činidel se vzrůstající extrakční silou. V současnosti byla vyvinuta celá řada protokolů, kdy u nás jsou





nejčastěji používané různé modifikace původní metodiky navržené TESSIEREM et al. (1979). V českých podmínkách ověřoval NĚMEČEK et al. (1998) využití sekvenčního postupu podle ZEIENA & BRÜMMERA (1991). Pro praktické nasazení se používá také mezinárodní tříkroková sekvenční analýza BCR (BCR EUR 14763 EN), kterou pro podmínky českých půd otestovala SZÁKOVÁ et al. (1999). Přístupy se liší z hlediska typu a počtu použitých loužidel, a jim odpovídajícím frakcím. Obecným cílem je rozlišit vazebnost prvků na mobilnější a mobilizovatelné frakce, frakce s vazbou na oxidy Fe či Mn, organicky vázané frakce či reziduální frakce. Jejich nevýhodou je časová a instrumentální náročnost zpracování a zároveň má metoda své meze při kvantifikaci vazby prvku na specifické fáze, neboť uzanční použítá činidla nemusí vypovídat o skutečné přítomnosti cílové pevné fáze, která by se měla jejich působením rozpouštět. Nicméně lze předpokládat, že v přibližně identických půdních podmínkách budou metody sekvenčních analýz půd dostatečně citlivé pro rozlišení původu zátěže. Obecně u prvků s geogenní zátěží lze očekávat vyšší zastoupení reziduální frakcí či frakcí s vazbou na stabilnější krystalované formy hydratovaných oxidů Fe a Mn. Jsou tedy vhodným doplňkovým nástrojem při hodnocení převládajícího původu znečištění. Praktické aspekty jejich použití zpracovali VÁCHA et al. (2009) do certifikované metodiky, kde lze najít příkladný postup pro využití analytických postupů i vyhodnocení získaných dat. Moderní speciální analýza environmentálních matric umožňuje přesnější in-situ stanovení labilních specií kovů pomocí techniky difúzního gradientu v tenkých filmech (technika DGT) (ZHANG et al. 1998). Ta je založena na difúzi specifických látek vrstvou difúzního gelu a jejich následnou imobilizaci v sorpčním gelu, kde difúze prvku difúzním gelem a jeho množství imobilizované na sorpčním gelu závisí na celkové koncentraci RP v matrici i síle vazby prvku na jednotlivé komponenty matrice (ZHANG et al. 1998). To umožňuje přesnější odhad labilních frakcí prvku, avšak je potřeba si také uvědomit, že u těchto pokročilých nástrojů narůstá jejich instrumentální i interpretační náročnost a mají odůvodnění spíše pokud jiné postupy nejsou úspěšné, či zejména opět při přesné charakterizaci rizik plynoucích z mobility zvýšených obsahů prvků.

4.3 Další nástroje rozlišení původu znečištění

Existují další nástroje pro rozlišení původu znečištění, které lze využívat pro pokročilé studium či bližší specifikaci zdrojů za využití analýz doplňkových parametrů, které charakterizují přímé antropogenní vstupy do půd, jako využití:

- a) magnetické susceptibility,
- b) izotopové frakcionace,
- c) mineralogické analýzy,
- d) relace k obsahům organických polutantů s čistě antropogenním původem,
- e) relace k dalším biologickým indikátorům znečištění (mechorosty).

a) Magnetická susceptibilita je vhodným a instrumentálně relativně nenáročným prostředkem pro určení antropogenního znečištění prostředí (PETROVSKÝ et al. 2000, KAPIČKA et al. 2001). Metoda sleduje přítomnost a koncentrace antropogenních feromagnetik, tj. magnetických minerálů v půdě, které mohou pocházet z antropogenní činnosti, které jsou výsledným produktem oxidace pyritu při vysokoteplotním spalování uhlí a které mohou být přenášeny na různé vzdálenosti depozicí





industriálních polétavých prachů. V případě vyhodnocení je opět nutné postupovat robustním postupem s dostatečnou citlivostí k přirozeným obsahům magnetických minerálů v různých typech půd a k případným pedogenetickým změnám jejich zastoupení v půdním profilu.

b) Druhou velmi často využívanou metodou je analýza stabilních izotopů, která využívá odlišné chování stabilních izotopů téhož prvku v různých biogeochemických podmínkách při obohacení či ochuzení půdního prostředí. Využívá se srovnávacích analýz izotopického složení enviromentálních a technických materiálů či porovnání kontaminovaných a přirozených vzorků (např. horninového materiálu). Nejčastěji se využívá izotopová frakcionace olova, která může dobře rozlišovat různé typy antropogenních zdrojů, přičemž využívá poměry či normalizované poměry tří radiogenních izotopů ^{206}Pb , ^{207}Pb a ^{208}Pb v různých environmetálních matricích (půdy, sedimentární a rašelinné archivy, rostlinná pletiva) (KOMÁREK et al. 2008). VANĚK et al. (2019) ověřili využití také izotopového složení thalia pro sledování vlivu uhelného spalování. MIHALJEVIČ et al. (2019) pak používali stabilní izotopy mědi při odhadu vlivu těžby a zpracování rud na životní prostředí.

c) Metody stanovení pomocí rentgenové difrakce (XRD) patří mezi standardní postupy analýzy pevných látek a poskytují informace o fázovém (mineralogickém) složení vzorku. Odchylky mineralogického složení půd a zejména přítomnost některých mineralogických fází umožňuje určit antropogenní zdroje kontaminace. Často se využívá porovnání mineralogické analýzy technologických vzorků např. polétavého prachu či popílku a mineralogické analýzy půd či jiných enviromentálních cílových matric. GREGUREK et al. (1998) prokázali, že mineralogii polétavého prachu lze úspěšně použít pro trasování různých emisních zdrojů.

d) Bylo prokázáno, že porovnání distribuce rizikových prvků s dalšími cizorodými vstupy do půd (typu perzistentních organických polutantů) může být indikativní pro odhad původu, neboť excesivní kumulace těchto látek mohou určovat různé antropické vlivy (pesticidy – vliv zemědělství, polyaromatické uhlovodíky a polychlorované dibenzo-p-dioxiny/furany – atmosférické vstupy ze spalovacích procesů). Porovnání plošné prostorové distribuce prvků (či různých asociací prvků) s imisními charakteristikami (obsahy kovů či organických polutantů v prašném spadu) či s koncentracemi v půdě umožňuje lépe definovat potencionální oblasti s vlivem antropogenních vstupů (VÁCHA et al. 2015). Nástroj **SoilPass** umožňuje jednoduše vizuálně porovnávat koncentrační povrchy různých typů polutantů či rizikových prvků, a tím indikovat převládající původ zvýšených obsahů těchto látek. Podobně může být nápomocná analýza organických látek při sledování vertikálních profilů v dynamickém prostředí převrstvených materiálů – např. ve fluvialních sedimentech (FIKAROVÁ et al. 2018) či erozních akumulacích (ZADOROVÁ et al. 2023), kde přispívají k odlišení antropogenně kontaminovaných vrstev sedimentů, a tím k nepřímému datování sedimentárních profilů.

e) Některé druhy terestrických mechorostů se často využívají k biomonitoringu plošné depozice těžkých kovů a dalších prvků (SUCHAROVÁ & SUCHARA 2004). Využití mechorostů k pasivnímu biomonitoringu zátěže prostředí vychází z jejich vhodné fyziologie, neboť nepřijímají látky kořeny,



tudíž je snazší vymezit podíl atmosférické depozice na obsahu látek v jejich stélkách (SUCHARA & SUCHAROVÁ 2004).

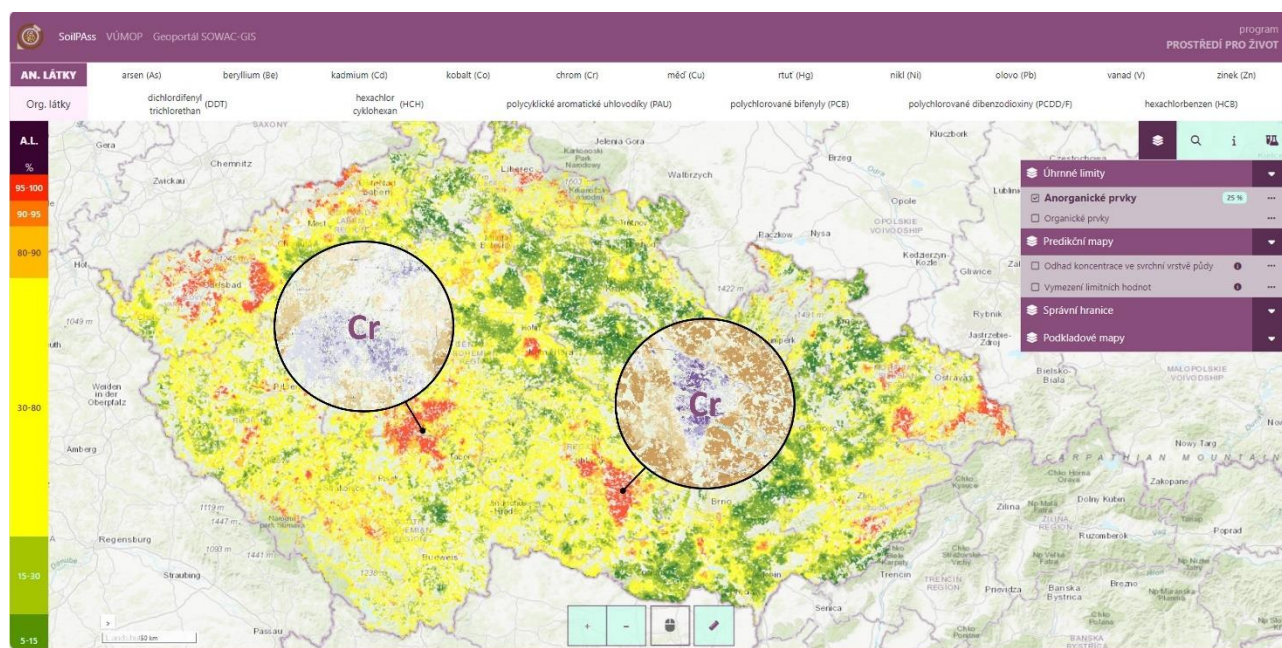
U těchto pokročilých nástrojů narůstá jejich interpretační náročnost a měla by být tedy prováděna odborníky v daných oblastech. Přičemž jejich využití lze předpokládat spíše v pokročilých fázích průzkumu, kde cílem je nejen odlišení převládajícího antropogenního či přírodního původu, ale i snaha rozlišit jednotlivé konkrétní antropogenní zdroje a zhodnotit jejich vliv na půdu, resp. životní prostředí.

5 INDIKATIVNÍ PROSTOROVÉ ROZLIŠENÍ PŘEVLÁDAJÍCÍCH ZDROJŮ V ČR

Interaktivní prostředí aplikace umožňuje velmi efektivní práci při exploraci různých prvků v zájmové oblasti. Uživatel na základě vymezení oblastí s významnou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty může dále s interaktivní aplikací pracovat tak, aby zjistil, zda nenaplnění legislativních požadavků způsobuje jeden nebo více prvků, a navíc může sledovat celkový prostorový rozsah potenciálně zvýšených hodnot. Dle toho lze dělat indikativní závěry o potenciálních zdrojích.

Na základě explorativní analýzy v rozcestníku SoilPass byly vymezeny oblasti s významným předpokladem převahy geogenního podmínění zvýšených vstupů – v těchto oblastech je předpoklad dominance geogenního příspěvku, avšak pro správné rozhodnutí je třeba také vyloučit excesivní lokální antropogenní nabohacení pomocí některých metod uvedených v předchozích kapitole 4.

Obr. 11. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny rizikových prvků – RP (červená barva) dohromady s prediktivním povrchem koncentrací Cr v areálu výskytu hornin typu durbachit



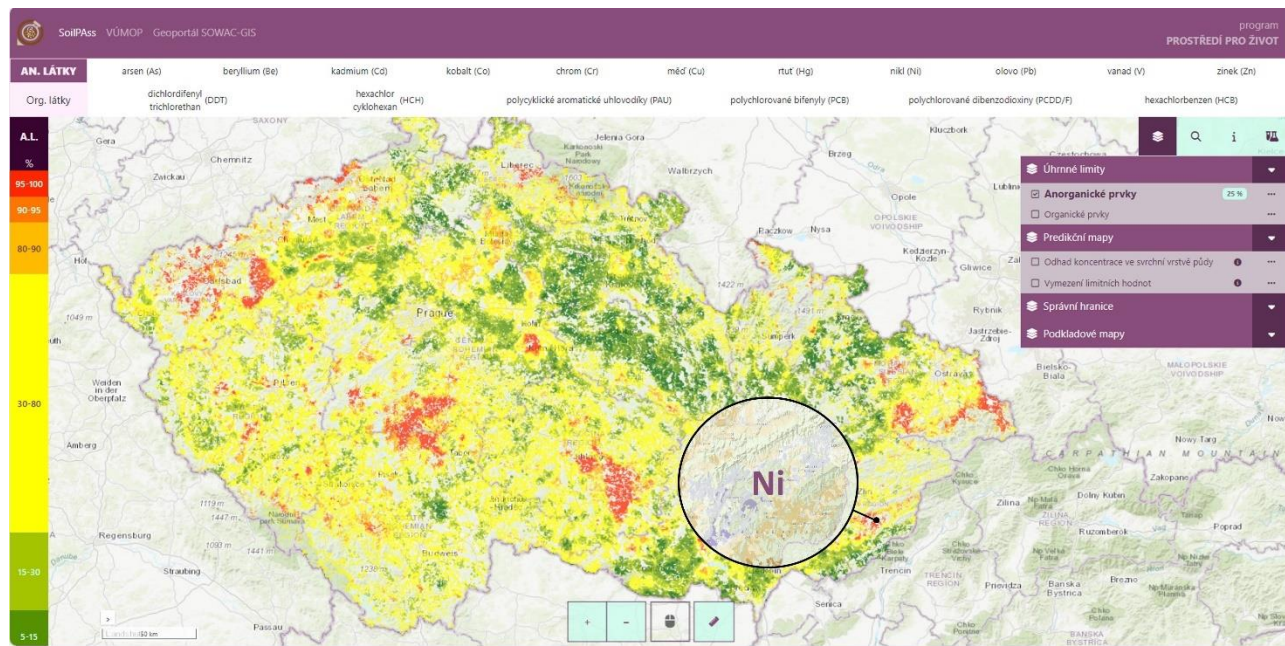
Dvě velké oblasti s významným překročením limitních hodnot jsou dobře vymezené výskytem hlubinných magmatických hornin durbachitové řady v trebičském masívu a středočeském plutonu.

Pokud bychom postupně prošli jednotlivé prvky, zjistíme, že na překročení limitních hodnot se podílí zejména Cr, méně poté lokálně Ni. Obě oblasti velmi dobře korelují s areálem výskytu hornin označovaných obecně jako durbachity, kam patří zejména melasyenity a melagranity typu Čertovo břemeno ve středočeském plutonu, resp. (grano)syenity v třebíčském masívu. Vyskytují se také v oblasti Píseckých hor či v oblasti Knížecího stolce u Boletic. Jejich specifické geochemické složení dokresluje také zvýšený obsah thoria a uranu, které spolu s radioaktivním izotopem draslíku vymezují radiometrické anomálie durbachitu.

Další významným areálem se zvýšenou pravděpodobností nenaplnění legislativních podmínek je jižní část českého flyšového pásma Západních Karpat, zejména v oblasti tzv. račanské jednotky, která je plošně nejrozsáhlejší a zároveň nejvíce okrajovou jednotkou magurské skupiny příkrovů tvořené faciálně pestrými uloženinami spodní křídly až spodního oligocénu. Uvedená skupina může obsahovat pelokarbonáty Fe a Mn, které mohou akcesoricky obsahovat autigenní (= vzniklé hlubokovodní sedimentací) sulfidické minerály a lokálně se projevuje v půdách zvýšením zejména Ni (méně Co). Pelosideritová ložiska byl v minulosti lokálně využívána a místně se objevují rozptýlené zbytky strusek. Výskyt obohacených poloh je vázán zejména na sedimentární sekvence bohaté na jílovce, přičemž výskyt zvýšených koncentrací niklu velmi dobře koreluje s výskytem této stratigrafické jednotky. Podobně zvýšené geochemicky anomální obsahy Ni byly sledovány také v některých částech slovenského (KOMANICKÁ 2009) i polského flyše (SZAREK-GWIAZDA et al. 2011).

Obr. 12. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny rizikových prvků (červená barva) dohromady s prediktivním povrchem koncentrací Ni v račanské jednotce vněkarpatského flyše

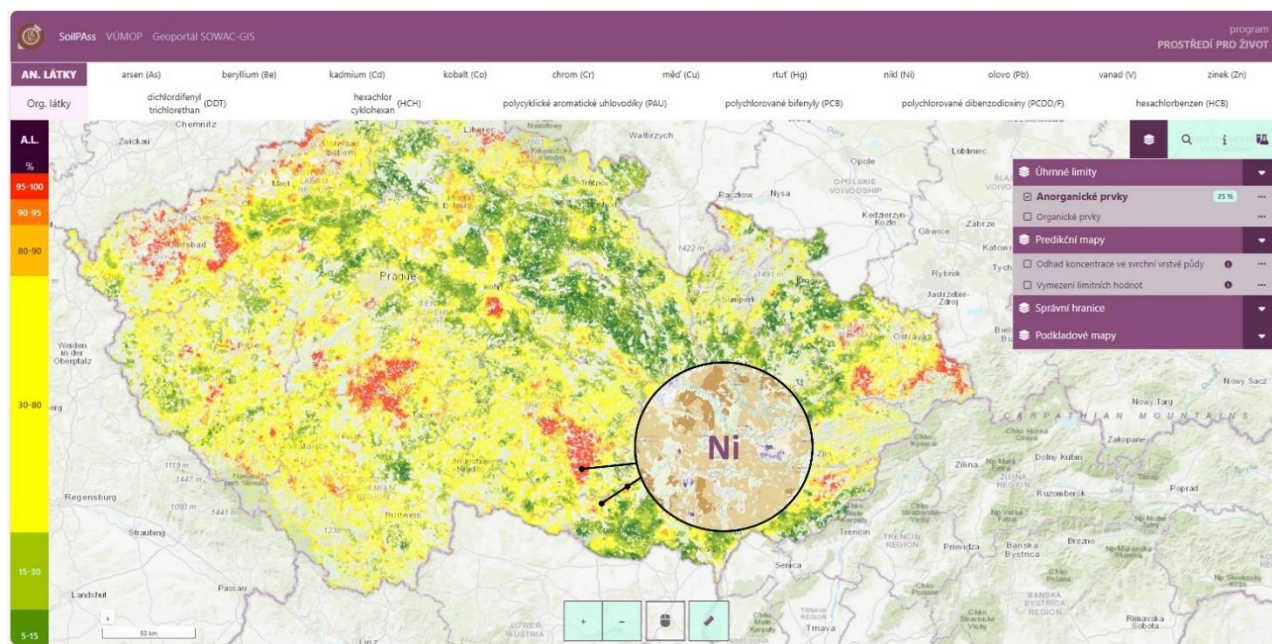
*



Samostatnou skupinu tvoří ultrabazické horniny, které se projevují anomálními obsahy zejména Ni. Nejhojnější výskyt ultrabazických těles lze sledovat v prostoru vymezeném jihovýchodním okrajem

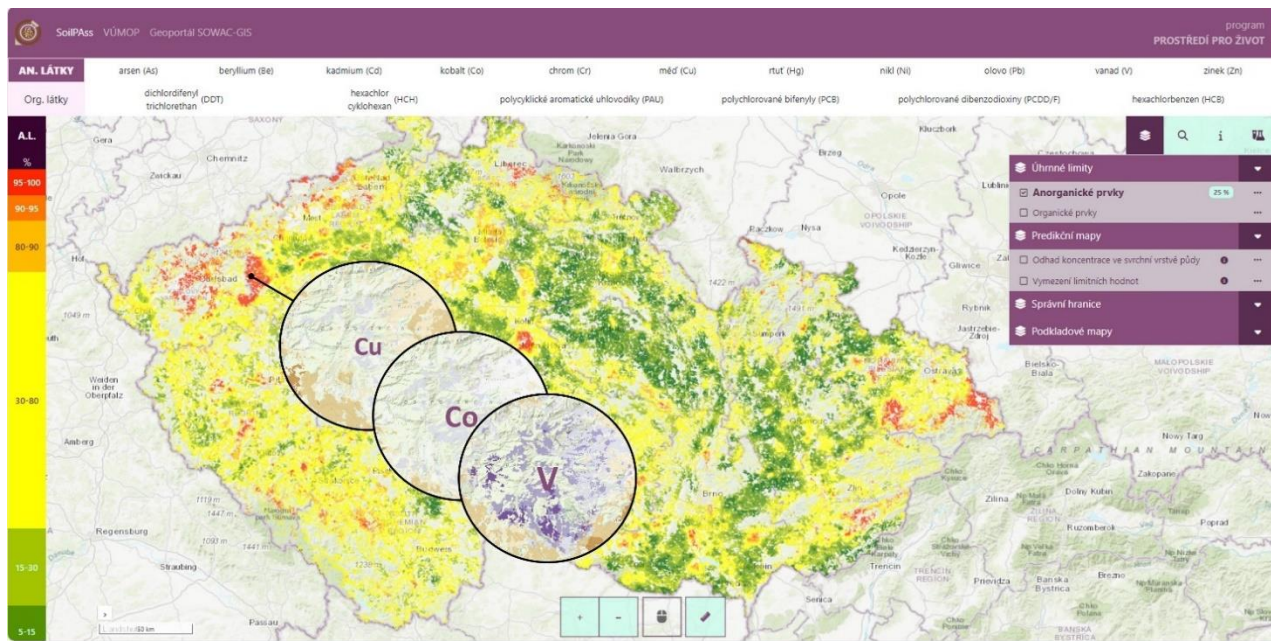
třebíčského masivu, Náměští nad Oslavou, přes Mohelno až k Moravskému Krumlovu, v jižní části směrem k obcím Hrotovice, Rouchovany, Slatina, Černín, Přeskače, Medlice a Višňové. Výskyt serpentinitů (hadců) a peridotitů prostorově dobře koreluje se zvýšenými obsahy Ni ve svrchních půdách. Lokálně se vykytují také zvýšené hodnoty Ni v těsném okolí výchozů zvětralých ultrabazických hornin v oblasti Křemže v jižních Čechách.

Obr. 13. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny RP (červená barva) dohromady s prediktivním povrchem koncentrací Ni v pásu ultrabazických výchozů Jevišovické pahorkatiny

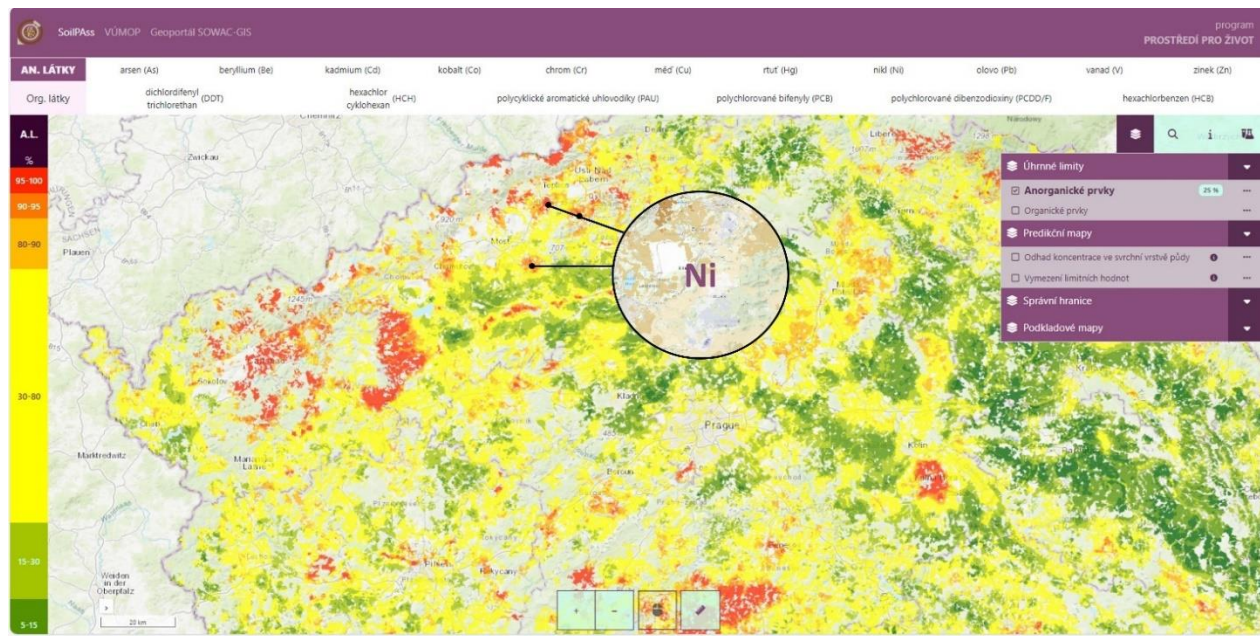


Významné geologicky podmíněné areály s kumulací zvýšených pravděpodobností nesplnění limitních hodnot utvářejí obecně půdy vyvinuté na vulkanických horninách formované třetihorním vulkanismem. Tyto horniny mají prokazatelně vyšší hodnoty svrchní meze statistické variability v ČR pro Cu, V, Co a Ni – viz Tab. 3. pro substrátově diferenciované hodnoty svrchních mezí statistické variability. Jedná se zejména o oblast Doupovských hor, kterou vymezuje dobře ohraničený výskyt zvýšených obsahů Co, Cu a V a která je petrograficky vymezena polohami pyroklastických uloženin i efuzivních (výlevných) hornin lávových proudů. Druhou významnou oblastí s výskytem vulkanitů je České středohoří, které nedefinuje jednotná geochemická signatura. Tvoří ho rozsáhlé území s četnými sopečnými kužely, neogenními či kvartérními usazeninami. Pestrou stavbu lze sledovat také u vulkanických těles. Na základě mapování chemických vlastností hornin bylo vyčleněno několik litostratigrafických formací. Z hlediska obsahu stopových prvků sledují rozdíly v obsazích Ni, Co, Cr rozdělení na bazaltoidy (většinou basanity, méně nefelinity) s vyššími obsahy těchto prvků a na trachybazalty a trachyandezity s nižšími obsahy těchto stopových prvků. První skupina se silně projevuje v oblasti pozdně miocenních intruziv v okolí Bíliny a Mostu, kde se regionálně projevuje zvýšením obsahů Ni ve svrchních vrstvách půdy (lokálně poté zvýšením V, Co, Cr) (CAJZ et al. 1999).

Obr. 14. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny RP (červená barva) dohromady s prediktivním povrchem koncentrací Co, Cu, V na vulkanickém podloží Doupovských hor



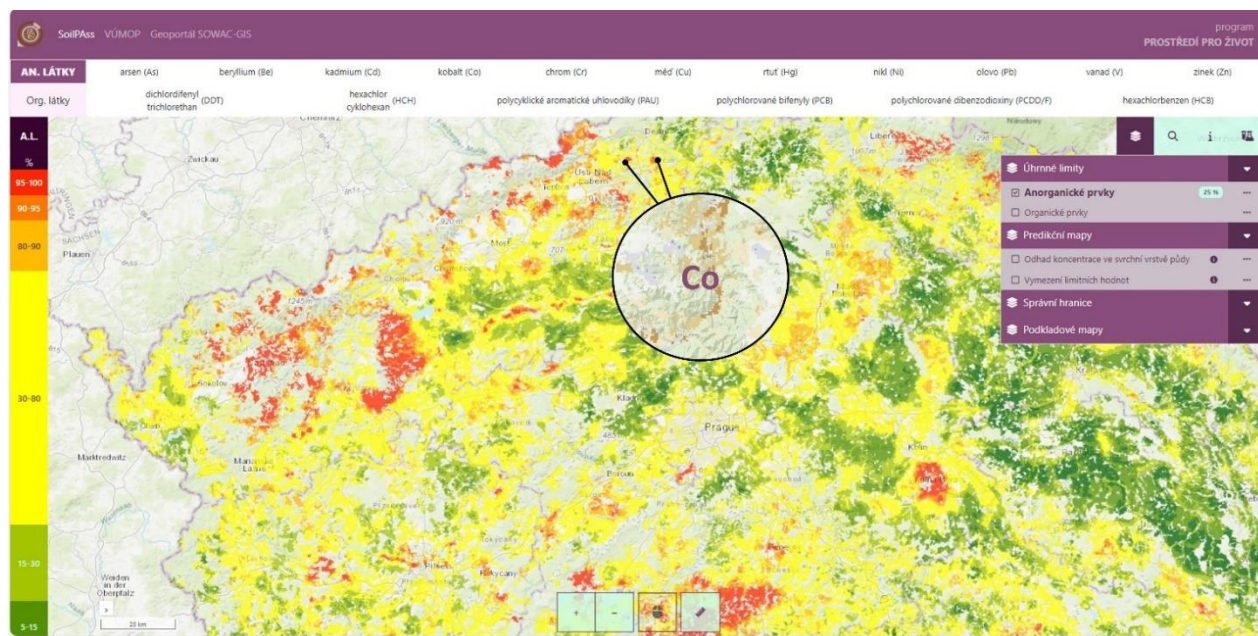
Obr. 15. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny RP (červená barva) dohromady s prediktivním povrchem koncentrací Ni na bazaltovém podloží Českého středohoří



V oblasti trachybazaltových pyroklastik v severovýchodní části České středohoří lze sledovat regionální projevy ve svrchních vrstvách půdy zvýšením Co (lokálně poté Ni, V a Cr). Tyto rozdíly odrážejí rozdíly

mezi jednotlivými částmi České středohoří, nicméně celá oblast je velmi pestrá z hlediska geologického podloží, navíc s rostoucím vlivem antropogenních vstupů směrem k pánevní oblasti.

Obr. 16. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny RP (červená barva) dohromady s prediktivním povrchem koncentrací Ni na trachybazaltovém podloží Českého středohoří

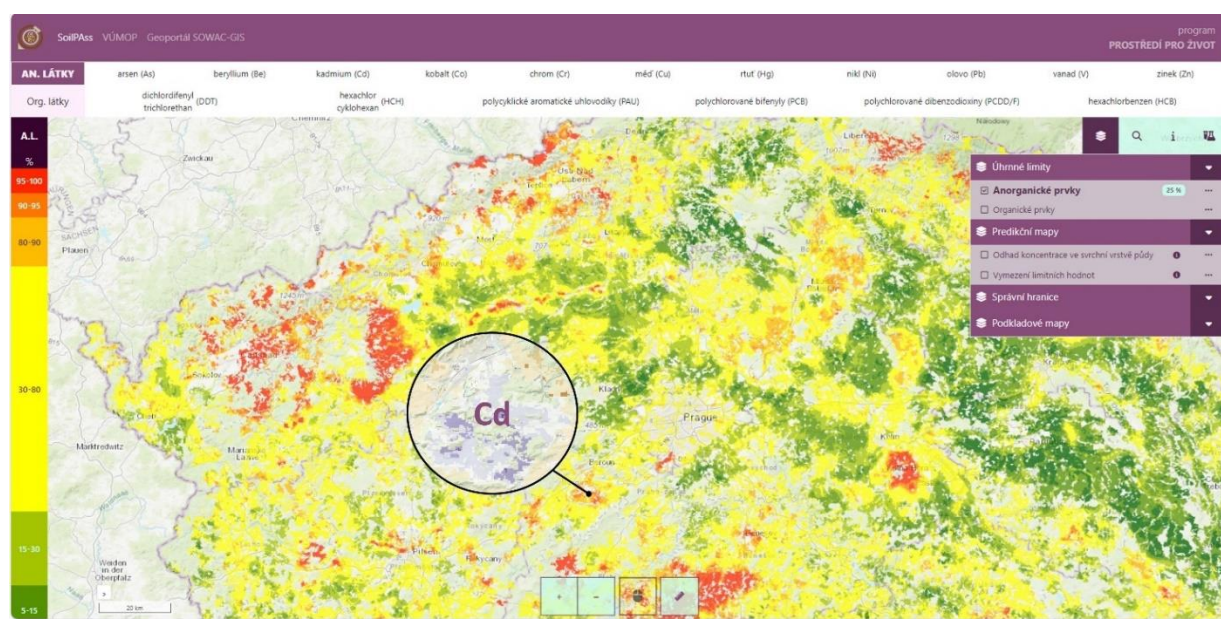


V pánevní a horské oblasti Krušných hor pak dochází k výrazné interferenci podloží, rudních zón a vstupů ze spalování fosilních paliv, což podmiňuje vrstvení pokročilejší metod pro in-situ rozlišení původu kontaminace. Nicméně, v oblasti Sokolovska lze sledovat společný výskyt zvýšených obsahů As a Be, přičemž právě Be i As jsou v lignitech ze sokolovské pánve silně zvýšené. Zatímco průměry v severočeském uhlí jsou pro As, resp. Be cca 40 mg/kg, v sokolovské pánvi se průměrné obsahy pohybují 333 resp. 524 mg/kg (PEŠEK et al. 2005). Je tedy logické, že zvýšené obsahy jsou pod přispěvkem spalování místního lignitu. Nicméně místní půdy obecně vykazují společný znak zvyšujících se obsahů Be a As směrem do vyšších hloubek. To ukazuje, že i přes přispěvek spalovacích procesů se oba prvky přirozeně vyskytují v různých typech půd na různých matečných substrátech, a to jak v pánevních sedimentech, tak i v žulových horninách Slavkovského lesa.

Ve vrcholových partiích celých Krušných Hor se zvýšené obsahy As setkávají s přirozeně zvýšenými obsahy v rudních zónách nejen u As, ale zejména také u Pb. V těchto oblastech došlo v minulosti k extenzivním změnám vlivem samotné historické těžby, což ztěžuje rozlišení původu znečištění (viz. Kapitola 2.1.2). Obecně zvýšené obsahy As provázejí výskyt a těžbu polymetalických zrudnění v různých částech ČR (Krušné Hory, Kutnohorský, Příbramský, Havlíčkovobrodský, Rudná pod Pradědem, Nalžovské Hory), dále hojně doprovází výskyt Au-mineralizace vázané na metamorfované vulkano-sedimentární komplexy s průniky variských granitoidů (Jílové, Mokrsko, Čelina, Roudný), výskyt Sb-Au mineralizace (Krásná Hora, Milešov, Příčovy), Au-W mineralizaci (Hartmanicko, Kašperské Hory, Kvilda, Kasejovice), W-mineralizaci (Malý Bor-Vrbík, Nekvasovy-Chlumy) či přímo výskyt primárních arzenových rud v křemenných žilách (Krušné Hory, Rychlebské Hory – Javorník, Bílá Voda navazující na polský Złoty

Stok). Ve vazbě na tyto výskyty lze sledovat zvýšené obsahy As ve svrchních půdách, přičemž rozlišení převládajícího původu v těchto oblastech není triviální a mělo by spoléhat na in-situ kombinaci více metodologických přístupů. Neboť ačkoliv prokazatelně v těchto lokalitách se vyskytují zvýšené pozadíové hodnoty (které se potvrzují ve vertikálních distribucích), je třeba princip předběžné opatrnosti a odlišení rozvláčených materiálů z historicky deponovaných těžebních odpadů. Odpovědným přístupem tedy nejen potvrzení přirozených vstupů z pozadí, ale také vyloučení přítomnosti silně mobilních fází prvku odkazující na zvýšené technické nebohacení a změny chování prvku ve svrchních vrstvách půdy. Lokální výskyty geogenních anomálií As byly sledované ve svrchních vrstvách půd vyvinutých na tonalitech u Kolovče a také na granodioritech sedlčanského typu, kde se vyskytují zvýšené obsahy As bez prokazatelného vlivu lidské činnosti. Zvýšené obsahy As provázejí celý pás nezalesněných půd vrchní části Šumavy a části podhůří Šumavy s vlivem rozsypových poloh zlatonosné mineralizace, která hojně prostupuje místní křemenné žíly v pásu od Kvildy směrem ke Kašperským Horám, dále k Hartmanicím a postupně až k Velharticím. Výskyt je charakteristický vyrovnanými distribucemi As ve vertikálním profilu s blízkostí hodnot u horní meze statistické variability koncentrací v ČR (SKÁLA et al. 2011).

Obr. 17. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny RP (červená barva) spolu s prediktivním povrchem koncentrací Cd pro liteňské souvrství organogenních vápenců Českého krasu

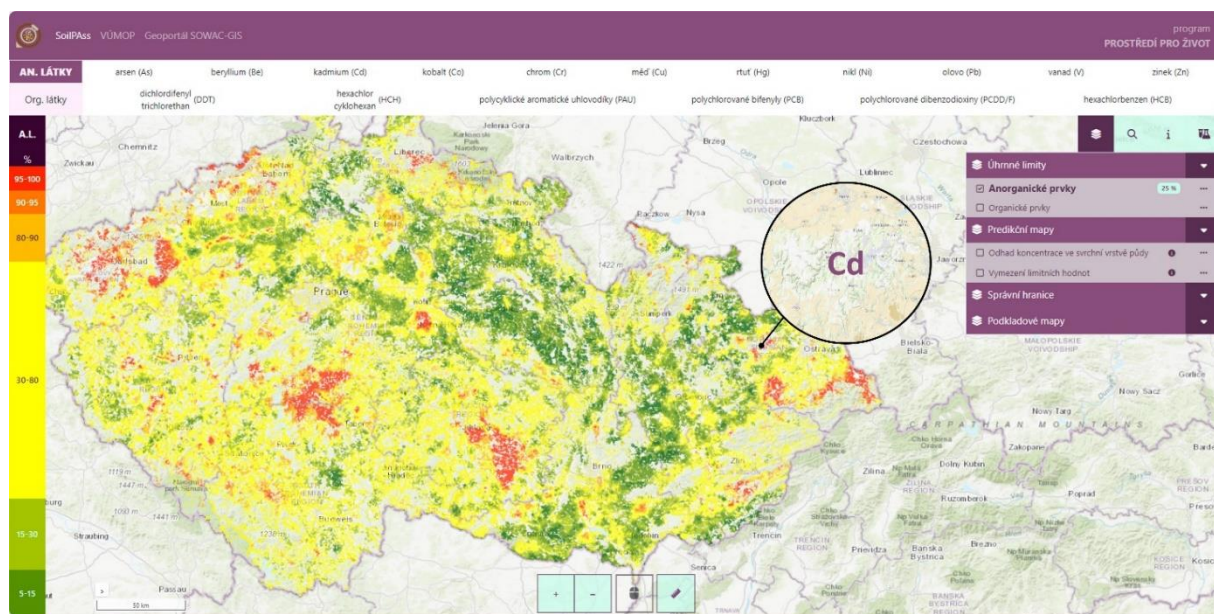


Geogenně zvýšené obsahy Cd většinou provází jílové sedimenty mořské geneze (zejména tmavé břidlice), pro které je typická vazba Cd na sulfidickou frakci sedimentů (pyrit, sfalerit) (KABATA-PENDIAS & PENDIAS 2001). To potvrzují i hodnoty v Tab. 3 (strana 23–24), kde paleozoické a kulmské tmavé břidlice spolu s vápnitými pevnými horninami vykazují nejvyšší hodnoty horních mezí statistické variability v souboru zemědělských půd ČR. Jejich výskyty prokazatelně provázejí zvýšené hodnoty Cd zejména v částech Nížkého Jeseníku, Barrandienu a v Českém krasu. Zvýšené pole koncentrací Cd lze

také sledovat v oblastech dolního Pojizeří (vápnité nekonsolidované sedimenty) či v oblastech pod vlivem lokálního průmyslu (Příbram, Kutná Hora – těžba a zpracování kovů, Jablonecko – tavení skla). Převládající geologický vliv lze pro Cd jednoznačně určit pro oblast liteňské souvrství Českého krasu, kde silurské a devonské epochy vedly k sedimentaci barrandienských karbonátů, které mohly být pod vlivem podmořským vulkanických událostí a biokoncentračních pochodů obohaceny o Cd, kdy se hovoří o tzv. zrudnění organogenních vápenců, kdy rudní minerály jsou volně rozptýleny v usazeninách, obalují a pronikají do schránek fosilií a jejich úlomků.

Ostatní výskyty mají souvislost s vulkano-sedimentární genezí Fe-ložisek nebo jsou pod vlivem hutnictví. Zvýšené obsahy Cd ve flyšové facii spodního karbonu na území severní Moravy (označované v geologické literatuře jako kulmské sedimenty) lze považovat za projevy zmíněné mořské geneze, neboť jsou tvořeny hlubokovodními turbidity (jílovité břidlice a droby) s potenciálním vlivem lokálního podmořské vulkanismu na lokální sulfidické zrudnění poloh (Chabičov, Horní Benešov).

Obr. 18. Oblasti se zvýšenou pravděpodobností překročení alespoň jedné limitní hodnoty ze skupiny RP (červená barva) spolu s prediktivním povrchem koncentrací Cd pro kulmské břidlice v oblasti Nížkého Jeseníku



Podobnou genezi lze sledovat také v oblastech Barrandienu, kde paleozoické Fe-rudy mořského původu prostupují komplexy sedimentů ordovického staří. Tyto rudy vznikaly hromaděním sedimentů původem ze zvětrávajících paleozoických vulkanitů při transgresi ordovického moře a jsou hojně doprovázeny zvýšenými obsahy Cd i ve svrchních vrstvách půdy. Tato mineralizace vystupuje v různých částech Barrandienu (Zdice – Krušná hora, Hořovicko – Komárov, Radnicko – Chlum, Hřebečnický, Rokycansko – Ejpovice, Mirošov) či ve středočeského plutonu (Kokšín u Nových Mitrovic). Vulkano-sedimentární ložiska železných rud však byla lokálně těžena a místně zpracovávána, proto i v této oblasti je významný příspěvek vlivu lokálního historického hutnictví. Podobně je tomu u Merklína u Přeštice, kde zvýšené obsahy Cd provázejí historické ložisko těžby uhlí a zpracování rud stříbra a zinku (Cd často doprovází sfalerit). Podobnou genezi jako Cd lze částečně sledovat u Hg, kdy jsou lokálně



zvýšené obsahy Hg také v návaznosti na výskyt některých vulkano-sedimentárních Hg-zrudnění na Plzeňsku (Hořovicko), případně na lokální výskyt a zpracování Fe-rud (Heřmanova Huť). Nicméně plošně nejrozsáhlejší výskyt zvýšených koncentrací Hg lze sledovat v oblasti Nového Jičína, která je antropogenního původu a předpokládá se, že je výsledkem rozvláčení odpadů po zpracovávání kůží a plsti rtuťnatými činidly. Zvýšené obsahy Cd v Moravskoslezských Beskydech v rytmicky střídajících se flyšových vrstvách nebyly potvrzeny jako geologicky podmíněné a vertikální profily ukazují spíše na vliv difúzního znečištění ze slezských hutních center. Nicméně pokud porovnáme rozsah zvýšených obsahů Cd a Pb, je pole zvýšených obsahů Cd výrazně rozlehlejší a mnohem více posunuto směrem do Moravskoslezských Beskyd, zatímco u Pb je omezeno na bližší okolí zejména Třince. V případě těchto oblastí je potřeba využít širší škály nástrojů pro případné rozlišení původu. Podobně podrobnější analýzu si zasluhují mírně zvýšené obsahy Cd v oblasti dolního Pojizeří, kde se střídají kvartérní sedimenty s turonskými mělko-vodními sedimenty (slínovce, jílovité a vápnité pískovce aj.), zároveň je tato oblast dlouhodobě intenzivně zemědělsky využívána s vysokou mírou zornění. V české geologické literatuře nejsou záznamy o zvýšených obsazích Cd v turonských sedimentech, zároveň LOCHOVSKÝ & ECKHARDT (2009) i SKÁLA et al. (2014) zaznamenali při studiu vertikálních profilů nivních půd Jizery obecně pouze navýšení obsahů Cd ve svrchních částech oproti nižším hloubkám, což by ukazovalo spíše na difúzní zdroje v intenzivní zemědělské produkci. Podobně zvýšené obsahy Cd byly zaznamenány na svazích Jizerských hor mezi Jabloncem nad Jizerou a Tanvaldem, kde jsou zvýšené obsahy Cd provázány také zvýšením obsahů Pb se snižujícími se obsahy do hloubky, což ukazuje na převládající vliv antropogenních vstupů pravděpodobně zejména z historického sklářského průmyslu.

6 DOPLŇKOVÉ INFORMACE

6.1 Přínos certifikované metodiky a zhodnocení novosti postupu

Metodika představuje inovované stanovení srovnávacích hodnot pro hodnocení kontaminace zemědělských půd, které byly implementovány do informačního rozcestníku **SoilPass**, který uživateli nabízí interaktivní rozhraní pro dotazování na různé referenční hodnoty v oblasti hygienického stavu půd. Srovnávací hodnoty vycházejí z rozsáhlého moderního prediktivního modelování a využití progresivních statistických explorativních nástrojů. Předmětná metodika dává návod, jak efektivně využívat tento otevřený nástroj **SoilPass** k účelnému plánování vzorkovacích aktivit k ověření převládajícího původu rizikových prvků v půdách. Vypracovaná metodika představuje komplexní a shrnující náhled na problematiku metodických nástrojů pro odhad převládajícího vlivu přirozeně se vyskytujících rizikových prvků v půdním prostředí. Takovýto dokument prozatím v České republice chyběl.

6.2 Popis uplatnění metodiky

Navržený metodický postup si neklade za cíl vybrat či dokonce nařizovat jediný „správný“ postup, ale dává možnost výběru vhodného postupu na základě vypracovaných doporučení a technických možností





subjektu provádějícího hodnocení. Praktické uplatnění metodického návodu je podpořeno schválením k využití Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským. Předpokládanými beneficenty však mohou být také: příslušné orgány státní správy a samosprávy, tj. Ministerstvo životního prostředí ČR, Ministerstvo zemědělství ČR, odbory životního prostředí při krajských či obecních úřadech, další kontrolní orgány ochrany půdy a životního prostředí (např. Česká inspekce životního prostředí), poradenský sektor pro hodnocení životního prostředí, vodohospodářské subjekty, organizace zabývající se průzkumem půdního prostředí a zemědělských pozemků či výzkumné a vzdělávací instituce. Certifikovaná metodika bude volně k dispozici na znalostním portálu **SoilPass** a nabízí komplexní a volně dostupný postup, který umožní na straně aktérů managementu půdy (zejména poradenský sektor) optimalizaci metod pro případné hodnocení původu zvýšených obsahů. Na straně těchto organizací metodika nabízí ucelený návod, jak postupovat při přípravě podkladů pro terénní práce a optimalizaci následných terénních i laboratorních činností. Inovativní nástroj **SoilPass** umožňuje využívat různé diferencované referenční hodnoty, a tím bude možné explorativní postupy metodiky uplatnit jako první krok pro hodnocení úrovně kontaminace ve vymezených územích nebo i na menších plochách na podkladě existujících datových zdrojů. Výsledky tohoto prvního kroku hodnocení by měly sloužit k rozhodování, zda je účelné použití přesnějších (avšak náročnějších) metod hodnocení in-situ. Metodika také navrhuje možnosti, jak optimalizovat vlastní terénní ověření vzhledem ke konkrétním podmínkám stanoviště. Na straně rozhodovacích subjektů na různých úrovních ochrany zemědělského půdního fondu nástroj poskytne objektivní datovou základnu umožňující srovnání předkládaných informací se situací na základě dostupných vzorkování v území, ale také katalog metod (a způsob jejich vyhodnocení), které lze kombinovat k dosažení kvalifikovaného závěru o převládajícím původu zvýšených koncentrací prvků ve svrchní vrstvě půdy.

6.3 Ekonomické aspekty

Tento postup je navržen jako vrstvení různě složitých terénně-analytických úkonů, které lze zapojit pro optimální rozhodnutí. Žádný z nástrojů není univerzální tak, aby sám o sobě byl využitelný ve všech podmínkách, ale jejich kombinace umožňuje najít optimální řešení. Navržený metodický postup si neklade za cíl vybrat či dokonce nařizovat jedinou „správnou“ metodu analýzy, ale dává možnost výběru vhodného postupu na základě vypracovaných doporučení a technických možností provádějícího subjektu. Zároveň však postupně směrem k pokročilejším nástrojům narůstá jejich instrumentální, časová, odborná, a tím i ekonomická náročnost. Je proto žádoucí hned v úvodu nasměrovat jejich nasazení právě do míst, kde lze předpokládat jejich opodstatnění. Právě to umožňuje navržený metodický postup s využitím znalostního portálu **SoilPass**, který poskytuje celou řadu nástrojů pro odvození referenčních hodnot pro výběr ploch s předpokladem dalšího využití pokročilejších postupů. To přispívá k vyššímu standardu informačního zabezpečení problematiky hygienického stavu půdy z odborného i ekonomického hlediska, neboť jsou do oblasti laboratorního analytického sledování stavu půdy investovány soukromé (při managementu půdy a plnění legislativních podmínek) i veřejné prostředky (dlouhodobě programy sledování stavu půdy).





6.4 Odborné publikace předcházející certifikovanou metodiku

- Vácha R, Němeček J, Podlešáková E. 2002. Geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risky elements. *Rostlinná výroba* 48: 441–447. <https://doi.org/10.17221/4393-PSE>
- Vácha R, Macurová H, Javůrková H, Čechmánková J, Skála J, Kuba P. 2009. Pravidla pro odběr vzorků a operativní stanovení vybraných forem As v půdě. *Certifikovaná metodika*, VÚMOP v.v.i, 45 s. ISBN 978-80-87361-01-6.
- Skála J, Vácha R, Čechmánková J. 2011. Evaluation of arsenic occurrence in agricultural soils of the Bohemian Forest region. *Silva Gabreta* 17 (2): 55–67.
- Vácha R, Sánka M, Sánka O, Skála J, Čechmánková J. 2013. The Fluvisol and sediment trace element contamination level as related to their geogenic and anthropogenic source. *Plant, Soil and Environment* 59(3): 136–142. <https://doi.org/10.17221/723/2012-PSE>
- Vácha R, Sánka M, Hauptman I, Zimová M, Čechmánková J. 2014. Assessment of limit values of risk elements and persistent organic pollutants in soil for Czech legislation. *Plant, Soil and Environment* 60: 191–197. <https://doi.org/10.17221/909/2013-PSE>
- Vácha R, Skála J, Čechmánková J, Horváthová V, Hladík J. 2015. Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* 15 (8): 1813–1824. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1120-8>
- Žížala D, Minařík R, Vašát R, Skála J, Juřicová A, Zádorová T, Penížek V, Beitlerová H. 2020. Tvorba půdních map pedometrickými metodami. *Certifikovaná metodika*, VÚMOP v.v.i., 130 s., 978-80-88323-34-1
- Skála J, Boahen F, Száková J, Vácha R, Tlustoš P. 2021. Arsenic and lead in soil: impacts on element mobility and bioaccessibility. *Environmental Geochemistry and Health* 44: 943–959. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01008-8>
- Žížala D, Minařík R, Skála J, Beitlerová H, Juřicová A, Reyes Rojas J, Penížek V, Zádorová T. 2022. High-resolution agriculture soil property maps from digital soil mapping methods. Czech Republic. *Catena* 212: 106024. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106024>
- Grygar MT, Elznicová J, Tůmová Š, Kylich T, Skála J, Hron K, Álvarez-Vázquez MA. 2023. Moving from geochemical to contamination maps using incomplete chemical information from long-term high-density monitoring of Czech agricultural soils. *Environmental Earth Sciences* 82: 6. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10692-3>





7 LITERÁRNÍ ZDROJE

- Adriano DC.** 2001. Trace elements in terrestrial environments. 2nd edition, Springer, 677 s. ISBN 978-0-387-98678-4.
- Ahrens LH.** 1954. The Lognormal Distribution of the Elements. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 6: 121–131. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(54\)90040-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(54)90040-X)
- 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. <http://www.jstor.org/stable/2345821>
- Alloway BJ.** 1990. Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow and London, 339 s. ISBN 978-94-010-4586-5.
- Ander EL, Johnson CC, Cave MR, Palumbo-Roe B, Nathanail CP, Lark RM.** 2013. Methodology for the determination of normal background concentrations of contaminants in English soil. *Science of the Total Environment* 454–455: 604–618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.005>
- 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. *Science of the Total Environment* 264: 127–139. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00615-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00615-X)
- Bartoňová A.** 2004. Aktuální otázky znečištění ovzduší. Praha, Univerzita Karlova, 216 s. ISBN 80-239-2187-8.
- Bednářová Z, Kalina J, Hájek O, Saňka M, Komprdová K.** 2016. Spatial distribution and risk assessment of metals in agricultural soils. *Geoderma* 284: 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.021>
- Beneš S.** 1994. Obsahy a balance prvků ve sférách životního prostředí, I. část, MZe ČR, Praha, 159 s.
- Brunsdon C, Fotheringham AS, Charlton M.** 2002. Geographically weighted summary statistics — a framework for localised exploratory data analysis. *Computers, Environment and Urban Systems* 26(6): 501–524. [https://doi.org/10.1016/S0198-9715\(01\)00009-6](https://doi.org/10.1016/S0198-9715(01)00009-6)
- Brys G, Hubert M, Struyf A.** 2003. A comparison of some new measures of skewness, In: Dutter R, Filzmoser P, Gather U, Rousseeuw PJ. (Eds.) *Developments in Robust Statistics*. Physica-Verlag Heidelberg, s. 98–113. https://doi.org/10.1007/978-3-642-57338-5_8
- Cajz V, Vokurka K, Balogh K, Lang M, Ulrych J.** 1999. The České středohoří Mts.: Volcanostratigraphy and geochemistry. *Geolines* 9: 21–28.
- Carling K.** 2000. Resistant outlier rules and the non-Gaussian case. *Computational Statistics & Data Analysis* 33: 249–258. [https://doi.org/10.1016/S0167-9473\(99\)00057-2](https://doi.org/10.1016/S0167-9473(99)00057-2)
- Covelli S, Fontolan G.** 1997. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology* 30: 34–45. <https://doi.org/10.1007/s002540050130>





- Čupr P, Bartoš T, Sáníka M, Klánová J, Mikeš O, Holoubek I. 2010. Soil burdens of persistent organic pollutants – Their levels, fate and risks. Part III. Quantification of the soil burdens and related health risks in the Czech Republic. *Science of the Total Environment* 408: 486–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.049>
- Davies TM, Baddeley A. 2018. Fast computation of spatially adaptive kernel estimates. *Statistics and Computing* 28(4): 937–956. <https://doi.org/10.1007/s11222-017-9772-4>
- Egozcue JJ, Pawlowsky-Glahn V, Mateu-Figueraz G, Barceló-Vidal C. 2003. Isometric logratio transformations for compositional data analysis. *Mathematical Geology* 35: 279–300. <https://doi.org/10.1023/A:1023818214614>
- Elvidge CD, Zhizhin M, Ghosh T, Hsu FC, Taneja J. 2021. Annual time series of global VIIRS nighttime lights derived from monthly averages: 2012 to 2019. *Remote Sensing* 13(5): 922. <https://doi.org/10.3390/rs13050922>
- Fabian K, Reimann C, De Caritat, P. 2017. Quantifying diffuse contamination: method and application to Pb in soil. *Environmental Science & Technology* 51: 6719–6726. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00741>
- Fikarová J, Kříženecká S, Elznicová J, Faměra M, Lelkova T, Matkovič J, Grygar TM. 2018. Spatial distribution of organic pollutants (PAHs and polar pesticides) in the floodplain of the Ohře (Eger) River, Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* 18(1): 259–275. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1807-0>
- Gallant JC, Dowling TI. 2003. A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas. *Water Resources Research* 39(12). <https://doi.org/10.1029/2002WR001426>
- Goldschmidt VM. 1937. The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks. *Journal of the Chemical Society*: 655–673. <https://doi.org/10.1039/JR9370000655>
- Gollini I, Lu B, Charlton M, Brunsdon C, Harris P. 2015. GWmodel: an R Package for exploring Spatial Heterogeneity using Geographically Weighted Models. *Journal of Statistical Software* 63(17): 1–50. <https://doi.org/10.18637/jss.v063.i17>
- Gower JC. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27: 857–871. <https://doi.org/10.2307/2528823>
- Gray JM, Bishop TFA, Wilford JR. 2016. Lithology and soil relationships for soil modelling and mapping. *Catena* 147: 429–440. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.045>
- Gregurek D, Reimann C, Stumpfl EF. 1998. Mineralogical fingerprints of industrial emissions - an example from Ni mining and smelting on the Kola Peninsula, NW Russia. *Science of the Total Environment* 221: 189–200. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00293-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00293-9)
- Grygar MT, Elznicová J, Tůmová Š, Kylich T, Skála J, Hron K, Álvarez-Vázquez MA. 2023. Moving from geochemical to contamination maps using incomplete chemical information from long-term high-density monitoring of Czech agricultural soils. *Environmental Earth Sciences* 82: 6. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10692-3>





- Grygar MT, 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. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.003>
- Kabata-Pendias A, Pendias H.** 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd edition, CRC Press USA, 432 s. ISBN: 978-0849366390.
- Kapička A, Jordanova N, Petrovský E, Ustjak S.** 2001. Effect of different soil conditions on magnetic parameters of power-plant fly ashes. *Journal of Applied Geophysics* 48: 93–102. [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(01\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(01)00082-9)
- Kirkwood C, Everett P, Ferreira A, Lister R.** 2016. Stream sediment geochemistry as a tool for enhancing geological understanding: an overview of new data from south west England. *Journal of Geochemical Exploration* 163: 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.01.010>
- Knésl I, Kříbek B, Mihaljevič M, Šikl J, Buda J, Lukeš P.** 2009. Kontaminace půd těžkými kovy v okolí závodu na výrobu olovnatého skla ve Světlé nad Sázavou. *Geoscience Research Reports for 2009*: 223–228.
- Komanická E.** 2009. Geogénny pôvod chrómu a niklu v pôdach a ich transfer do asimilačných orgánov drevín vo flyšovej oblasti východného Slovenska. *Acta Geologica Slovaca* 1(1): 33–38.
- Komárek M, Ettler V, Chrastný V, Mihaljevič M.** 2008. Lead isotopes in environmental sciences: a review. *Environmental International* 34(4): 562–577. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.005>
- Kubík L.** 2019. Máme aplikovat sedimenty na půdu? *Úroda* 11/2019.
- Lochovský P, Eckhardt P.** 2009. Recentní kontaminace říčních sedimentů Jizery kovy a metaloidy v porovnání s přirozeným pozadím. *VTEI - Vodního hospodářství* 51(6): 19–21.
- Matschullat J, Ottenstein R, Reimann C.** 2000. Geochemical background - Can we calculate it? *Environmental Geology* 39: 990–1000. <https://doi.org/10.1007/s002549900084>
- McKinley JM, Hron K, Grunsky EC, Reimann C, de Caritat P, Filzmoser P, van den Boogaart KG, Tolosana-Delgado R.** 2016. The single component geochemical map: fact or fiction? *Journal of Geochemical Exploration* 162: 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.12.005>
- Meinshausen N.** 2006. Quantile regression forests. *Journal of Machine Learning Research* 7(35): 983–999.
- Meloun M, Sáňka M, Němec P, Křítková S, Kupka K.** 2005. The analysis of soil cores polluted with certain metals using the Box-Cox transformation. *Environmental Pollution* 137: 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.027>
- Messerli B, Grosjean M, Hofer T, Núñez L, Pfister C.** 2000. From nature-dominated to human-dominated environmental changes. *Quaternary Science Reviews* 19(1–5): 459–479. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00075-X](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00075-X)
- Mihaljevič M, Jarošíková A, Ettler V, Vaněk A, Penížek V, Kříbek B, Chrastný V, Sracek O, Trubač J, Svoboda M, Nyambe I.** 2018. Copper isotopic record in soils and tree rings near a copper smelter,





- Copperbelt, Zambia. *Science of the Total Environment* 621: 9–17.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.114>
- Němeček J, Podlešáková E, Pastuszková M.** 1998. Použití sekvenční analýzy ke stanovení vazeb stopových prvků v půdách. *Rostlinná výroba* 44 (5): 203–207.
- Němeček J, Podlešáková E, Vácha R.** 1996. Geochemické a antropogenní zatížení půd. *Rostlinná výroba* 42 (12): 535–541.
- Němeček J, Podlešáková E, Vácha R.** 2001. Prediction of the transfer of trace elements from soils into plants, *Rostlinná výroba* 47 (10): 425–432.
- Němeček J, Vácha R, Podlešáková E.** 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 148 s. ISBN 978-80-86561-02-4.
- Němeček J, Podlešáková E, Pastuszková M.** 1996. Návrh limitů kontaminace půd perzistentními organickými xenobiotickými látkami pro ČR. *Rostlinná výroba* 42(2): 49–53.
- Nziguheba G, Smolders E.** 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the Total Environment* 390: 53–57.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.031>
- Pešek J, Bencko V, Sýkorová I, Vašíček M, Michna O, Martínek K.** 2005. Some trace elements in coal of the Czech Republic, environment and health protection implications. *Central European Journal of Public Health* 13(3): 153–158. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16218333/>
- Petrovský E, Kapička A, Jordanova N, Knab M, Hoffmann V.** 2000. Low-field magnetic susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems. *Environmental Geology* 39: 312–318. <https://doi.org/10.1007/s002540050010>
- Podlešáková E, Němeček J, Hálová G.** 1996. Návrh limitů kontaminace půd potenciálně rizikovými stopovými prvky pro ČR. *Rostlinná výroba* 42(3): 119–125.
- Podlešáková E, Němeček J, Vácha R.** 2002. Critical values of trace elements in soils from the viewpoint of the transfer pathway soil - plant. *Rostlinná výroba* 48(5): 193–202. <https://doi.org/10.17221/4224-PSE>
- Poggio L, De Sousa LM, Batjes NZ, Heuvelink GBM, Kempen B, Ribeiro E, Rossiter D.** 2021. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *Soil* 7: 217–240.
<https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>
- Poláková Š, Kubík L, Prášková L, Houček J, Malý S, Fiala J.** 2022. Kontrola a monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích. ÚKZÚZ Brno, 101 s.
- Prášková L, Němec P.** 2018. Sledování kvality zemědělské půdy na pozemcích po aplikaci kalů ČOV 1996–2017, ÚKZÚZ Brno, 41 s.
- Quantin C, Ettler V, Garnier JJ, Šebek O.** 2008. Sources and extractibility of chromium and nickel in soil profiles developed on Czech serpentinites. *Comptes Rendus Géoscience* 340: 872–882.
<https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.07.013>





- Reimann C, Arnoldussen A, Engelmaier P, Filzmoser P, Finne TE, Garrett RG, Keller F, Nordgulen O.** 2007. Element concentrations and variations along a 120-km transect in southern Norway-Anthropogenic vs. geogenic vs. biogenic element sources and cycles. *Applied Geochemistry* 22: 851–871. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.12.019>
- Reimann C, De Caritat P.** 2017. Establishing geochemical background variation and threshold values for 59 elements in Australian surface soil. *Science of the Total Environment* 578: 633–648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.010>
- Reimann C, Filzmoser P, Garrett RG, Dutter R.** 2008. Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester (UK), 368 s. ISBN 978-0-470-98581-6.
- Reimann C, Filzmoser P.** 2000. Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. *Environmental Geology* 39: 1001–1014. <https://doi.org/10.1007/s002549900081>
- Reimann C, Garrett RG.** 2005. Geochemical background – concept and reality. *Science of the Total Environment* 350(1–3): 12–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047>
- Richter DD, Markewitz D.** 1995. How deep is soil? *BioScience* 45(9): 600–609.
- Sáňka M, Hofman J, Vácha R, Čupr P, Čechmánková J, Sáňka O, Mikeš O, Skála J, Horváthová V, Šindelářová L, Vašíčková J, Nečasová A.** 2015. Metodické postupy k omezení vstupu rizikových látek do rostlinné produkce v oblastech postižených periodickými povodněmi. *Certifikovaná metodika*, Praha, 52 s. ISBN 9788087361399.
- 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.
- Skála J, Vácha R, Čechmánková J.** 2011. Evaluation of arsenic occurrence in agricultural soils of the Bohemian Forest region. *Silva Gabreta* 17(2): 55–67.
- Sucharová J, Suchara I, Holá M, Maříková S, Reimann C, Boyd R, Filzmoser P, Englmaier P.** 2012. Top-/Bottom-soil ratios and enrichment factors: what do they really show? *Applied Geochemistry* 27(1): 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.09.025>
- Sucharová J, Suchara I.** 2004. Distribution of 36 element deposition rates in a historic mining and smelting area as determined through fine-scale biomonitoring techniques. Part I: Relative and absolute current atmospheric deposition levels detected by moss analyses. *Water, Air, & Soil Pollution* 153: 205–228. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000019915.70739.bf>
- Szákóvá J, Tlustoš P, Balík J, Pavlíková D, Baliíková M.** 2001. Porovnání slabých extrakčních činidel pro stanovení rostlinou přijatelného podílu As, Cd a Zn v půdě. *Chemické Listy* 95: 179–183.
- Szákóvá J, Tlustoš P, Balík J, Pavlíková D, Vaněk V.** 1999. The sequential analytical procedure as a tool for fractionation of As, Cd and Zn mobility in soil. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 363: 594–595. <https://doi.org/10.1007/s002160051255>





- Szarek-Gwiazda E, Czaplicka-Kotas A, Szalinska E.** 2011. Background concentrations of nickel in the sediments of the Carpathian dam reservoirs (Southern Poland). *Clean-Soil Air Water* 39: 368–375. <https://doi.org/10.1002/clen.201000114>
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M.** 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51: 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Tukey JW.** 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Reading, MA, 688 s. ISBN 978-0-201-07616-5.
- Vácha R, Macurová H, Javůrková H, Čechmánková J, Skála J, Kuba P.** 2009. Pravidla pro odběr vzorků a operativní stanovení vybraných forem As v půdě. *Certifikovaná metodika*, VÚMOP, 45 s. ISBN 978-80-87361-01-6.
- Vácha R, Němeček J, Podlešáková E.** 2002. Geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risky elements. *Plant, Soil and Environment* 48(10): 441–447. <https://doi.org/10.17221/4393-PSE>
- Vácha R, Sánka M, Sánka O, Skála J, Čechmánková J.** 2013. The Fluvisol and sediment trace element contamination level as related to their geogenic and anthropogenic source. *Plant, Soil and Environment* 59(3): 136–142. <https://doi.org/10.17221/723/2012-PSE>
- Vácha R, Skála J, Čechmánková J, Horváthová V, Hladík J.** 2015. Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* 15: 1813–1824. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1120-8>
- Vaněk A, Grösslová Z, Mihaljevič M, Trubač J, Ettler V, Teper L, Cabala J, Rohovec J, Zádorová T, Penížek V, Pavlů L.** 2016. Isotopic tracing of thallium contamination in soils affected by emissions from coal-fired power plants. *Environmental Science & Technology* 50(18): 9864–9871. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01751>
- Viscarra Rossel RA, Mcbratney AB, Minasny B.** 2010. Proximal Soil Sensing. *Progress in Soil Science*. Springer, 448 s. ISBN 978-90-481-8858-1. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-8859-8>
- Zádorová T, Penížek V, Lisá L, Koubová M, Žížala D, Tejnecký V, Drábek O, Kodešová R, Fér M, Klement A, Nikodem A, Reyes Rojas J, Vokurková P, Pavlů L, Vaněk A, Moska P.** 2023. Formation of Colluvisols in different soil regions and slope positions (Czechia): Stratification and upbuilding of colluvial profiles. *Catena* 221. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106755>
- Zbírál J, Honsa I, Malý S, Čižmár D.** 2004. *Analýza půd III. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský*, Brno, 199 s. ISBN 80-86548-60-0.
- Zeien H, Brümmer GW.** 1989. Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbildungsformen in Böden. *Mitteilungen der Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft* 59: 505–510.
- Zhang H, Davison W, Knight B, McGrath S.** 1998. In situ measurements of solution concentrations and fluxes of trace metals in soils using DGT. *Environmental Science & Technology* 32(5): 704–710. <https://doi.org/10.1021/es9704388>

