

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

UTSS



Bakalářská práce

Dopady kontaminantů na půdní prostředí

Vedoucí práce: Ing. Martin Kovář

Bakalant: Jana Novotná

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jana Novotná

Krajinářství

Územní technická a správní služba

Název práce

Dopady kontaminace půdy na půdní prostředí

Název anglicky

The impacts of soil contamination on the soil environment

Cíle práce

Cílem práce je provedení podrobného přehledu kontaminantů ovlivňujících půdní prostředí, popis zdrojů kontaminace a popis působení kontaminantů na půdní organismy.

Metodika

Bakalářská práce bude sepsána formou podrobné literární rešerše popisující problematiku kontaminantů a jejich měření, včetně podrobného popisu vlivu mikroplastů v půdě. Dále budou popsány vlivy vybraných kontaminantů (těžké kovy, pesticidy, ropné látky, apod.) na půdní prostředí.

Doporučený rozsah práce

35 – 45 stran

Klíčová slova

kontaminace, půda, toxicita, mikroplasty, půdní organismy

Doporučené zdroje informací

- FOTI L., DUBS F., GIGNOUX J., 2017: Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region. *Science of the Total Environment*. France, 598 s., 938–948.
- MACHADO A. A., KLOAS W., ZARFL CH., HEMPEL S., RILLIG M., 2017: Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems.
- NĚMEČEK J., VÁCHA R., PODLEŠÁKOVÁ E., 2010: Hodnocení kontaminace půd v ČR. VÚMOP, v.v.i., Praha, 148 s.
- SMITH-DOWNEY N. V. SUNDERLAND E. M., JACOB D. J., 2010: Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: Insights from a new global model. *Journal of Geophysical Research*, 115 s.
- ŠANTRŮČKOVÁ, H. – KAŠTOVSKÁ, E. – BÁRTA, J. – MIKO, L. – TAJOVSKÝ, K. *Ekologie půdy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018. ISBN 978-80-7394-695-1.
- VÁCHA R., SÁŇKA M., 2009: Podklady pro kvalitativní ochranu půdy a vypracování návrhu vyhlášky o stanovení preventivních a indikačních hodnot rizikových látek v půdě. Studie pro MŽP ČR, Praha, 38 s.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Martin Kovář

Garantující pracoviště

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Elektronicky schváleno dne 17. 3. 2021

prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 18. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 22. 03. 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Martina Kováře a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne

.....

Podpis autora

Poděkování

Ráda bych poděkovala mému vedoucímu práce Ing. Martinovi Kovářovi za odbornou pomoc, cenné rady, připomínky, vlídnost a trpělivost při vedení mé bakalářské práce. Také bych chtěla poděkovat své rodině a svým blízkým, za umožnění studia na vysoké škole, za neustálou podporu a lásku.

Abstrakt

Abstrakt

Kontaminace půdy není v současné době zmiňována tak často, jako například sucho a klimatická změna, nicméně se jedná o problém, kterému je potřeba věnovat pozornost, neboť kontaminací půdy je ovlivněna celá řada faktorů od fyzikálních vlastností půdy, snižování počtu půdních organismů, až po zdraví člověka. V této práci je definován pojem kontaminace půdy a jaké mají kontaminanty a rizikové prvky negativní vlivy. Práce také obsahuje druhy a typy kontaminací a zdroje půdního znečištění. Dále se v práci řeší problematika mikroplastů. Mikroplasty jsou v současné době stále málo prozkoumané a řešené téma, ale nyní je už patrné, že je důležité tento problém zkoumat, protože důsledky velkého množství produkování mikroplastů do půdy a životního prostředí, by mohli být v budoucnu velkým problémem. V práci je také popsáno, jak mají pesticidy a rizikové prvky (jimiž je kadmium, arsen, měď, chrom, nikl, olovo, rtuť, vanad a zinek) negativní vliv na půdu.

Klíčová slova: kontaminace, půda, toxicita, mikroplasty, pesticidy, půdní organismy

Abstract

Currently, soil contamination is not mentioned as often as drought or climate changes. This is going to be a big issue in the near future, which needs to be monitored right now. It is necessary to control soil contamination, which can affect numbers of factors like physical properties of the soil, the reduction of the soil organisms and threat to human health. This bachelor thesis defines soil contamination and its effects, then risky elements affecting the effects. The thesis also contains types of contamination in soil and describes the sources of soil pollution. There is also issue of microplastics, contained mainly in the soil. Microplastics are currently not well explored. Therefore, it is very important to investigate this issue – there could be problem about consequences of the large number of mikroplastics contained in the soil and environment in the near future. The author of the thesis also describes how pesticides and risky elements (cadmium, arsenic, copper, chromium, nickel, lead, mercury, vanadium and zins) influence the soil.

Keywords: contamination, soil, toxicity, microplastics, pesticides, soil organisms.

Obsah

1	Úvod	7
2	Cíle práce	8
3	Půda	9
4	Půdní organismy (edafon)	13
4.1.1	Funkce půdních organismů a organické hmoty	13
5	Kontaminace půdy	15
5.1	Pojem kontaminace půdy	15
5.2	Druhy kontaminací.....	16
5.3	Zdroje půdní kontaminace.....	17
5.4	Legislativní nástroje problematiky kontaminace	17
5.5	Limitní množství kontaminantů v českých zemědělských půdách	18
5.6	Postoj k řešení kontaminace půdy.....	20
5.7	Měření kontaminantů v půdách.....	22
5.8	Typy kontaminantů	23
5.8.1	Rizikové prvky	23
5.8.2	Perzistentní organické polutanty (POP).....	25
5.9	Původ rizikových prvků	25
5.10	Kontaminace rizikovými prvky.....	26
5.11	Hrozba rizikových prvků.....	27
5.12	Negativní působení kontaminace půd na životní prostředí	28
5.13	Negativní působení kontaminantů na lidské zdraví	28
5.14	Negativní působení kontaminantů na půdní organismy.....	29
5.14.1	Působení kontaminantů na půdní mikroorganismy.....	30
5.14.2	Působení kontaminantů na půdní bezobratlé.....	30
6	Druhy kontaminantů	32
6.1	Mikroplasty	32
6.1.1	Rozdělení a dělení mikroplastů.....	33
6.1.2	Složení mikroplastů.....	33
6.1.3	Mikroplasty v půdě	33
6.2	Pesticidy	35
6.2.1	Negativní působení pesticidů na půdu	36
6.2.2	Negativní účinek pesticidů na půdní organismy	37
6.3	Negativní působení imisí z dopravy.....	38
6.4	Negativní působení imisí z chemického průmyslu	39

6.5	Dlouhodobé negativní působení emisí a imisí	39
6.6	Negativní působení úniku ropných látek.....	40
6.7	Kadmium (Cd)	41
6.7.1	Kontaminace půdy kadmíem.....	41
6.7.2	Obsah Cd v půdě	42
6.8	Arsen (As)	42
6.9	Měď (Cu)	43
6.10	Chrom (Cr).....	44
6.11	Nikl (Ni).....	44
6.12	Olovo (Pb).....	45
6.13	Rtuť (Hg).....	46
6.14	Vanad (V).....	47
6.15	Zinek (Zn)	47
7	Diskuse	48
8	Závěr.....	50
9	Seznam použité literatury.....	52
10	Přílohy	62

1 Úvod

Tato práce se zabývá problematikou kontaminantů v půdě. Znečištění půd představuje celosvětově velký problém, se kterým se v dnešní době setkáváme velmi často, proto je nezbytné mít o této problematice maximum informací a nakládat s nimi šetrně a uvážlivě. Kontaminované půdy mohou být znehodnocené pro zemědělské hospodaření, ale také pro stavební účely.

Kontaminace půdy je dlouhodobý proces, který je důsledkem lidské činnosti, ať už v průmyslu nebo zemědělství a na životní prostředí má negativní dopady. Znečištění vzniká pevnými a kapalnými rizikovými prvky, jimiž jsou např. mikroplasty, těžké kovy, pesticidy, organické a anorganické látky.

Nebezpečí kontaminace spočívá nejen v jejich složení, ale také v době rozkladu, ve způsobu aplikování a v účincích na druhy organismů. Aby se zamezilo další kontaminaci, je důležité sledovat její přítomnost ve všech částech životního prostředí, využít všechny možné způsoby jejich odstranění a omezovat nebezpečné vlastnosti. Aby se zamezilo problému kontaminace, je důležité dodržovat platnou legislativu, která se kontaminace půdy týká a dodržovat její postup.

Práce se dále zabývá nynější problematikou mikroplastů. Jsou to plastové částičky o velikosti jednoho mikrometru, které se dostávají nejen do půdy, ale také do vody a celého životního prostředí. Mikroplasty nyní i v budoucnu budou představovat velký celosvětový problém.

Dále jsou v práci zmíněné negativní účinky pesticidů, které vznikají při přílišném užívání. Bohužel se pesticidy používají stále častěji, nacházejí se v půdách, tím i v zemědělských plodinách, tak vzniká případné nebezpečí pro zvířata a obyvatele, protože se díky potravnímu řetězci mohou dostat do jejich organismů.

2 Cíle práce

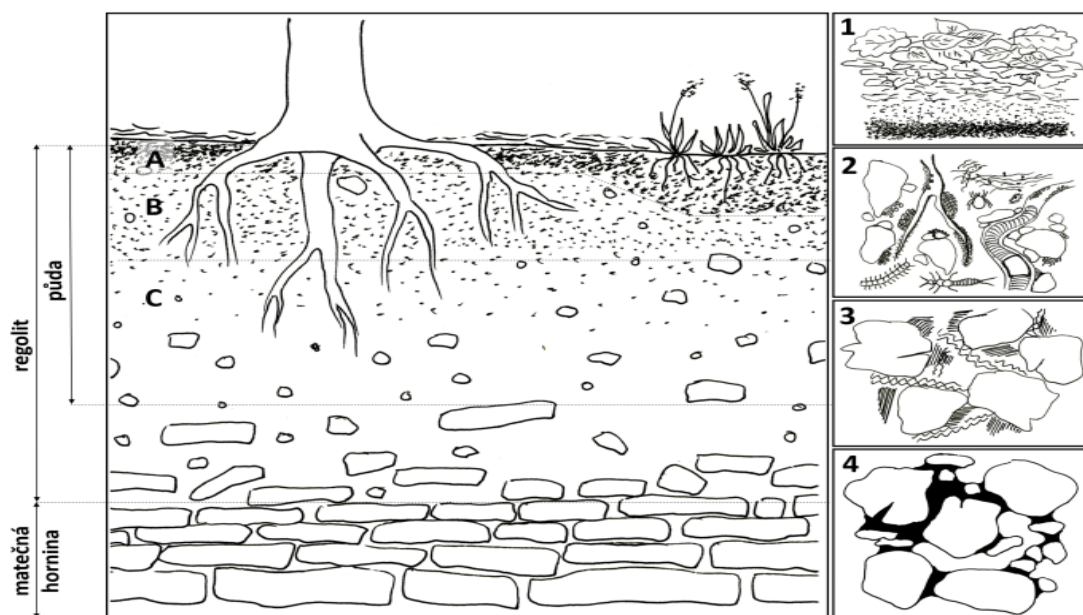
Cílem této bakalářské práce je bližší vysvětlení pojmu kontaminace půdy, jak a z čeho půdní kontaminace vzniká, popsání druhů a typů znečištění. Charakterizuje negativní ovlivňování půdy kontaminanty, jakož jsou rizikové prvky (arsen, měď, chrom, nikl, olovo, rtuť, vanad a zinek), perzistentní organické polutanty, mikroplasty, pesticidy, imise z dopravy a ropné látky. Dalším cílem je upozornit na nebezpečnost těchto rizikových látek a vysvětlit, jaký má kontaminace špatný vliv na lidské zdraví a jak negativně ovlivňuje půdní organismy.

3 Půda

Půda se řadí mezi základní přírodní složky (Šarapatka, 1996). Zároveň je to nejsvrchnější vrstva naší zemské kůry. Je rostlinám prospěšná, protože je vyživuje, zásobuje vodou a rostou v ní. Lidská výživa je závislá na živinách, které se z půdy získávají pomocí rostlin. Kvalita půdy je velice důležitá, díky ní lze vypěstovat množství potravy pro lidskou populaci. Půda vytváří svou geosféru, která se nazývá pedosférou. Vzniká prolínáním litosféry, hydrosféry, atmosféry a biosféry (Mentlík, 2003).

Složení půdy

Půda se dělí na základní složky, jimž jsou pevné (anorganické, organické živé a neživé), plynné a kapalné. Toho si můžeme všimnout na Obrázku 1, který znázorňuje základní půdní složky a půdní profil. Půda je vrchní vrstva, která je oživená a biologicky pozměněná. Č.1 ukazuje odumřelou organickou hmotu ve stádiu rozkládání, na č. 2 je živá půdní složka, zahrnující edafon v určitých velikostních a taxonomických třídách a kořeny vyšších rostlin. Č. 3 je pevná půdní složka obsahující minerály primární i sekundární s organickým materiálem v různých podobách. Č. 4 ukazuje skupenství ve složkách půdy: kapalný, pevný a plynný (Pavlů, 2018).



Obrázek 1 - Složení půdy (Pavlů, 2018).

Anorganická složka půdy vzniká pomocí zvětrávání hornin nejsvrchnější vrstvou zemské kůry, tedy litosféry. Je utvořená ze zvětralých úlomků matečných hornin, např. prachem, pískem, kameny či štěrkem. Tyto odštěpky jsou z chemického hlediska neaktivní, ale vytváří jílové minerály a minerální ionty, které poskytují rezervu pro další zvětrávání aktivních částic. Křemenná zrna tvoří největší část půdní hmoty, to proto že je velice odolný vůči zvětrávání.

Pevná neživá organická složka vytváří v půdě humus. Je utvořená z těl vyšších rostlin, jejich nadzemní části tvoří na povrchu vrstvu (opadanka) a jejich podzemní části zůstávají v půdě. Pomocí živých složek půdy, tedy edafonu, podléhají rozkladům, což se nazývá huminifikace. Právě huminifikací vznikají humusové látky, které se rozčleňují na humáty, humusové uhlí, humusové kyseliny (fulvokyseliny) a huminy. Humus je látka organická, proto se stále mění a rozkládá v závislosti na svém prostředí.

Edafon je organickou živou složkou půdy. Jedná se o rozkladače. Edafon tvoří houby, bakterie, aktinomycety, zooedafon (makro, mezo a mikro formy) a dále fytoedafon, do kterého patří řasy, sinice a lišejníky.

Kapalná složka půdy, tedy půdní voda je shrnutím všech vod v kapalném, plynném a pevném skupenství, které se v půdě vyskytují. Je to základní faktor, který dává biologické, chemické, biochemické a fyzikální pochody do pohybu. Za absence vody v půdě se vytváří minimální nebo žádné množství humusu a probíhá fyzikální zvětrávání. Voda v půdě je základním ekologickým stanovištním faktorem (má význam pro edafon a pro vegetaci) a pedogenetickým faktorem (ovlivňuje pedogenezi a všechny půdní pochody, např. humifikaci, přemísťování látek a fyzikální a chemické zvětrávání).

Plynné půdní složky vyplňují veškeré volné půdní prostory, které nejsou vyplněny vodou. Působí jako ekologický stanovištní faktor (závislost dýchání zooedafonu a kořenů rostlin) a pedogenetický faktor, který usměřňuje půdní vývoj. V půdě je mnohem větší podíl CO_2 a nižší podíl O_2 , než se nachází v atmosféře, proto je nepřetržitá výměna mezi pedosférou a atmosférou, která se odehrává difúzí, a tak se jedná o půdní dýchání (Mentlík, 2003).

Půdní vlastnosti

Vlastnosti půdy členíme do dvou skupin, fyzikální a chemické. Do fyzikálních vlastností zahrnujeme strukturu, zrnitost, pórovitost, barvu, půdní obsah vody a vzduchu. Do chemických vlastností se zařazuje obsah humusu, pH půdy (kyselé, neutrální, zásadité), obsah karbonátů, sorpční vlastnosti, minerální síla půdotvorného substrátu a výměnná půdní reakce (Šarapatka, 1996).

Struktura půdy

Určuje způsoby, kterým se jednotlivé částice sjednocují do větších pedů. Pedy mají určitý tvar a velikost a díky nim můžeme určit několik typů půdních struktur. Půdní struktury mohou být hrudkovité, prizmatické, sloupcové či destičkové. Mohou se stmelovat organickou složkou, jílem, sloučeninami železa a dalšími. V zemědělství se nejlépe obdělávají půdy s kostkovou nebo hrudkovitou strukturou. Hospodaření s půdami, které mají větší obsah jílu, jde velice těžce. Když jsou mokré, bývají mazlavé a těžké, ale pokud začnou vysychat, ztvrdnou, proto se k obdělávání nedoporučují (Mentlík, 2003).

Půdní textura

Textura půdy se určuje následujícími pojmy, jako je jíl, prach, hlína, písek a štěrk, a také podle toho, jaké jsou jejich vzájemné poměry v půdě. Textura půdy má schopnost přijímat vzduch a vodu. Nejlépe se voda vsakuje do písčitých nebo štěrkovitých půd, u kterých se snadno dostává do hloubky, ale obtížněji se zadržuje v půdní hmotě. U jílových půd vsakování probíhá pomaleji, tudíž se snadno zamokřují. Nejlepší vsakovací vlastnosti má půda hlinitá, proto se nejvíce využívá pro hospodaření (Mentlík, 2003).

Pomocí textury půdy můžeme určit tři půdní druhy, a to lehkou půdu (písčitá), středně těžkou půdu (hlinitá), těžkou půdu (jílovitá) a přechody mezi nimi. (Šimek, 2003).

Barva půdy

Někdy má půda barvu po svém původním substrátu nebo má na její barvu vliv její vznik, tedy geneze. Černá půda se nachází ve stepních oblastech, kvůli velkému obsahu humusu. V načervenalé půdě je naopak větší množství obsahu hliníku nebo oxidů železa. Bílá barva půdy značí přítomnost solí a bývá v aridních oblastech (oblast se suchým podnebím s absencí nevysychajících řek). Světlý pruh se vyskytuje v půdách pod jehličnatými lesy, vzniká odplavením minerálních a organických částic z určitého půdního profilu (Mentlík, 2003).

Kvalita půdy

Znamená, jak je půda schopná produkovat materiál a potravu. Její kvalita je klíčová pro základní část potravního řetězce a také je důležitá pro růst rostlin. Doran a Parkin, 1994, ji definovali: „Schopnost půdy naplňovat funkce určitého ekosystému, aby byla nepřetržitě obstarávána biologická produktivita, zachována kvalita životního prostředí a napomáhání ke zdraví živočichů a rostlin.“ Kvalita půdy je odlišná v zemědělství či v normální krajině (Sánka a Materna, 2004).

Půdní vznik

Půda se tvoří ze zvětrávání svrchní části zemské kůry, produktů metabolismu z organismů, které žijí na půdě i v ní, jejich mrtvých těl a z jejich rozkladu. Vznik půdy závisí na množství a typu půdotvorných činitelů, které se rozděluje do dvou skupin, půdotvorné faktory a podmínky půdotvorného procesu. Půdotvorný faktor je klima, matečná hornina, podzemní voda, antropogenní vlivy a vliv organismů. Kdežto podmínky půdotvorného procesu je čas, tedy stáří půdy a georeliéfu, jak na zemský povrch působí nadmořská výška (Mentlík, 2003).

4 Půdní organismy (edafon)

Půda má v sobě miliony mikroorganismů mikroskopické velikosti, kteří umí rozkládat organické látky. Obratlovci mají velký vliv na fyzikální vlastnosti půdy. Všechny půdní organismy se podílejí na biologických procesech v půdě, které jsou významné pro rostliny a jejich růst a pro existenci živočichů.

Půdní organismy se rozlišují mezi fytoedafon a zooedafon. Do zooedafonu patří zástupci z živočišné říše, tedy půdní živočichové jako žížaly, stonožky a další. Fytoedafon jsou zástupci z říše rostlinné, např. houby, bakterie, řasy a aktinomycety.

Dále se edafon dělí na mikroedafon (bakterie, řasy, sinice, prvoci) mezoedafon (houby menší hmyz, většina roztočů a chvostoskoků), makroedafon (hmyz, rounice, stonožky, mnohonožky, pavouci a měkkýši) a megaedafon (žížaly, krtci).

Také dělí na organismy, které se podílejí na potravním řetězci, a to na producenty (řasy a rostliny), konzumenty (organismy masožravé a býložravé) a rozkladače (chrobák) (Šarapatka, 1996).

4.1.1 Funkce půdních organismů a organické hmoty

Mikroorganismy, které jsou součástí proměny organické hmoty, poskytují koloběh živin, které jsou podstatné pro růst rostlin a pro půdní úrodnost. Svrchní půdní vrstva nepřetržitě ukládá organické zbytky, jako například kořeny, dřevo, odumřelé organismy, posklizňové zbytky a další. Půdní organismy zpracovávají velké množství z těchto látek. Díky jejich činnosti nastává rozklad organických látek na vodu, jednoduché sloučeniny (CO_2) nebo tvorba humusu, který se může uspišit kompostováním. Humus zvyšuje v půdě úrodnost a jeho podíl v orných půdách je 1,8 - 2,2 %.

Půdní bakterie a řasy dokážou rozkládat půdní organickou hmotu na jednodušší minerální látky a chemické sloučeniny, které jsou následně výživou pro rostliny, kdežto mrtvou organickou hmotu umí mechanicky zpracovat žížaly (Šarapatka, 1996).

Organická hmota má v půdě významnou roli, kvůli svým schopnostem utvářet a zlepšovat vlastnosti půdy. Tvoří ji živé organismy a neživé zbytky organismů. Když se organická složka dostane do půdy, dojde k povzbuzení přirozených procesů, které mají velký pozitivní vliv na úrodnost půdy. Kvalita organické hmoty dobře působí na vlastnosti půdy, jimiž jsou půdní retence (zadržování vody), objemová hmotnost půdy, osmotická kapacita vody v půdě nebo možnost vytvářet půdní agregáty (Altmann, 2013). Obsah organické hmoty se s hloubkou půdy snižuje. Obsah organické hmoty v půdě ovlivňuje několik faktorů, např. jaká je na místě vegetace nebo srážky a teplota (Šimek, 2003).

Základní funkce organické hmoty v půdě je:

- zmírňovat účinek větrné a vodní eroze,
- zabezpečení příjmu organických látek,
- zlepšuje nakládání s půdní vodou,
- působí jako zdroj uhlíku a energie půdních mikroorganismů,
- pozitivně ovlivňuje půdní biologickou činnost,
- ochraňuje humus před degradací,
- dodává humusu organickou hmotu,
- zkvalitňuje stabilitu půdních agregátů,
- pozitivně ovlivňuje složení přístupného fosforu v půdě,
- má vliv na nehybnost nežádoucích a cizorodých prvků (Altmann, 2013).

5 Kontaminace půdy

5.1 Pojem kontaminace půdy

Kontaminace půdy znamená zvýšený obsah látek a prvků, který vede k nepříznivým jevům v půdě, jde například o kontaminanty a polutanty. Do půdy se dostává velké množství kontaminantů a některé z nich mohou poškodit lidské zdraví. Kontaminace půdy má také velký vliv na životní prostředí (Sáňka a Materna, 2004). Je to jedna ze základních podob, jak půda může degradovat. Tyto nežádoucí projevy se rozdělují do několika fází, dle rozsahu kontaminace. Iničiální kontaminace je situace, kdy je přesažen přírodně určený obsah látek a prvků, které jsou v půdě hlídané. Když kontaminace přesáhne vyšší úrovně, mohou nastat, tato rizika:

- Zvýšené zatížení potravního řetězce, kdy kontaminanty vstupují z půdy do rostlin.
- Okyselení půdy, tudíž snížení hodnoty pH.
- U určených rizikových prvků může nastat přesažení hodnot fytoxicity, které mají za následek ubývání výnosu ze zemědělských plodin, a také k velkému snížení růstu rostlin, to může zapříčinit nedostačující ochranu půdního povrchu rostlinným krytím v důsledku degradace (vodní nebo větrnou erozí).
- Toxické kontaminanty mají vliv na fungování půdního edafonu a svými vlastnostmi mohou porušit např. prospěšný účinek půdních mikroorganismů na rostliny, průběh huminifikace organických látek, vytváření půdních agregátů působením půdního mezoedafonu.
- Negativní působení kontaminantů na kvalitu povrchových a podzemních vod.
- Nepříznivý vliv na lidské zdraví, při práci s kontaminovanou půdou, kde dochází k prašnosti. Kontaminanty se do těla dostávají orálně, dermálně a inhalačně (Vácha a Sáňka 2009).

Kontaminace půdy záleží na zdroji znečištění. Zdroje znečištění se rozdělují na plošné, bodové a liniové. Plošné zdroje znečištění jsou např. látky, které se aplikují na ohromné plochy zemědělských půd. Do této skupiny náleží pesticidy, chránící rostliny před škůdci, avšak při nadměrném užívání zanechávají v půdě zbytky toxických látek. Dále hnojiva, která zvětšují množství stopových a biogenních prvků v půdě. Také užívání kompostů, hnojů a kalů z ČOV, které mají zlepšovat organický

půdní potenciál a půdní produktivitu, ale může se stát, že budou také obsahovat různé kontaminanty, které mají vliv na degradaci půdy. Nesprávné aplikování pesticidů, hnojiv a kalů může způsobit kontaminaci zemědělské půdy. Do bodových zdrojů patří skládky odpadů a sklady chemikálií, kde dochází k průsaku negativních látek do půdy. Dále továrny, které vypouštějí výpary a odpadní látky do prostředí a ty poté vnikají do půdy. Za liniové znečištění může doprava, tato kontaminace se vyskytuje v blízkosti okolí silnic. Toxické látky se do půdy dostávají spádem z atmosféry nebo díky sněhu a dešti. Největší riziko pro zdraví lidského organismu je kontaminace zemědělských půd. Kontaminanty z půdy mohou přejít do pěstovaných plodin a s jejich konzumací se dostat do lidského těla a v něm mohou způsobit zdravotní problémy (Sáňka a Materna, 2004).

5.2 Druhy kontaminací

Druhy kontaminací půdy se rozdělují do dvou skupin, do lokální a difuzní.

Kontaminaci lokální způsobují průmyslové činnosti, jako je například shromažďování a ukládání odpadů, těžení, ukládání odpadů nebo úniky a havárie toxických látek. U zemědělských půd dochází ke kontaminaci půdy z aplikace kalů a hnojiv ČOV. V evropských zemích je 300 000 až 1 500 000 lokálních kontaminovaných ploch. Tento vysoký rozsah předpokládaného odhadu je kvůli nesouladu vymezení kontaminovaných míst. European Environmental Agency (EEA) kompletní náklady na čištění kontaminovaných míst v Evropě odhaduje na 59 až 109 miliard Euro.

Difuzní kontaminace zapříčiňují atmosférické ukládání látek z průmyslu a dopravou vysílaných látek, které závisí na dálkovém přenosu, nebo plošnými průmyslovými a zemědělskými praktikami (aplikování pesticidů, odpadních kalů a hnojiv). Ukládání a užívání polutantů do půdy přenáší rizikové prvky a POP (Sáňka a Materna, 2004).

5.3 Zdroje půdní kontaminace

Mezi hlavní příčiny půdní kontaminace patří anorganické látky (kyanidy, těžké kovy) a organické látky (pesticidy, fenoly, chlorované uhlovodíky), havárie ropy, úniky ropných látek při jejich transportu, skladování a čerpání, průmyslové a zemědělské látky, prosakování toxických látek ze skládek odpadů a ČOV. Znečištěné půdy kontaminací jsou znehodnoceny pro zemědělské hospodaření, ale i pro stavební záměry (Cibulka a kol., 1991). V současné době je pozorován také velký problém enormního množství mikroplastů v půdě.

Kontaminovaná místa podle jejich nebezpečí se rozdělují do tří skupin. V první skupině jsou místa, která nebezpečně ohrožují zdroje a jejich využívání. Do druhé skupiny patří kontaminované plochy, které jsou nebezpečné pro zdroje, ale neohrožují jejich současné užití. Třetí skupina zahrnuje kontaminovaná místa, která zatím neohrožují zdroje, ale je nutné ochranného opatření, aby se zamezilo jejich případnému nebezpečí (Bencko a kol., 1995).

5.4 Legislativní nástroje problematiky kontaminace

Problematikou kontaminace se zabývá Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, Zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech a Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech. Tyto zákony neřeší půdu jako základ životního prostředí, ale týkají se jenom zemědělských půd. Existuje také mnoho předpisů na nižší úrovni, které pomáhají orgánům ochrany půdního fondu se správně rozhodovat.

§3 zákona č. 334/1992 Sb., který se zabývá ochranou půdního zemědělského fondu, ustanovuje, že vlastníci nebo nájemci ploch na zemědělském půdním fondu musí hospodařit tak, aby neznečišťovali půdu. Znečištění by mělo následek na potravní řetězec a na znečištění zdroje pitné vody škodlivými látkami, které mají negativní vliv na lidské zdraví a na existenci organismů. Dále nesmí poškozovat sousední pozemky a prospěšné chemické, biologické a fyzikální vlastnosti půdy a ochraňovali pozemky, které se obdělávají podle schválených pozemkových úprav.

Vyhláškou č. 13/1994 Sb. se upravují určité podrobnosti v ochraně ZPF. V § 2 této vyhlášky, jsou určeny limity obsahů rizikových látek a prvků v půdě. Zabývá se jimi příloha 1. a 2. (viz příloha 1 a 2).

§ 2 vyhlášky č. 275/1998 Sb., odstavec 4 definuje práce v rámci Agrochemického zkoušení zemědělských půd a monitorování rizikových prvků a látek kontaminující půdu:

- rozpoznávání a vyhodnocování průběžných výsledků sledování zemědělských půd se specifikací na ochranu potravního řetězce před vstupováním negativních látek,
- zjišťování současného stavu kontaminace na zemědělských půdách a vedení dokumentu s kontaminovanými pozemky,
- objevování výsledků chemických rozborů individuálních testovaných pozemků, včetně zprůměrovaných údajů těchto výsledků,
- agronomické vyhotovení stavu individuálních zkoušených pozemků,
- vyhodnocení vývoje agrochemických vlastností zkoušených zemědělských ploch, které se koná průběžně za dobu 6 let.

Příloha č. 2 vyhlášky č. 275/1998 Sb., která se zabývá agrochemickým zkoušením zemědělských půd a zjišťováním půdních vlastností lesních pozemků, udává popis sledovaných rizikových prvků a látek při AZZP, jimiž jsou rizikové prvky (Cd, Be, As, Co, Cu, Cr, Hg, F, Ni, Mo, Zn, V, Pb) a rizikové látky (polychlorované bifenyly (PCB), polycyklické aromatické uhlovodíky, persistentní organochlorové pesticidy, chlorované uhlovodíky, extrahovatelný a adsorbovatelný organický vázaný chlor, polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany) (Sánka a Materna, 2004).

5.5 Limitní množství kontaminantů v českých zemědělských půdách

Již od roku 1994 je v České republice legislativa, která umožňuje limitovat množství rizikových látek a prvků v zemědělských půdách ČR. Maximální možný obsah rizikových prvků a perzistentních organických polutantů (POP) v zemědělských půdách, uváděla vyhláška Ministerstva životního prostředí

č. 13/1994 Sb. (Sáňka a kol., 2002). V roce 2002 byl však předložen návrh novelizace z důvodu překonání jednostupňových limitů v půdě a kvůli maximálnímu dovolenému obsahu rizikových prvků, které jsou odvozeny od opravdové zátěže našich zemědělských půd (Podlešáková a kol., 1994).

Vácha a kol. (2014) popsali kompletní návrh novelizace vyhlášky. Tento návrh byl přijat a použit do vyhlášky MŽP č. 153/2016 Sb.

V tabulce níže jsou popsány ochranné hodnoty rizikových prvků v normálních a lehkých půdách.

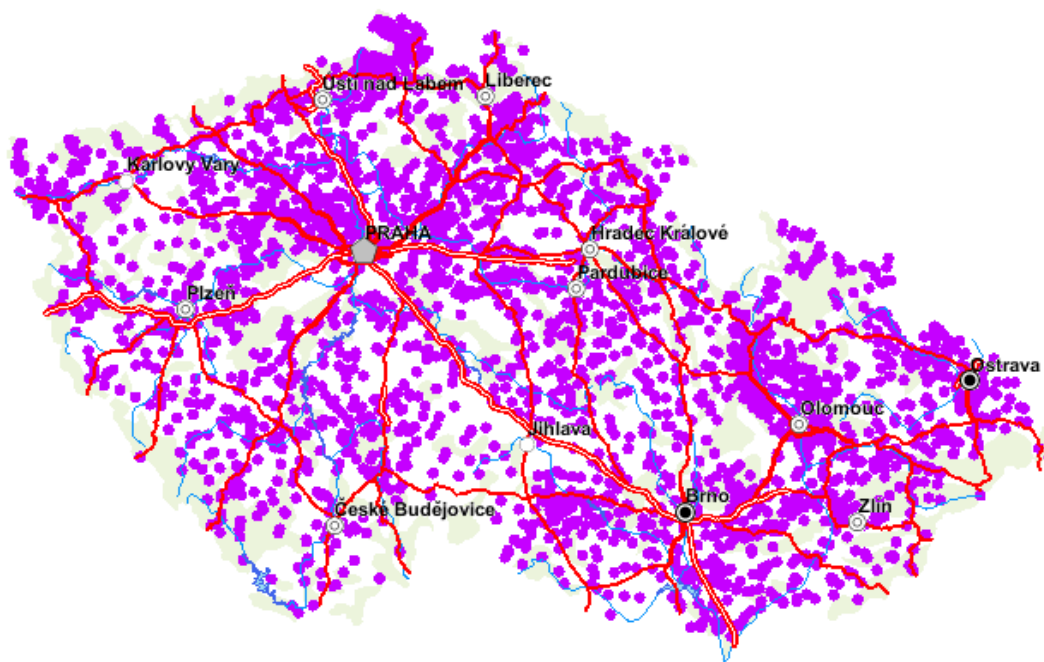
Ochranná hodnota (mg/kg půdy)												
Kategorie půd	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn	Ti
Normální půdy ¹⁾	20	2.0	0.5	30	90	60	0,3	50	60	130	120	0.5
Lehké půdy ²⁾	15	1.5	0.4	20	55	45	0,3	45	55	120	105	0.5

1) Půdy se zrnitostní kategorií hlinité, písčito-hlinité, jílovité a jílovito-hlinité.

2) Půdy se zrnitostní kategorií hlinito-písčité a písčité.

Tabulka 1: Ochranné hodnoty rizikových prvků, podle Ministerstva životního prostředí č. 153/2016 Sb.

V České republice existuje databáze Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM) (viz obrázek 2), kde se evidují všechna kontaminovaná místa. V ČR je 7000 případných kontaminovaných ploch, z velké části charakteru starých ekologických zátěží. Ústřední kontrolní a zkušební zemědělský ústav zjišťovali, jaký je v zemědělských půdách obsah rizikových prvků. Eviduje se 5 % zemědělské plochy a převyšujícím obsahem rizikových látek (Zimová a Hauptman, 2009).



Obrázek 2 - Databáze SEKM (Vácha a Sánka, 2009).

5.6 Postoj k řešení kontaminace půdy

Kontaminace půdy je dlouhodobý proces, který vzniká z důsledku lidských činností a má negativní dopady na životní prostředí. Je to celosvětový problém (Guedron a kol., 2016). Kontaminace vzniká pevnými i kapalnými rizikovými prvky, jako jsou např. mikroplasty, těžké kovy, organické a anorganické látky, kadmium, zinek, rtuť, olovo, měď, mangan, chrom, arsen a další. Tato problematika je velice důležitá, nicméně se začala intenzivněji řešit v druhé polovině 20. století. Kontaminace se může rozpoznat analytickými metodami a laboratorními přístroji.

Evropa se začala zabývat kontaminací, jako jeden z prvních kontinentů. V 18. a 19. století, kdy probíhala Průmyslová revoluce, která měla velký vliv na životní prostředí. Zvýšilo se používání energetiky a uhlí, to vedlo ke zvýšení zátěží a emisí kontaminace životního prostředí v mnohých evropských zemích (Guedron a kol., 2016).

Z produktů z uhlí (typický pro spalování) se zvýšil nárůst obsahů Hg, Pb a PAU. Dokonce byl také zjištěn pokles obsahu polutantů v sedimentech, které jsou charakteristické pro úbytek používání uhlí v průmyslu. Evropa je tedy dlouhodobě

pod velkým environmentálním zatížením. Nynější technika se snaží o snížení polutantů v prostředí (Markard, 1998). K současným problémům také přispívá např. velké množství energie, rozšiřující se doprava nebo intenzivní využívání kalů z čistíren odpadních vod (Melcer a kol., 1988). Na Evropském půdním portálu jsou zpřístupněná data o kontaminaci půd v Evropě. Tento portál spravuje JRC (Join Research Centrum) v Itálii.

Postoj k problémům kontaminace půdy v celosvětovém měřítku je velice složitý, a to kvůli nesouladu údajů o zatížení půd, který mají především vyvinuté země. Systematická data nejsou v mnoha zemích dostupná, protože monitoring kontaminace půd je velice finančně nákladný.

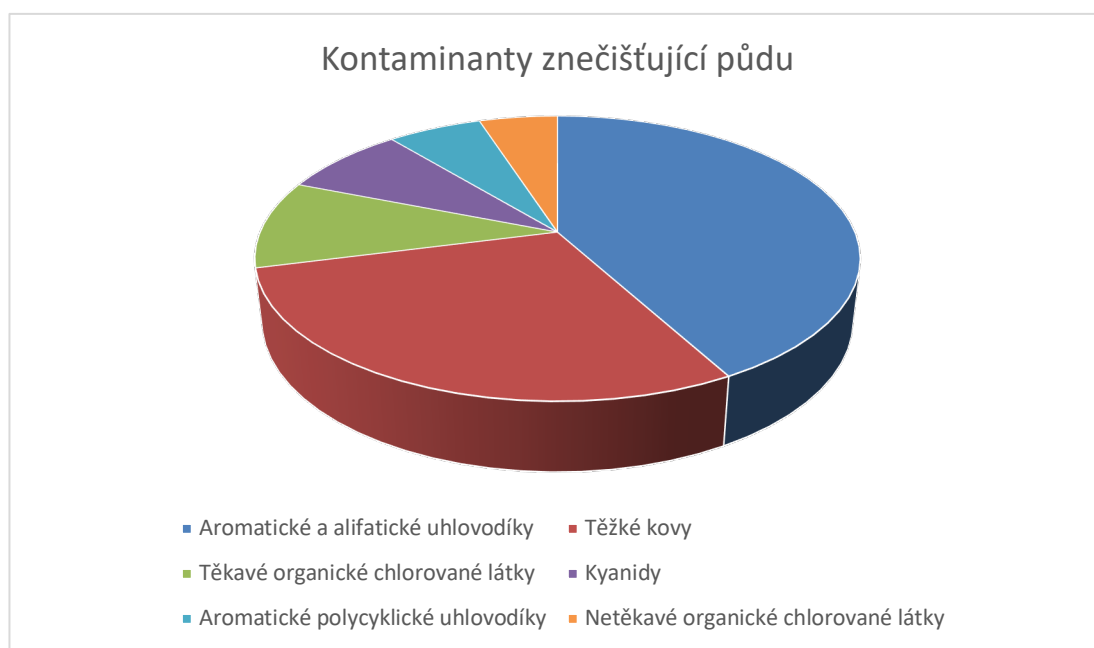
Global Soil Partnership je aktivita, která se snaží zmapovat globální stav kontaminace, avšak existují „hluchá“ místa, která vedou k desinterpretacím při vyhodnocování zátěže půd, kdy rozvinuté země, které mají dostatek dat, vycházejí díky tomu jako nejvíce znečištěné než ty země, které tato data nemají, tudíž nemohou být posouzeny. Avšak není pochyb, že zásadní dopady na kontaminaci půdy a životní prostředí má v rozvojových zemích rychlý rozvoj průmyslu, který má nízké nároky na ochranu životního prostředí. Tomu ani nepřispívají v mnoha rozvojových zemích velmi nízké standardy na ochranu životního prostředí a na lidské zdraví.

Ekologická rizika sebou nese rychlý rozvoj průmyslu, spojený s růstem hospodářství, řešení těchto problému do budoucna je velmi důležité, proto by se mělo především investovat do monitoringu a výzkumu, protože srovnávací kritéria často nejsou dostupná pro dané území a tím se berou parametry z výrazně odlišných klimatických a pedologických oblastí (Holandsko, Kanada, USA, aj.). Např. Čína si je vědoma závažnosti kontaminace půdy a vody. Zásluhou rychlého průmyslového rozvoje v roce 2014 vládní ministerstva uskutečnila „Národní průzkum kontaminace půd“. Díky tomuto průzkumu se zrekapitulovali nejdůležitější programy výzkumu a monitorování čínských půd, o stupních vybraných znečištěných pozemků se diskutovalo a porovnávala jejich kontaminace, dále byly zveřejněny informace o hodnotách a průzkumech kontaminované půdy a byl doporučen technologický plán o monitorování půdy. Závěry prokázaly taktéž zátěž polutanty na několika oblastech (Teng a kol., 2014). Poté byl v roce 2016 zrealizován „Akční plán prevence a

kontroly kontaminace půd“. Jeho hlavním cílem je ochrana nekontaminované půdy, implementace managementu rizik a remediační opatření kontaminovaných půd.

V některých zemích z ekologického hlediska řešení problematiky kontaminace půd nereálné, protože nápravná opatření dosahují vysokých nákladů. (Yadav a kol. 2015).

V grafu 1 je znázorněn odhad obsahu hlavních kontaminantů znečišťujících půdu v evropských zemích: aromatické a alifatické uhlovodíky (42 %), těžké kovy (29 %), těžké organické chlorované látky (10 %), kyanidy (8 %), aromatické polycyklické uhlovodíky (6 %) a netěžké organické chlorované látky (5 %) (Beneš, 1993).



Graf 1 - Kontaminanty znečišťující půdu v evropských zemích (Beneš, 1993).

5.7 Měření kontaminantů v půdách

Pro měření a vyhodnocování ekotoxicity a toxicity ohrožujících látek v půdě se využívají ekotoxické biotesty, které jsou kontaktní. Hlavním cílem těchto testů je chránit půdu před negativními účinky chemických a dalšími škodlivými látky. Biotesty se používají, protože chemická analýza nedokáže zaznamenat opravdové

riziko, které mají toxické látky pro živé organismy. Díky biotestům se dokáže zjistit biodostupnost a účinek směsí toxických látek, které jsou v toxické směsi i jinak než samostatně. Dále se dají najít škodlivé vlivy samostatné matrice bez jiných toxikantů. Také se může zjistit vzájemný vliv toxikantů a matrice. Pevné matrice jsou různorodé, na tom poté závisí odlišné chování toxických látek.

Sorpce je hlavním procesem, který ovlivňuje v půdě biodostupnost látek, proto je výsledek toxicity závislý na vlastnostech látek a půdy. Je velmi obtížné přibližovat výsledky mezi různými druhy půd.

Půdní biotesty se dále využívají při určení nebezpečnosti pesticidních preparátů a chemických látek. Také se jimi hodnotí mobilnost potenciálně škodlivých látek a kvalita půdy před a po nápravném procesu. Velká pozornost je věnována používání biotestů, kde se hodnotí toxicita komplexních směsí, např. hnojiva, komposty, odpady, kaly z čistíren odpadních vod a různé sedimenty (Suter, 1993).

5.8 Typy kontaminantů

Kontaminanty mohou mít různý původ a existuje mnoho nepříznivých látek s případnými toxickými vlastnostmi, které mohou půdu kontaminovat. Jde např. o mikroplasty nebo o unikání nebezpečných chemických látek, čímž jsou kyanidy, radioizotopy, kyseliny a další. Dále perzistentní organické látky, toxické kovy, pesticidy, farmaceutika a další látky (Chapman a kol., 1996).

Kontaminanty půdy se třídí do dvou skupin, anorganické a organické. Skupina anorganických kontaminantů zahrnuje rizikové toxické prvky, kdežto do organických kontaminantů patří skupiny perzistentních organických polutantů.

5.8.1 Rizikové prvky

Rizikové prvky také znamenají potenciálně toxické prvky, v nichž je zařazen velký počet prvků, např. metaloidy, kovy a těžké kovy. Některé prvky účinkují ve vysokých koncentracích, fyto toxicky (v půdní vrstvě do 50 cm od půdního povrchu nízké či vysoké koncentrace iontů FE, Al, Na, Mg a Ca, které mají významný vliv na

rostliny) nebo zootoxicky (má v půdní vrstvě do 50 cm od půdního povrchu vysoké perzistentní koncentrace anorganické či organické hmoty, která má vliv na zdraví lidí a zvířat). Toxicita těchto prvků je vyvážena s aktivitou volných iontů v prostředí (Hall a kol., 1999) a mnoho toxických prvků je i stopových. Koncentrace stopových prvků v určitém prostředí nepřekračuje hodnotu 100 mg.kg^{-1} (Jurinaka a Tanji, 1993). Určité množství prvků je podstatný pro zvířata či rostliny. Pedosféra obsahuje rizikové prvky v pevné fázi i kapalném skupenství.

Pevná fáze rizikových prvků

- zadržované na jílovitých minerálech, oxidech, hydroxidech a na organické látce,
- v podobě sloučenin,
- zahrnuté v půdotvorném substrátu.

Kapalná fáze rizikových prvků

- volné kovy,
- organické a anorganické komplexy (Römkens, 1992).

V půdním roztoku představují rizikové prvky jen nepatrnou část úplného půdního obsahu. Mají ale základní význam kvůli jejich mobilitě a biologické přístupnosti. V pevné fázi cca 10 % rizikových prvků umožňuje výměnné ionty (Sauvé, 1999).

Sekvenční analýzy (frakcionace) jsou chemické metody, které poskytují určení vybraných vazeb. Nejprve se využívaly v kalech z čistíren odpadních vod, následně byly tyto metody použity i pro půdu (Tessier a kol., 1979). Sekvenční analýza obsahuje části:

- vyměnitelné,
- rozpustné ve vodě (nebo v půdním roztoku),
- vázané organicky,
- vázané ve sloučenině (sulfidy, fosfáty, karbonáty),
- vázané na oxidy Mn a Fe,
- sjednocený v krystalické struktuře silikátů (kyslíkaté sloučeniny křemíku).

Půdní vlastnosti ovlivňují chování rizikových prvků v půdách. Některé rizikové prvky mají na zvolených půdních vlastnostech i odlišný stupeň závislosti. Mezi hlavní náleží:

- struktura,
- slanost půdy,
- výměnná kapacita kationtová,
- reakce půdy (pH),
- obsah organických látek,
- redukčně-oxidační schopnost půdy (Podlešáková a kol., 1997).

5.8.2 Perzistentní organické polutanty (POP)

Jsou to chemické sloučeniny, které mají organickou povahu a mohou toxicky ovlivňovat živé organismy. Negativní působení na zdraví zvířat a lidí je mnohem častější než u ostatních rizikových prvků. Vyskytují se mutageny, teratogeny, potenciálními kancerogeny, porucha krvetvorby, genotoxicita, vyšší hladina cholesterolu v krvi a snížení možnosti reprodukce. V přírodním prostředí zůstávají po dobu dvou let. Do životního prostředí pronikají lidskou činností (doprava, energetika, průmysl, ale i z domácností) nebo přírodní cestou (požáry v lese, činnost vulkánů, metabolické procesy nižších organismů) (Holoubek a kol., 2002).

5.9 Původ rizikových prvků

V mnohých půdách se vysoká koncentrace rizikových prvků nachází přirozeně. Hlavní příčinou je eroze hornin, zvětrávání půdy nebo vulkanická činnost. Rizikovitost prvků se po čase mění (Riberio a kol., 2017).

Kvůli množství rizikových prvků v půdě se zvyšují antropogenní činnosti, a to ve značném rozsahu. Toto znečištění se častokrát primárně akumuluje v povrchové vrstvě půdy a s hloubkou se snižuje koncentrace znečištění (Pourrut a kol., 2011). Do antropogenních zdrojů kontaminace můžeme zařadit těžbu, různé průmyslové procesy a zpracování rud, vody a kaly z čistíren odpadních vod a agrochemikálie, jakož jsou např. pesticidy a hnojiva v intenzivním zemědělství (Yousaf a kol., 2017).

Mezi další významné zdroje znečištění patří špatné nakládání s odpady a spalování fosilních paliv (Khan a kol., 2017).

Z prostorového stanoviska se rozlišují plošné zdroje kontaminace, liniové zdroje kontaminace a bodové zdroje kontaminace. Plošné zdroje kontaminace je znečištění ovzduší emisemi z průmyslových činností a z urbánních území, tedy z měst. Patří tam i kontaminace ze zemědělství (hnojiva, čistírenské kaly, pesticidy, jejich smyvy nebo zavlažování kontaminovanou vodou). Do liniových zdrojů kontaminace patří emisní zátěž podél dopravních cest a v nivních oblastech řek kontaminace fluvizemí. Bodové zdroje znečištění jsou např. staré ekologické zátěže, skládky nebo místa, kde unikají rizikové látky (Čechmánková a kol., 2015).

5.10 Kontaminace rizikovými prvky

Rizikové (toxické) prvky jsou rozptýlené v celém životním prostředí (Yousaf a kol., 2017). Některé druhy rizikových prvků jsou pro biologické průběhy v živých organismech nepostradatelné. Slouží jako katalytické a strukturní složky enzymů a proteinů, ale když je přesažených jejich bezpečná koncentrace, mohou být i toxické (Chen a kol., 2018). Do takových prvků můžeme zahrnout např. železo, zinek, chrom, mangan nebo měď (Shahid a kol., 2017).

Další prvky těžkých kovů jsou pro živé organismy velmi toxické i při minimálním množství (Shahid a kol., 2017). Těžké kovy jsou rizikové prvky, které mají velkou hustotu, a to více než 5 g/cm^3 . Patří do nich zinek, kadmium, rtuť, olovo, měď a arsen. Ukázalo se, že sloučeniny, jejichž součástí jsou těžké kovy, mají toxické vlastnosti (Liu a kol., 2017).

Půda se kontaminuje, když má látka větší koncentraci, než je její koncentrace přirozená na určité lokalitě, to vede k negativním účinkům na půdu v životním prostředí (Foti a kol., 2017).

Půdu nejvíce kontaminují organické a anorganické látky. Původem těchto látek jsou přírodní procesy nebo antropogenní činnosti. Mezi nejdéle a nejčastěji působící kontaminanty rizikových prvků je antropogenní činnost, protože v půdě může působit až tisíce let a eliminace jejich škodlivých účinků je tedy velmi náročná

(Tlustoš a kol., 2006). Chemické látky v půdách jsou v několika formách, např. vázané na částice půdy s různorodými vazbami. Toxicita prvků záleží na formách, které jsou přítomny v životním prostředí (Dube a kol., 2001).

5.11 Hrozba rizikových prvků

Hlavní problém rizikových prvků je, že se mohou dostávat z půdního prostředí do dalších složek biosféry, např. do povrchových i podzemních vod. Mohou se také dostávat do atmosféry, kde se přenášejí na vzdálenější místa (Riberio a kol., 2017). Rizikové prvky jsou pro prostředí nebezpečné, díky tomu, že jsou perzistentní, biologicky obtížně odbouratelné a často u nich dochází k bioakumulaci (Foti a kol., 2017).

Rizikové prvky jsou problémem také v zemědělské půdě, protože svým negativním působením jsou nebezpečné pro procesy rostlin (Yousaf a kol., 2017) a také negativně ovlivňují kvalitu a výnos plodin a bezpečnost potravin (Kumar a kol., 2013). Aby se zamezilo rizikovým prvkům při omezování rostlinné výroby, musí se stanovit jejich koncentrace a pohyblivost (Pinter a kol., 2018). Celkové množství koncentrace, vždy neznamená vysokou pohyblivost (biologickou dostupnost a toxicitu pro organismy) (Hagner a kol., 2018). Rizikové prvky vždy nemusí v rostlinách viditelně způsobit fyto toxické poškození (Růžičková a kol., 2015).

Důsledkem těžkých kovů, které kontaminují půdu, je snížení mikrobiální aktivity, omezení přirozených mikrobiálních procesů v půdě a úbytek druhového složení (Garcia-Sánchez a kol., 2015). Podstatné je sledovat a případně posuzovat jakýkoliv vliv rizikových prvků na hydrosféru, hromadění v sedimentech, vymývání a vyplavování rizikových prvků do povrchových a podzemních vod (Čechmánková a kol., 2015).

Schopnost rizikových prvků je taková, že se mohou shromažďovat v půdách, ve vodě, v plodinách i potravinách. Z potravin proniknou do konzumentů, ve kterých nastává bioakumulace. Jsou tedy nebezpečné i při nižších koncentracích (Riberio a kol., 2017). Akumulace rizikových prvků v potravním řetězci má velký a dlouhodobý účinek na zdraví člověka (Liu a kol., 2017).

Po výzkumu bylo dokázáno, že těžké kovy a jejich sloučeniny jsou toxické a působí cytotoxicky, jsou mutagenní a přispívají k tvorbě volných radikálů v těle. Ovlivňují regulaci růstu buněk a funkce řad enzymů (Liu a kol., 2017). Mají kumulativní účinky a do těla se mohou dostat např. vodou, prací s půdou nebo potravou (Chen a kol., 2018). Dále se mohou do organismu dostat pomocí výrobků z léčivých bylin, které se využívají v potravinářství, farmaceutickém průmyslu a k produkci kosmetiky. I když koncentrace těžkých kovů v rostlinných výrobcích je nízká, při pravidelném používání se mohou těžké kovy v těle hromadit a tím dochází k negativním dopadům na zdraví člověka (Shahid a kol., 2017).

5.12 Negativní působení kontaminace půd na životní prostředí

Na životní prostředí má kontaminace půdy negativní vliv, kvůli omezování využitelnosti určitých kontaminovaných půd, která závisí na stupni kontaminace. Pod místy kontaminovaných ploch je vyšší znečištění podzemních vod, tím se omezuje a zabraňuje užití na produkci pitné vody pro účely průmyslové a zemědělské. V blízké vzdálenosti kontaminovaných míst také dochází větrnou a vodní erozí ke znečištění povrchových vod. Dále v místech kontaminace dochází ke zničení rozmanitosti a struktury přírodního ekosystému (Beneš, 1994).

Kontaminace půd negativními látkami vážně ohrožuje životní prostředí. Tato problematika se ve vyspělých průmyslových zemích začala v nynější době řešit častěji, aby se zamezilo dalšímu půdnímu znečišťování. Hlavním cílem je vyčištění kontaminovaných míst a zamezení k další kontaminaci (Cibulka a kol., 1991).

5.13 Negativní působení kontaminantů na lidské zdraví

Kontaminace půdy může také ohrozit i lidské zdraví. Lidé, kteří žijí v blízkosti kontaminovaných ploch mohou kontaminanty dostat do těla přímou cestou, tedy větrnou erozí nebo cestou nepřímou, vodami znečištěné kontaminací. Aby se tomuto problému zamezilo, musí se zvýšit požadavky na energii a investici k renovování nebo oživit místa postihnutá kontaminací a zabránit tím dalším následkům (Drkal, 1997).

Rizikové prvky, jako např. měď a zinek jsou v určité míře nezbytné pro lidský organismus, avšak nadměrný příjem Cu, Zn a dalších prvků (Pb, Ni, Cr) mohou mít na lidské zdraví nepříznivé účinky (Hu a kol., 2015). Mnoho rizikových prvků mají karcinogenní vlastnosti, které způsobují rakovinu (např. Cr, Cd, Pb, As a Ni) (Yousaf a kol., 2017). Jiné rizikové prvky karcinogenní nejsou nebo doposud nebyla objevena karcinogenita, ale mohou způsobovat jiné zdravotní potíže. Individuální těžké kovy nemusí mít škodlivé účinky na zdraví, ale s kombinací s jinými prvky mohou být zdraví nebezpečné (Olawovin a kol. 2012).

5.14 Negativní působení kontaminantů na půdní organismy

Půdní kontaminanty a pesticidy mají negativní vliv na půdní biologickou aktivitu. Například herbicidy, které prosakují do půdy, mohou snižovat velikost populace půdních mikroorganismů a jejich aktivitu. Současné herbicidy mají velkou biologickou schopnost a aktivitu, ale jejich přílišné používání může způsobit negativní důsledky na životní prostředí. Pesticidy mají účinné složky, které dlouhodobě nebo krátkodobě narušují půdní rovnováhu. Půdní organismy jsou ovlivněni působivými látkami pesticidu, které jsou velmi toxické (Bačmaga, 2015). Existuje několik metabolizovaných výrobků z velké řady pesticidů, jejichž pohyb a odolnost jsou určeny parametry, např. čas rozpadu v půdě, rozpustnost ve vodě, sorpční půdní stálost nebo rozdělovací koeficient n-oktanol/voda. Pesticidy a produkty z nich se rozdělují do několika skupin, a to do persistentní, bioakumulativní a hydrofobní pesticidy, které jsou na půdu velmi vázané.

V půdě se kontaminanty mohou pohybovat průsakem nebo tokem vody, čímž se také může kontaminovat pitná voda. Zadržování pesticidů nejvíce ovlivňuje půdní obsah organické složky. Čím více půda obsahuje organické hmoty, tím lépe se v ní kontaminanty adsorbují. Důležité je pH půdy, když pH klesá, adsorpce se zvyšuje (Aktar a kol., 2009).

5.14.1 Působení kontaminantů na půdní mikroorganismy

Ukazatel dopadu znečištění na mikrobiální společenství je jejich enzymová činnost, na kterou mají toxické látky velký vliv. Toxické kovy působí na enzymatickou činnost tím, že se jejich kovové ionty dostávají na aktivní místa enzymů nebo poblíž těchto aktivních míst. Tento jev ničí aktivní místa enzymu a zabraňuje jeho funkcím. Různé kovy mohou odlišně působit na aktivitu některých enzymů, např. měď nemá žádný vliv na aktivitu glukosidázy, ale rtuť její aktivitu snižuje (Barnhart a Vestal, 1983).

Toxické kovy a POPs mají na mikrobiální společenstva v půdě špatný vliv, např. když DDT (dichlordifenyl trichlorethan) v půdě dlouho působí, má škodlivé následky na biologické vlastnosti půdy, které se projevují jako úbytek biomasy a enzymové činnosti v některých mikrobiálních skupenstvích. Také se může stát, že nahradí citlivé druhy za druhy rezistentní, např. cyanobakterie, které mají vlastnost fixaci dusíku, zcela vymizí. Takto se v půdě snižuje biodiverzita a dochází ke ztrátám různých důležitých ekologických vlastností (Megharaj a kol., 2000).

5.14.2 Působení kontaminantů na půdní bezobratlé

Na organickou půdní hmotu nebo na půdní jílovité materiály bývají snadno vázány toxické látky, které škodí půdním bezobratlým. Toxické kovy, jako jsou měď a zinek, negativně působí na žížaly. V půdách, kde se objevují toxické kovy, je mnohem menší množství žížal než v nekontaminovaných půdách. Snížení bývá způsobeno toxickými vlastnostmi toxických prvků, dále také náhlými změnami v kvalitě místa výskytu a potravou žížal, když toxické kovy negativně působí na mikroorganismy půdy. Určité množství kontaminace zapříčiňuje změny ve složení druhů půdních organismů, které se vyskytují v dané půdní ploše (Lukkari a kol., 2004).

Dle provedené studie, která se zabývá působením toxických kovů na půdní bezobratlí organismus, tedy na nematoda, je patrné, že naplaveninové půdy, ve kterých byl vyšší obsah kontaminantů, měly značný vliv na správné fungování ekosystému. Výskyt kontaminantů byl znásoben společným působením, proto se očekávalo, že struktura ekosystému a druhová diverzita půdy je přítomností

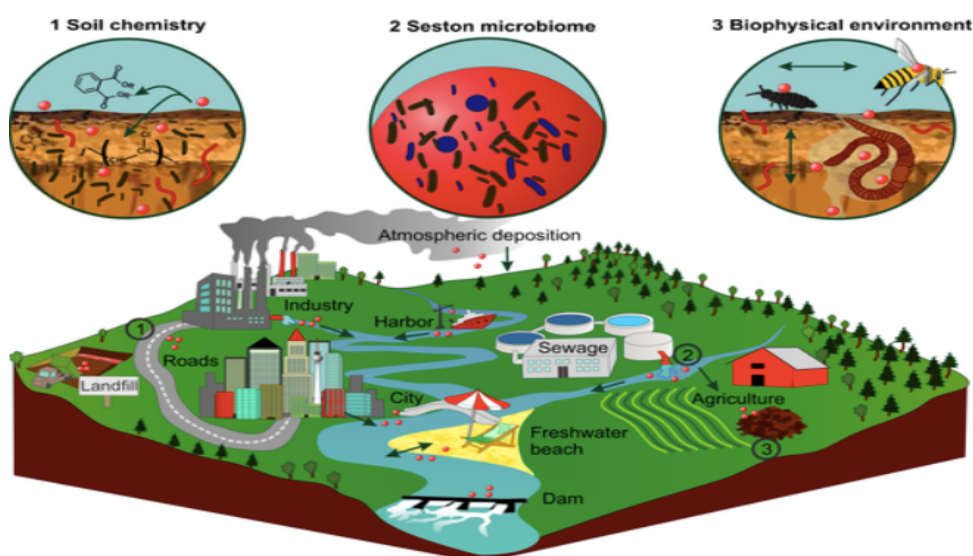
toxických prvků negativně ovlivňována. Toxické kovy jsou ale navázané na organickou hmotu a jílovité částičky, proto nemají příliš velké působení na složení ekosystému (Goede, 2008).

6 Druhy kontaminantů

6.1 Mikroplasty

Jsou to malé částičky, které mají velikost 100 nm až 5 mm, minimální hranice není pevně stanovená, protože stále neexistuje jejich přesná definice. V životním prostředí se vyskytují i částice plastů velké jen 1 μm (mikrometr). Existují ale i menší částice, které se nazývají nanoplasty, v současné době je ale nelze spolehlivě analyzovat (Pivokonský, 2018).

Problém mikroplastových částic se týká oceánů, řek, jezer, ale také půdy (Machado a kol., 2017). V životním prostředí je distribuce mikroplastů napříč terestrickými (suchozemskými) a námořními ekosystémy, a to od povrchu až do nejhlubších spodních vrstev. Jejich distribuce je ovlivněná průtokem řek, odtokem, infiltrací, působením mořských proudů, působení větrem, lidskou činností nebo pohybem zvířat. To vše se děje příčně a mezi ekosystémy. Hlavním zdrojem mikroplastů, je průmysl, kosmetické a čisticí přípravky, odpady nebo syntetické textilie (Shaoliang, 2018). Obrázek 3 ukazuje zdroje a mobilitu mikroplastů z místa znečištění. Mikroplasty jsou označené jako červené kuličky, které se dostávají z průmyslové zóny, ze skládek, silnic a měst do atmosféry, zemědělských půd, odpadních vod, pláží, přehrad a přístavů. Tři kruhové obrázky nahoře přibližují účinky chemie na půdu a co se v ní děje, na biofyzikální prostředí a na mikrobiomy (Machado a kol., 2017).



Obrázek 3 - Zdroje a pohyb mikroplastů (Machado a kol., 2017).

6.1.1 Rozdělení a dělení mikroplastů

Mikroplasty se rozdělují na primární a sekundární. Primární jsou směšeniny zlomků, vláken a kuliček, které mají pravidelnou i nepravidelnou formu a jsou tak záměrně vyráběny. Nejvíce se používají v zubních pastách, kosmetice, v čistících prostředcích a nátěrových hmotách. Přidávají se také do výrobků jako abrazivo (k broušení, hlazení), aby zlepšily vzhled nebo viskozitu. Sekundární mikroplasty se od primárních liší vznikem, spočívá ve fragmentaci a v postupném lámání velkých částí plastů. Vytváří se tedy mechanickým otěrem pneumatik, rozpadem plastového odpadu nebo se opotřebují praním plastových tkanin.

Dle různých hledisek se dělí na syntetické a přírodní. Syntetické jsou převážně vyrobeny z ropných látek, kdežto přírodní mikroplasty vnikly z přírodních látek, jako např. z bílkovin, kaučuku a polysacharidů (škrob a celulóza). Mikroplasty se dále dělí na termoplasty a termosety, ty závisí na základě zpracování plastů po jejich ohřátí (Podlesná, 2020).

6.1.2 Složení mikroplastů

Složení mikroplastů se odvíjí od samotných plastů, protože to jsou fragmenty plastů. Jsou to směsi funkčních přidaných látek a polymerů. Plasty mají různé podoby, jako např. předměty, vlákna nebo filmy. Typickou vlastností plastů je tvrdost, pružnost, tepelná odolnost, křehkost, ale i tvarovatelnost, od které se odůvodňuje jejich pojmenování. Strukturu mikroplastů tvoří ohromné makromolekuly, kde se vyskytují atomy uhlíku, kyslíku, vodíku, dusíku, chloru a ostatních prvků. (Ducháček, 2006).

6.1.3 Mikroplasty v půdě

Mikroplasty mohou mít široké následky pro všechny suchozemské ekosystémy. [Výzkum z německého Leibnizova institutu](#), na kterém se podílel Anderson Abel de Souza Machado, poukazuje na možné dopady kontaminace půdy. Za svůj cíl si určili zhodnocení rizik pro půdu a její obyvatele, protože znečištění půdy je čtyřikrát větší než znečištění vody. Mikroplasty se dostávají do půdy díky

lidské činnosti, např. zavážení kalů z čistírny odpadních vod do půdy. Tyto kaly se používají jako zemědělské hnojivo, ve kterých se nachází 80–90 % objemu mikroskopických plastů.



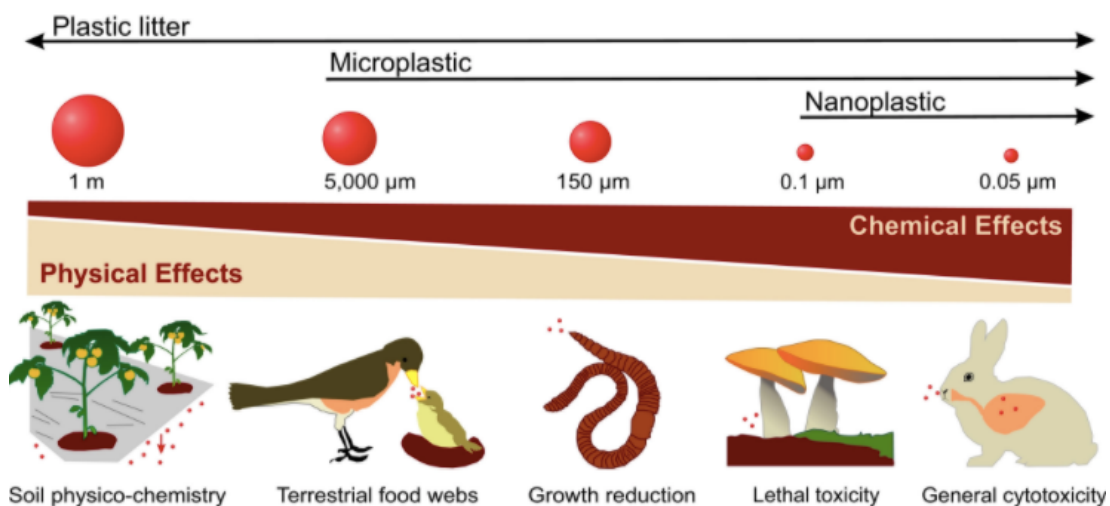
Obrázek 4 - Mikroplastová vlákna v půdě (Bunk, 2018).

Výzkum zjistil, že mikroplasty v půdě (Obrázek 4) přináší velká rizika, která se dají srovnat s riziky ve vodních ekosystémech. Jsou ideální pro přenášení choroboplodných zárodků, protože prošly kanalizací. Dále mohou ovlivňovat půdní mikrobiotu, její kondici a také fungování celého půdního oběhu živin. Výzkum také poukazuje na žížaly, za přítomnosti mikroplastů v půdě si vytvářejí své hromádky jinak, to ovlivňuje provzdušnění půdy, pohyb živin a pevnost.

Rozpadem plastových částic vznikají nové fyzikální a chemické vlastnosti. Chemické působení mikroplastů se podílí na rozkladu půdního organického materiálu. Mohou nastat rizika, kvůli snižující se velikosti fragmentů, až do velikosti stupnice nanometrů. Tím se narušují buněčné stěny, včetně vysoce selektivních membrán (v placentě živočichů nebo v mozku).

S půdními mikroplasty se můžeme setkat v potravě suchozemských organismů, v houbách nebo v kvasinkách. Obrázek 5 ukazuje znečištění organismů kombinovaných fyzikálních a chemických účinků mikroplastů. Kontaminace mikroplasty souvisí se zemědělským mulčováním, tím se může dostat potravou do

organismů. Způsobuje snížení růstu žížal, zánět plic u savců, letální toxicitu pro houby a rozšířenou cytotoxicitu. Dále na obrázku můžeme vidět velikosti mikroplastů a nanoplastů (Machado a kol., 2017).



Obrázek 5 - Mikroplasty v živočiších (Machado a kol., 2017).

6.2 Pesticidy

Používají se k utlumování a hubení živočišných a rostlinných škůdců. Na pesticidy můžeme narazit v lesnictví, zemědělství, potravinářství a v domácnostech. Po celém světě je evidováno více jak osm set sloučenin pesticidů, které jsou účinné (Svobodová, 2012).

Mohou představovat případné nebezpečí pro obyvatele i zvířata, protože mají vysokou biologickou účinnost. Využívají se stále častěji a rozšířeněji na zemědělských plochách. Jejich hromadění je nebezpečné, v primární i konečné fázi rozpadu. Jelikož se nacházejí v půdě a v zemědělských plodinách, díky potravnímu řetězci se mohou dostat do zvířecího nebo lidského organismu (Kazda, 2012).

Pesticidní přípravek se skládá z účinné chemické látky a jejích sloučenin, to tvoří podstatnou část, kvůli svým chemickým a fyzikálním vlastnostem. Dále je přípravek tvořen dalšími látky, např. synergent, který zvyšuje a podporuje efektivnost účinné látky. Safenery snižují fytotoxicitu daného pesticidního preparátu.

Přidané látky, jsou například stabilizátory, rozpouštědla a plnidla (Kazda, 2012). Posledním materiálem jsou adjuvanty, které snižují dávky herbicidu a zvyšují kvalitu plodiny a mají pozitivní vliv na zisk z plodiny (Green a kol., 1993).

Pesticidy se dále rozčleňují na zoocidy, herbicidy a fungicidy. Zoocidy jsou vyloženy na ničení živočišných škůdců a chrání rostliny před případným poškozením. Herbicidy se užívají na hubení plevelů a fungicidy se využívají k ochraně rostlin před houbovými chorobami (Holoubek, 2007).

6.2.1 Negativní působení pesticidů na půdu

Pesticidy mají půdu chránit, jelikož se ale používají na 95 % zemědělských půdách, jejich nadměrné užívání má na půdu opačné negativní účinky, kvůli rezistenci půdy vůči pesticidním přípravkům, fytotoxicitu a toxicitu pesticidů, degradaci a odolnost pesticidů v půdách.

Když škůdci a škodlivé organismy začnou být odolné vůči dávkám pesticidu a neuhynou, tento jev se nazývá pesticidní rezistence. Můžeme se s tím setkat u všech druhů pesticidu (zoocidy, herbicidy, fungicidy). Hlavní příčinou je časté opakování a používání stejné pesticidní látky, je nevyhovující ošetření, neúměrnost ošetřených a neošetřených míst a také geny které převládají při jejich vzniku. Tyto neškodné účinky na půdu můžeme oddálit např. používáním kombinovaných postřiků, střídáním pesticidních látek. Dále je vhodné určit množství na plochu, rychle a včasné zásahy a ošetřovat jen napadené a ohrožené plochy. Těmito způsoby můžeme snížit negativní dopady pesticidů na půdu (Kazda, 2012).

Dalším východiskem je užívání biopesticidů. Biopesticidy jsou látky, které mají pesticidní rysy, ale jsou to látky živočišného, rostlinného a mikrobiálního původu, které se vyskytují přirozeně (ÚZPI, 2007). Nejpopulárnější biopesticid je *Bacillus thuringiensis*, je to aerobní půdní bakterie, která vytváří toxické spory, které volně nakládají s insekticidním působením (Hluska, 2013). Výhodou biopesticidů je menší toxicita, která má vliv pouze na vybrané organismy, rychlý rozklad v půdě a účinnost i v menších dávkách (Smith, 2020).

Toxicita pesticidů znamená, jak jsou pesticidní látky škodlivé a jedovaté. Rozděluje se na chronickou a akutní. Akutní toxicita je jedovatost pesticidu vůči jistému organismu, když je použití jednorázové větší dávky ve formě inhalační, orální nebo dermální. Chronická toxicita je jedovatost pesticidní látky vůči nějakému organismu po opakovaném použití menších dávek, ale za větší časové období, která se následovně projeví mutagenitou, neurotoxicitou, karcinogenitou nebo reprodukční transformací (Hekera, 2004). Dalším negativním vlivem je fytotoxicita, jakožto poškození pěstované rostliny herbicidem (Hrudová, 2011). Perzistence pesticidů je doba, po kterou se užitá látka rozkládá v přírodním prostředí pomocí chemických, fyzikálních a biologických faktorů. Degradace je jev, kdy se chemické látky obsažené v pesticidech rozkládají na jednodušší látky (Kazda, 2012). Její rychlost záleží na chemických a fyzikálních vlastnostech pesticidů, složení a obsah půdy, vlhkost a teplota půdy, hodnota pH, klimatické podmínky a mikrobiální průběhy při použití pesticidů (Koubová, 2006).

S rozvojem zemědělství se do půdy dostává mnohem více chemických a toxických látek. Velké užívání pesticidů nejvíce kontaminují půdu a životní prostředí. To má vliv na kvalitu a bezpečnost potravin, ekologických procesů a biodiverzity. Hlavní příčinou je intenzivní zemědělství, které dává přednost ekonomické efektivnosti před negativními následky pro lidské zdraví a životní prostředí (Fenik a kol, 2011).

6.2.2 Negativní účinek pesticidů na půdní organismy

Přílišné užívání pesticidů může v půdě způsobit úbytek půdních organismů. Pedoložka Dr. Elaine Ingham (1993) se zabývala touto problematikou a dospěla k názoru, že když půda ztratí plísně a bakterie, poté degraduje. Porovnála, že velké užívání pesticidů a chemických hnojiv má na půdní mikroorganismy takový vliv, jako když člověk často užívá antibiotika. Nadužívání pesticidů může být účinné několik let, ale zanedlouho bude velký úbytek užitečných půdních organismů, které by udržovaly výživu (Savonen, 1997). Rostliny ke svému životu potřebují řadu půdních organismů, které mění atmosférický dusík na dusičnany, které rostliny aktivně využívají. Normální herbicidy poškozují tento proces. Některé herbicidy

zabraňují půdním bakteriím, které umí přeměnit amoniak na dusitany. Glyfosáty (přípravky na plevele) omezují růst a aktivitu volně žijících rostlin.

Herbicidy také poškozují mykorhizní houby, které rostou s kořeny vyšších rostlin a napomáhají jim přijímat výživu. Bylo prokázáno, že herbicidy trifluralin a oryzalin zabraňují růstu mnohých mykorhizních hub. Herbicid oxadiazon snižuje kvantitu houbových výtrusů (Aktar a kol., 2009).

6.3 Negativní působení imisí z dopravy

Dříve v průmyslově vyspělých zemích imise z dopravy tvořily 50–70 % znečištění v ovzduší, to mělo také výrazný vliv na znečištění půdy. Nejvíce rizikový byl benzín s přídavkem olova ve formě tetraetylolova. Z výfuků benzinových motorů vychází olovo ve formě aerosolu, oxidu olovičitého a olovnatého. Tyto sloučeniny mají usazovací vlastnosti ve vzduchu. V okolí dopravních cest byla tedy půda kontaminována olovem (Krečmer, 1982).

Další negativní látky z dopravy jsou oxid siřičitý, oxid uhelnatý, oxid dusíku a organické sloučeniny ve formě ketonů, aldehydů, sazí, nespálených uhlovodíků a polyaromatických uhlovodíků. Tyto organické sloučeniny jsou pro půdu nejvíce škodlivé, protože půdní částice na velkých plochách zvyšují svou chemickou reaktivitu. Jednoduše oxidují na kyseliny organické, jimiž se půda okyseluje a také reagují ve složitějších reakcích, tím se tvoří toxické částice, které mají negativní vliv na mikrobiální život v půdě. Špatný vliv na půdu mají také PAU (molekuly polykondenzovaných aromatických uhlovodíků). V půdě se snadno nenávratně sorbují, jejich koncentrace v půdě se pomalu zvyšuje. Jde o karcinogeny, které se v půdě obtížně mikrobiálně odbourávají, tudíž se jich půda těžko zbavuje. Proto jsou saze (součást výparů z naftových motorů) pro půdu velmi nebezpečné (Holoubek a kol., 1996).

V minulosti se uvádělo, že zážehový motor je pro životní prostředí horší než motor vznětově naftový, protože ve zplodinách obsahuje větší množství oxidu dusíku, CO, nekarcinogenních uhlovodíků a polyaromatických karcinogenních uhlovodíků. Vznětový motor ale vytváří více sazí a v některých případech i více

PAU. Vznětové motory jsou tedy horší než motory zážehové, kvůli své karcinogenitě, která škodí půdě a znehodnocuje jí (Tólgýessy a kol., 1989).

6.4 Negativní působení imisí z chemického průmyslu

Chemický průmysl vypouští do ovzduší nejvíce toxických a mutagenních látek. Existuje mnoho druhů chemických provozoven, produkujících mnoho chemických zplodin, které znečišťují atmosféru nejen plynnými parami a výpary, ale také drobnými prachovými částicemi. Při produkci sody, minerálních hnojiv a pigmentů dochází k emisím pevných částic. Do nejškodlivějších plynných exhalátů patří, kvůli svým škodlivým účinkům a množství, chlor, chlorovodík, sirovodík, sirouhlík, oxidy síry a dusíku, fluor a fluorovodík. Mezi organické škodliviny se zahrnují aromatické a alifatické uhlovodíky a halogenderiváty. Ovzduší, které je znečištěné, je zdrojem i znečištění půdy. Nejnebezpečnější znečištění z chemických průmyslů jsou pro půdu exhaláty z fluoru a fluorovodíku, které nejvíce produkují provozy na výrobu superfosfátu (Holoubek a kol., 1996).

6.5 Dlouhodobé negativní působení emisí a imisí

Dopady imisemi se mohou projevit kvantitativně (snížení výnosů) nebo kvalitativně (kontaminací půdy, vody a organismů). Množství a stupeň poškození, závisí na vzájemném působení vyskytujících se prvků, ročním obdobím, hnojením, druhem rostliny a klimatem.

Dlouhodobý účinek imisí má za následek sterilizaci povrchových horizontů půdy. V půdách, kde je velký výskyt plynných a pevných imisí, může dojít k vyhubení nadzemní vegetace a ke sterilizaci půdy těžkými kovy. Zajímavé ale je, že všechny toxické látky (bakteriální či živočišné), které z emisí do půdy pronikly, půdní organismy dokážou vstřebávat a přeměňovat na látky aktivní (Pankhurst a Doube, 1997).

Účinek imisí má na půdu chronický vliv a jejich dlouhodobé působení na půdní organismy snižuje stabilitu, to následně ničí funkce určitých biosystémových článků, např. potlačení parazitů a predátorů. Při pozdějším překračování a působením imisí

na půdu, dochází ke vzniku náhlé poruchy, která se následně přemění v náhradní sukcesi, která má za následek degradovanou náhradní biocenózu s charakterem biocenózy ekologicky extrémních biotopů. Tuto biocenózu tvoří nižší počet druhů půdních organismů. V nenakažených biocenózách může být množství jednotlivých organismů větší.

Všechny změny, které jsou výše uvedené, také mohou nastat v půdách, kde nejvyšší povolená hodnota nepřesahuje množství těžkých kovů a jiných toxických látek, to záleží na půdním charakteru a skladbě celého okolí. Z tohoto důvodu se nemůže vycházet jenom z hodnot maximálních přípustných koncentrací v půdách a v rostlinách, při hodnocení účinku toxických látek. Takové vyhodnocování by bylo z hlediska celistvého pohledu na ekosystém zavádějící a nedostatečný (Pankhurst a kol., 2003).

6.6 Negativní působení úniku ropných látek

Ropa obsahuje velké množství různorodých látek, které ovlivňují lidské zdraví a jiné organismy. Když unikne ropa do půdy, trvá dlouhá léta, než se půda přirozeně regeneruje. Únik do půdy může také způsobit znečištění podzemních vod. Nejčastější únik ropných produktů bývá z benzinových pump, podzemních nádrží nebo při autohaváriích na silnicích. Když unikne 10 l/m² benzínu, půdní regenerace trvá cca 1 rok, když je půda kontaminovaná větším množstvím, doba regenerace se zvyšuje (Rábl, 1991).

Ropné látky, které pronikají do půdy, mají malou rozpustnost ve vodě a na povrchu půdního materiálu vytváří nepřetržitý film, který má špatný vliv na půdní oxidační kapacitu. To ohrožuje anaerobní procesy v těžkých půdách, kde je malá oxidační kapacita. Dalším nepříznivým vlivem ropných látek v půdě je rozpouštění škodlivých hydrofobních látek PAU, zbytky pesticidů a organických látek z kontaminace půdy. Některé druhy ropných látek jsou biologicky dobře metabolizovatelné, jedná se o alkeny, alkany, cyklany a aromáty. Tento proces produkuje různé oxidované kyslíkaté deriváty, to umožňuje mikroorganismům, ve vodě i v půdě, samočisticí funkce. Rychlost odbourávacích reakcí závisí na dostatečném přístupu vzdušného kyslíku (Tölgyessy a kol., 1989).

6.7 Kadmium (Cd)

Kadmium je mimořádně karcinogenní kov, který při nízké koncentraci může způsobit toxické reakce (Khan a kol. 2017). Jeho sloučeniny jsou velmi jedovaté a kvůli tomu, že má vysokou rozpustnost a toxický charakter, je umístěn na 7. místě z 20 silných toxinů (Hamid a kol., 2019).

Způsobuje rakovinu močového měchýře, rakovinu plic nebo rakovin prostaty (Shahid a kol., 2017). Může se projevit i jinak než rakovina, a to např. jako poškození plic, ledvin nebo může poškodit reprodukční ženský i mužský systém (Zheljazkov a kol., 2008). Při nižších expozičních dávkách kadmia, dochází k řídnutí kostí nebo k poškozením ledvin. Další negativní účinky jsou např. bolesti hlavy, hypertenze, anemie, diabetes nebo kardiovaskulární onemocnění (Sobhanardakani a kol., 2018).

6.7.1 Kontaminace půdy kadmíem

Problematika kontaminace půdy kadmíem se týká celého světa. Celosvětové obavy jsou především o lidské zdraví a znečištění životního prostředí, z tohoto důvodu se konal průzkum kontaminovaných ploch a také byly zhotoveny návrhy na remediační opatření. Nové postupy pro úpravu kontaminované půdy jsou opravdu nutné, protože počet a rozloha kontaminovaných míst je rozsáhlá (Kumpiene, 2018).

Cd je v půdě relativně imobilní, což závisí na chemické formě a ta záleží na složení srážek, hlavně na pH a obsahu aniontů, které mohou s kadmíem vytvářet stabilní sloučeniny. Také obsah organického uhlíku je velmi důležitý, protože jeho množství má vliv na adsorpci, tudíž i na mobilitu kadmia. Rychlost migrace je ovlivňován půdním typem (Adriano, 2001).

Po dobu 14 let jílová půda, která se zavlažovala splaškovou vodou, se obsah kadmia v půdě vyskytovat až 75 cm hluboko. To se shodovalo s hloubkou, kde byla splašková voda vložena a též s distribucí humusu (Adriano, 2001). 90 % znečištění kadmíem z aplikace čistírenského kalu zůstává v horní části půdy 15 cm hluboko (Kabata-Pendias a kol. 2007).

Důležitým faktorem je půdní struktura, která v půdách reguluje obsah kadmia. Mikroorganismy Actinomycete R27 mají schopnost hromadit Cd. Tento remediační způsob byl navržený pro kontaminované půdy Cd za obohacením půd mikroorganismy (Kabata-Pendias, 2011).

Za kontaminovanou půdu se již považuje obsah Cd nad 3 mg/kg. Zalesněné oblasti mohou mít obsah kadmia 10 mg/kg (Kubier a kol. 2019). Zesílení úrovně kadmia může být litogenního (geogenního) původu, např. výskyt aluviálních půd na Slovensku, které mají zvýšenou koncentraci kadmia, a to v hloubce 100–120 cm do 222 mg/kg. Problematiku vysokého znečištění půd má také Francie, kde je z průmyslových zdrojů Cd obsah více než 100 mg/kg. Avšak nejvyšší obsah Cd je v Polsku, Belgii či v USA (Kabata-Pendias, 2011).

Atmosférická depozice je hlavním zdrojem kadmia v půdách, a to hlavně v kovových hutích (1 000 g/ha/rok), fosforová hnojiva (mají až 150 g/ha/rok) a fosfátová hnojiva (40 mg/kg) (Kabata-Pendias a kol. 2007).

6.7.2 Obsah Cd v půdě

Kadmium se v půdách objevuje v koncentracích 0,01 - 1 mg/kg. Průměrná celosvětová hodnota je 0,36 mg/kg (Kubier a kol., 2019) a hlavní faktor, který určuje obsah Cd v půdě je původní materiál. V písčitých půdách, které nejsou kontaminované, tvoří obsah kadmia průměrně 0,01 až 0,3 mg/kg a v hlinitých půdách od 0,2 až 0,8 mg/kg. Vyšší hodnoty značí antropogenní podíl na vstupu Cd (Kabata-Pendias, 2011) a je to zároveň nepohyblivější látka v kyselých půdách (pH 4,4 - 5,5). V alkalických půdách je kadmium spíše pohyblivé (Kubier a kol., 2019). Obsah Cd je v zemědělských půdách asi 1 ppm (Parts per million), v hutnické oblasti v povrchové půdě je od 0,20 - 350 ppm (Adriano, 2001).

6.8 Arsen (As)

Půdy, které jsou kontaminovány arsenem, jsou především v oblastech průmyslových zdrojů a metalurgických závodů, v zemědělských plochách, kde se využívalo aplikování pesticidů, které obsahovaly arsen. Kontaminovaná půda

arsenem je také v oblastech hnědouhelných tepelných elektráren a ploch, kde se ukládají škváry a popílký. V České republice je velkým problémem spalování hnědého uhlí i v malých místních zdrojích. Jsou také místa, kde se arsen vyskytuje přirozeně (Calabrese a kol., 1997).

Arsen je prvkem stopovým, který se zařazuje mezi polokovy, jehož mobilita je nízká, ale s růstem pH se v půdě zvyšuje, a tím se poutá na oxidy železa (Fe). Podstatou tohoto prvku je, že je zootoxický (Vácha a kol., 2008). Během pokusů terénních průzkumů se zjistilo, že při velkém antropogenním zatížení půd arsenem, s velkou rozpustností větší než 50 %, dochází k přesažení kritických hodnot v rostlinách, a to na 2 mg.kg⁻¹. V rostlinách bylo také objeveno překročení kritické zátěže již při 20 % rozpustnosti As (Němeček a kol., 2010).

Dle výzkumů je arsen velice toxický a karcinogenní. Způsobuje rakovinu plic, ledvin a močového měchýře (Nunes a Otero, 2017). Dále arsen způsobuje bolesti břicha a hlavy, horečky, zvracení, poškození jater, vypadávání vlasů, svalové křeče nebo bolest v krku (Sobhanardakani a kol., 2018). Arsen také způsobuje kardiovaskulární onemocnění nebo diabetes (Nunes a Otero, 2017).

6.9 Měď (Cu)

Jedná se o esenciální prvek, který je zároveň významný rizikový prvek. Při velké koncentraci je zootoxický a fyto toxický. Do půdy se může dostat hned několika způsoby, a to např. do půd chmelnic a vinic proniká kvůli používání preparátu, který obsahuje měďnaté fungicidy. Je to prvek, který má sice malou mobilitu v půdě, ale dokáže rychle vstupovat do rostlin. Ve VÚMOP byly zjištěny kritické hodnoty vstupu do rostlin celkového obsahu 100–150 mg.kg⁻¹ a mobilní obsah mědi činil 300–800 µg.kg⁻¹. Mobilita mědi a její vstup do rostlin má na půdní reakci negativní účinky. Velmi rizikové jsou půdy kyselé, jejichž kritická hodnota je 100 mg.kg⁻¹ a blíží se k obsahu Cu v půdách České republiky, a to 70 mg.kg⁻¹. Při nádobových pokusech s půdami, které byly uměle kontaminovány měďnou solí, se i u nejzranitelnějších půd při velkém množství mědi, objevily fyto toxické projevy (Vácha a kol., 1995).

Měď je stopovým prvkem a je nezbytný pro lidský organismus, při vysokých koncentracích má však toxické účinky. Vyšší dávka Cu může způsobovat bolesti hlavy, nevolnost nebo střevní potíže (Olawoyin a kol., 2012). Otrava mědí je podobná chřipkovým stavům, proto jsou označovány jako „kovová horečka“ (Nduka a kol., 2016). Dále způsobuje anémii, poškození ledvin a jater, žaludeční poruchy a poškození funkce některých enzymů (Karak a kol., 2017).

6.10 Chrom (Cr)

Chrom, který má oxidační číslo +III je v menším množství významným esenciálním prvkem, oproti chromu s oxidačním číslem +VI, který je velmi toxický i při malých koncentracích (Chen a kol., 2018). Má nízkou mobilitu a nízký přechod do rostlin. Karcinogenní účinky chromu se spojují pouze s Cr^{6+} , který je spíše ve vodním prostředí. V půdách se běžně objevuje Cr^{3+} , vyšší obsahy chromu jsou v ultrabazických a bazických horninách. U normálních půd se obsah chromu pohybuje kolem 90 mg.kg^{-1} (Nemeček a kol., 2010).

Je také karcinogenní a může způsobit rakovinu plic (Olawoyin a kol., 2012). Přílišné používání chromu + III může způsobit poškození jater, plic nebo ledvin, dále má vliv na tvorbu volných radikálů a porušení DNA (Chen a kol., 2018).

6.11 Nikl (Ni)

Tento prvek při vyšších koncentracích je zootoxický a v malé míře také fytotoxický. Jeho zootoxické a fytotoxické obsahy byly dokonce zpracovány do Vyhlášky č. 153/20016 Sb. Půdní mobilita je sice vyšší, ale přechod do rostlin je oproti mobilitě nízký. Tento prvek je geochemicky zajímavý, jeho obsah je v bazických a ultrabazických horninách výrazně vyšší. Jeho extrémní množství je v eutrofních kambizemích, které jsou vyvinuté na hadcích neboli serpentinitech. Ve VÚMOP řešili problematiku případného upotřebení drceného hadce, jakožto zdroje hořčičku pro půdu. Negativní hodnoty pro půdu byly v VÚMOP zjištěny pro úplný obsah niklu na 200 mg.kg^{-1} , mobilní obsah činil $1-3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Vácha a kol., 1995).

Jen u půd silně kyselých ($\text{pH} < 5$) nastalo převýšení zátěže niklu v rostlinách s vyšším mobilním obsahem, který byl nad 3 mg.kg^{-1} . To se týkalo i půd s normálním obsahem niklu (v půdách České republiky je hodnota niklu 60 mg.kg^{-1}), také na půdách s fluvialní zátěží, které mají vyšší antropogenní vstupy niklu s hlavní zvýšenou rozpustností, pohybující se nad 30 % a obsahem mobility větší než 3 mg.kg^{-1} . Přesažení rozhodující zátěže v rostlinách se také zjistilo u půd s geogenní zátěží a úplnými obsahy převyšující 1000 mg.kg^{-1} . Nelze však znemožnit významný podíl mimokořenové zátěže rostlin, důsledkem zadřených půdních minerálních částic do pletiv v jejich nadzemní vrstvě (Němeček a kol., 2010).

Dále je to také prvek esenciální, který je v těle důležitý pro správné fungování některých enzymů. Ve velkém množství je pro člověka toxický. Způsobuje poškození kardiovaskulárního systému, ledvin, plic, imunitního systému a může vyvolat dermální potíže (Wang a kol., 2014).

6.12 Olovo (Pb)

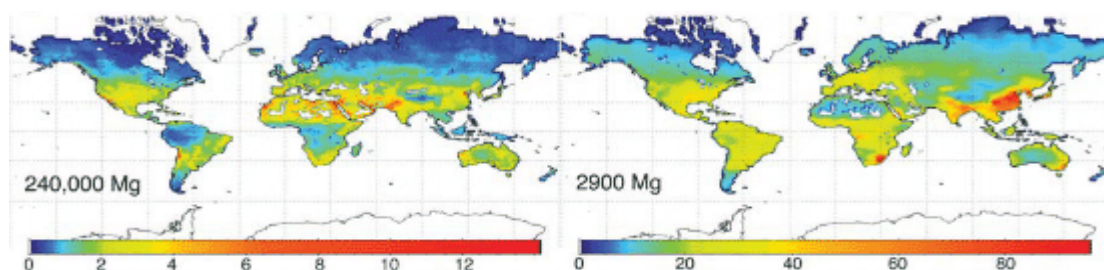
Je to jeden z nejsledovanějších a nejvýznamnějších rizikových prvků. Je zootoxický a v současné době se s ním setkáváme ve fluvizemích. Díky zastavení a ukončení produkce olovnatých benzínů je jeho kontaminace půdy nižší, ale stejně na něj narážíme v půdách, kde se objevuje vyšší obsah zřetelně aktivních imisních spadů. V půdě má nízkou mobilitu, která je ovlivněna půdní reakcí a minimální přechod do rostlin, hlavně do jejich nadzemních částí, platí zde princip takzvané kořenové bariéry. Zároveň má v organické půdní hmotě vyšší podobnost. VÚMOP zjistil ve svých experimentech, že pouze při velmi kyselé reakci lze dosáhnout kritického množství mobilního obsahu olova v půdách (400 až $600 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$). Pro Pb je typická zvětšená rozpustnost v půdě, která má antropogenní zatížení, které je nad 70 %, to platí např. u fluvialních zátěží a imisních spadů. V této situaci se rozpustnost nezmenšuje, ani při zvýšení pH v půdě. Kvůli tomuto důvodu nelze použít výpočet kritických hodnot poměrů mobilitou a obsahem olova v půdě. V geogenní zátěži má však olovo velice nízkou rozpustnost. V půdách, které jsou velmi kyselé s pH 3,9 při obsahu 500 mg.kg^{-1} olova, se u geogenní zátěže neprokázal transfer do rostlin (Němeček a kol., 2010).

Olovo je karcinogenní prvek, má negativní vliv na nervový systém, mozek a negativně ovlivňuje celou řadu orgánů. Vyšší koncentrace olova v krvi může poškodit kognitivní a intelektuální vývoj u dětí (Zheljakzov a kol., 2008). Tak působí na krevní, kosterní, endokrinní (žlázy vylučující hormony) a imunitní systém, ničí enzymatický aparát, snižuje kvalitu spermatu a ničí ledviny a plíce (Cherfi a kol., 2014).

6.13 Rtuť (Hg)

Na celé planetě Zemi je distribuce rtuti velice nerovnoměrná. Největší vzdušné hromadění se vyskytuje v místech s rtuťnou mineralizací nebo v oblastech s vysokým tepelným tokem (Sellin a kol., 2008). Rtuť má výraznou zootoxicitu a těkavost. Množství rtuti v koncentraci $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ v půdě, byly stanoveny jako velmi kritický. V České republice je množství rtuti v běžných a lehkých půdách $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Němeček a kol., 2010).

V minulosti nebyla rtuť vázaná na organickou hmotu, ale na hmotu minerální. Obrázek 6. ukazuje schématickou předpověď, kolik Hg se vyskytuje v půdách a v jejich emisích. Emise jsou podobné v místech antropogenních činností (vznikající činností člověka). Nízká hustota rtuti v půdách boreální a polární oblasti je kvůli nízké depozici (složení) $0,8 \text{ g/m}^2/\text{rok}$. Vyšší koncentrace se naopak nachází v oblastech pouště, má kombinaci vyššího depozičního stupně ($1,4 \text{ g/m}^2/\text{rok}$) a velice zdlouhavé výměny mezi atmosférou a půdou (1 748 let, oproti 126 let v deštných pralesích).



Obrázek 6 - Schéma uložení emisí rtuti v půdách (nalevo, v $[\text{mg/m}^2]$) a půdních emisí rtuti (napravo, v $[\mu\text{g/m}^2/\text{rok}^{-1}]$) (Smith–Downey a kol., 2010).

6.14 Vanad (V)

Pro mnoho organismů je vanad stopovým prvkem. I při nízké koncentraci v těle je velmi toxický, proto je to rizikový prvek. Má působení na výskyt rýmy, astmatu a anemie (Yang a kol., 2017). Vyšší množství vanadu může způsobit rakovinu plic, poškození ledvin nebo kostí (Aihemaiti a kol., 2017).

6.15 Zinek (Zn)

Řadí se do prvků se zvýšenou fytotoxicitou pro rostliny, které jsou vyšší a pro vodní a půdní mikroorganismy. Má vysokou mobilitu, která závisí na půdní reakci. VÚMOP se zinkem dělala nádobové experimenty. Zjistilo se, že při překročení zinku nad 300 mg.kg^{-1} , vznikají v půdě kritické zátěže. Týká se to antropogenní zátěže, která má vyšší rozpustnost pohybující se nad 20 %. Podílnost zinku u mobilního obsahu je při určité rozpustnosti 20 mg.kg^{-1} . U nádobových experimentů, kde se do půdy přidaly soli zinku, až do kritické úrovně zátěže 250 mg.kg^{-1} , která se udává pro fytotoxicitu, se známky fytotoxicity projevily jen v lehkých půdách (regozemi arenické, která má lehkou půdní zrnitost) a v půdách, kde kvůli pedogenezi malý obsah jílu (luvizem modální, mající lehčí substrát). Prokázalo se, že kritické hodnoty úplného obsahu Zn do rostlin jsou velmi vysoké, i při nižších hodnotách půdní reakce, která se pohybuje v úrovni pH 4,3 začínají i při obsahu zinku na 500 mg.kg^{-1} . Mohou dosahovat 600 mg.kg^{-1} již při hodnotě pH 6 (Němeček a kol., 2010).

Zinek je důležitý stopový prvek v lidském těle. Má vliv na normální fungování buněk, včetně metabolismu sacharidů a bílkovin, dále na buněčném dělení a růstu (Ihedioha a kol., 2014). Nadbytek zinku v organismu způsobuje zdravotní potíže podobající se negativnímu působení mědi (Cherfi a kol., 2014). Toxický účinek zinku je poškození enzymatického aparátu nebo vytvoření volných radikálů (Karak a kol., 2017). Když se organismus dlouhodobě vystavuje dávkám zinku, vyvolává anémii, poškození ledvin a jater (Shi a kol., 2013), nevolnost, horečku, zvracení a žaludeční křeče (Ihedioha a kol., 2014).

7 Diskuse

Je jisté, že kontaminanty mají na půdu velmi negativní vliv a příroda není schopna samostatné regulace, proto je třeba vyvíjet nové a účinné způsoby, jak kontaminaci, ať už v půdě, ve vodě nebo v celém životním prostředí maximálně eliminovat a hledat všechny dostupné cesty.

Kontaminace vzniká pevnými i kapalnými rizikovými prvky. Evropa se touto problematikou začala zabývat jako jeden z prvních kontinentů. Na životní prostředí mělo velký vliv zvýšení používání uhlí a energetiky, to zapříčinilo zvýšení zátěží a emisí kontaminace na životní prostředí, jak uvádí Guedron. K současným problémům přispívá velké množství energie, intenzivní využívání kalů z ČOV a doprava, která se každým dnem rozšiřuje. V celé Evropě je 300 000 až 1 500 000 kontaminovaných ploch, tento velký rozsah předpokládaného odhadu vznikl kvůli nesouladu vymezení kontaminovaných ploch.

Otázkou zůstává, zda je monitoring půdy dostatečný, protože jak uvádí Teng, v celosvětovém měřítku je to dosti složitý problém, kvůli nesouladům údajů o zatížení půd, které mají především vyvinuté země. V mnoha zemích nejsou data o kontaminaci půdy dostupná, protože monitoring kontaminace půd je finančně velmi nákladný. Existuje aktivita (Global Soil Partnership), která se snaží zmapovat všechna kontaminovaná místa, kde dochází k neúmyslnému zkreslení výsledku vyhodnocování znečištění půd. Rozvinuté země, které mají dostatek dat o znečištění, vycházejí díky tomu jako nejvíce znečištěné, oproti těm zemím, které tato data nemají a kvůli tomu nemohou být posouzené. V některých nevyspělých chudých zemích je monitoring z důvodů vysokých nákladů nereálný.

Není pochyb, že rozvojové země s rychlým vývojem průmyslu a s nízkými nároky na ochranu životního prostředí mají zásadně větší negativní dopady na životní prostředí a na kontaminaci půdy. Dále je potřeba zmínit, že tomu ani nepřispívají rozvojové země, které mají nízké standardy na lidské zdraví a na ochranu životního prostředí. Lidé do sebe mohou dostat kontaminanty ze znečištěných vod nebo z potravin. Dle Hu má nadměrný příjem Cu, Zn, Pb, Ni a Cr nepříznivý vliv na zdraví, neboť mnoho rizikových prvků jsou karcinogenní, a tak mohou způsobit rakovinu. Také na půdní organismy mají kontaminanty nepříznivý vliv, především

pesticidy, které jsou toxické a mohou snižovat velikost, pohyb a aktivitu půdních organismů a narušovat jejich rovnováhu, jak popisuje Bačmaga.

Také je důležité zmínit fenomén doby, tedy problematiku mikroplastů a jejich negativní působení na půdu, oceány, živočichy a na celé životní prostředí. Na to, jak je tento problém důležitý, začal se řešit až v posledních letech, tudíž zatím existuje malé množství výzkumů. Jejich hlavní zdroj je průmysl, odpady, syntetické textilie, čisticí přípravky a další. Leibnizův institut provedl výzkum, kde poukazuje na určité dopady kontaminace půdy. Mikroplasty jsou přenašeči choroboplodných zárodků, protože prošly kanalizací, také mohou ovlivňovat půdní mikroflóru a fungování celého půdního oběhu živin. S mikroplasty se můžeme setkat i v potravě, houbách a ve zvířatech, tím se mikroplasty dostávají i do lidského organismu.

V současné době by se mělo omezit množství aplikovaných pesticidů a užívat přírodně šetrnější způsoby hnojení, skládky by se měly více zabezpečit, aby nedocházelo k únikům do půdy a odpady z ČOV by měly být řádně ošetřeny a vyčištěny, aby neznečišťovaly půdu a životní prostředí. Do monitoringu a výzkumu znečištění půdy a životního prostředí by se mělo více investovat, aby se zamezilo mylným informacím a zjistily se správné hodnoty a parametry. Poté se dá tato problematika snadněji řešit. Dále je vhodné, aby se problematika mikroplastů v půdách i ve vodách dostala více do popředí a tato kontaminace životního prostředí se začala více zkoumat, protože do budoucna by to mohl být velký problém.

Jako vhodný příklad pro měření kontaminace půdy lze uvést měření provedená v Číně, kde hromadný sběr dat vedl ke zlepšení přehledu kontaminovaných míst. Díky těmto informacím se mohl navrhnout plán na čištění a kontrolu kontaminovaných míst, zamezit dalšímu půdnímu znečišťování a tím ochránit zatím nekontaminované půdy.

8 Závěr

V této bakalářské práci se věnuji podrobné charakteristice kontaminantů v půdě. Je zde shrnuto složení půdy, půdní vlastnosti, struktura, textura, půdní vznik, barva, kvalita půdy a půdní organismy. Kontaminace vede k nepříznivým jevům v půdě, ale také v životním prostředí. Hlavními kontaminanty jsou mikroplasty, polutanty a rizikové prvky. Práce obsahuje také rizika, které mohou z kontaminace půd nastat, druhy půdních kontaminací, jako lokální a difuzní. Mezi hlavní příčiny znečištění půd patří anorganické látky, organické látky, mikroplasty, úniky ropných látek, zemědělské a průmyslové látky, průsak toxických látek z ČOV a skládek. V práci je také uvedena legislativa, která se zabývá problematikou kontaminace půdy, Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech a Zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech. Také se zmiňuje o databázi SEKM, kde jsou uvedena všechna kontaminovaná místa. Podrobně se zabývá zdroji a typy půdních kontaminantů, které mohou být různého původu a mohou obsahovat nepříznivé látky s toxickými vlastnostmi. Popisuje, jaké látky kontaminují půdu nejvíce a jak kontaminace rizikovými prvky může mít negativní vliv na půdní organismy a lidské zdraví. Kontaminanty se z půdního prostředí může dostávat do podzemních i povrchových vod a také do atmosféry, kde se shromažďují a tím se mohou dostat do plodin, tudíž i do potravin a poté do konzumentů.

Dále je v práci kapitola shrnující mikroplasty, jejich dělení, rozdělení, složení, vlastnosti a také jak jsou mikroplasty v půdě nebezpečné a jak se do půdy dostávají. Mikroplasty se dostávají z průmyslových zón, silnic, skládek a měst do atmosféry, zemědělských půd, odpadních vod, přehrad, pláží a přístavů. Mikroplasty přenášejí choroboplodné zárodky, protože prošly kanalizací. Choroboplodné zárodky mohou negativně ovlivňovat půdní mikroflóru a fungování celého půdního oběhu živin. Práce se také zabývá negativními účinky pesticidů na půdu, na půdní organismy a na lidské zdraví. V práci je popsáno, jak negativně působí imise a emise, a imise z dopravy a imise z dopravního průmyslu. Emise a imise mohou půdu sterilizovat těžkými kovy. Práce také popisuje, jaký špatný vliv má únik ropy, když se dostane do půdy, může způsobit znečištění podzemních vod.

V této práci jsou podrobně rozepsány rizikové prvky a jak negativně na půdu působí. Do těchto rizikových prvků patří například kadmium, který má toxické vlastnosti a jeho sloučeniny jsou velmi jedovaté. Arsen, který se do půdy dostává z průmyslových zón nebo za pomoci pesticidů. Dále do rizikových prvků patří měď, chrom, nikl, olovo, rtuť, vanad a zinek.

9 Seznam použité literatury

Adriano D. C., 2001: Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer, USA. ISBN 978-0-387-21510-5.

Aihemaiti A., Jiang J., Li D. A., Li T., Zhang W., Ding X., 2017: Toxic metal tolerance in native plant species grown in a vanadium mining area. *Environmental Science and Pollution Research*. 24 (34), 26839–26850.

Aktar W., Sengupta D., Chowdhury A., 2009: Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary toxicology*, 2 (1), 1-12.

Altmann V., 2013: Využití kompostu pro optimalizaci vodního režimu v krajině. Zemědělská a ekologická regionální agentura ZERA, Náměšť nad Oslavou, ISBN 978-80-87226-26-1.

Báčmaga M., 2015: Microbial and enzymatic activity of soil contaminated with a mixture of diflufenical + mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methylsodium. *Environmental Science and Pollution Research*. 22 (1), 643-656.

Barnhart C.L. H., Vestal J. R., 1983: Effects of environmental toxicants in metabolic activity of natural microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology* 46: 970 - 977.

Běhálek L., 2016: Rozdělení a charakteristika polymerů (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <https://publi.cz/books/180/04.html>.

Bencko V., Cikrt M., Lener J., 1995: Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka. Grada Avicenum, Praha, 288 s.

Beneš S., 1993: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, 1. díl. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, 88 s.

Beneš S., 1994: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, 2. díl. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, 158 s.

Bunk K., 2018: An underestimated threat, land-based pollution with microplastics. (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <https://www.igb-berlin.de/en/news/underestimated-threat-land-based-pollution-microplastics>.

Calabrese E. J., Stanek E. J., James R. C., Roberts S. M., 1997: Environmental Health Perspectives. 105 (12), 1354.

Cibulka J., Domažlická E., Kozák J., 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia, Praha, 532 s.

Čechmánková, J., Skála, J., Hladík, J., Vácha, R., 2015: Zátěž zemědělských půd a rostlin rizikovými látkami s vazbou na potravní řetězec (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/zatez-zemedelskych-pud-a-rostlin-rizikovymi-latkam.pdf>.

Doran J. W., Parkin T. B., 1994: Defining and assessing soil quality. In: Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA, Inc., American Society of Agronomy, 3–21 s., ISBN 978-0-89118-930-5.

Drkal F., 1997: Ekologie a ochrana životního prostředí. ČVUT, Praha, 120 s.

Dube A., Zbytniewski R., Kowalkowski T., Cukrowska E., Buszewski B., 2001: Adsorption and migration of heavy metals in soil. Polish journal of environmental studies. 10 (1), 1–10.

Ducháček V., 2006: Polymery - výroba, vlastnosti, zpracování, použití. 2. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha. ISBN 80-7080-617-6.

Feník J., Tankiewicz M., Biziuk M., 2011: Properties and determination of pesticides in fruits and vegetables (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165993611000938>.

Foti L., Dubs F., Gignoux J., 2017: Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region. Science of the Total Environment. France, 598 s., 938–948.

Goede R. G. M., van Vliet P. C. J., 2008: Nematode-based risk assessment of mixture toxicity in a moderately polluted river floodplain in the Netherlands. Science of the Total Environment 406: 449–454.

Green J. M., Green J. H., 1993: Surfactant structure and concentration strongly affect rimsulfuron activity. Weed Technology 7: 633–640.

Guedron S., Amouroux D., Sabatier P., Desplanque C., Develle A.L., Barre J., Feng C.Y., Guiter F., Amaud F., Reyss J.L., Charlet L., 2016: A hundred year record of industrial and urban development in French Alps combining Hg accumulation rates and isotope composition in sediments archives from Lake Luitel. Chemical Geology, 431 s., 10–19.

Hagner M., Romantschuk M., Penttinen O. P., Egfors A., Marchand C., Augustsson A., 2018: Assessing toxicity of metal contaminated soil from glassworks sites with a battery of biotests. Science of the Total Environment. 613 s., 30–38.

Hall J., Sarin Ch., Cresser M., Cotter-Howells J., 1999: Correlation of free metal ion activities with toxicity response. 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Vídeň, 1122–1123.

Hamid Y., Tang L., Sohail M.I., 2019: An explanation of soil amendments to reduce cadmium phytoavailability and transfer to food chain. *Science Of The Total Environment*, 660 s., 80–96.

Hekera P., 2004: Ekotoxikologie (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <http://www.moloch.upol.cz/uploads/vyukovy-portal/etxe-1-ekotoxikologie.pdf>.

Hluska T., 2013: *Bacillus thuringiensis* Berliner 1915 (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <http://www.biolib.cz/cz/taxon/id652589/>.

Holoubek I., 2007: Chemie životního prostředí III, Pedosféra (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <http://www.recetox.muni.cz/res/file/prednasky/holoubek/chzp-iii/chzp-iii-pedosfera-08- zemedelstvi-a-pesticidy.pdf>.

Holoubek I., Adamec V., Bartoš M., Černá M., Čupr P., Bláha K., Bláha L., Demnerová K., Drápal J., Hajšlová J., Holoubková I., Jech L., Klánová J., Kohoutek J., Kužílek V., Machálek P., Matějů V., Matoušek J., Matoušek M., Mejstřík V., Novák J., Ocelka T., Pekárek V., Petira O., Punčochář M., Rieder M., Ruprich J., Sánka M., Vácha R., Zbiral J., 2002: Úvodní národní inventura persistentních organických polutantů v České republice. Project GF/CEH/01/003: Enabling Activities to Facilitate Early Action on the Implementation of the Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs), Praha, 745 s.

Holoubek I., Dušek L., Čupr P., Helešic J., Damborský J., 1996: Polycyklické aromatické uhlovodíky v prostředí. Český geologický ústav a Odbor ekologických rizik monitoringu Ministerstva životního prostředí České republiky, Praha, 134 s.

Hrudová E., 2011: Poškození rostlin pesticidy a hnojivy (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z http://web2.mendelu.cz/af_291_sklad/frvs/hrudova/index_soubory/Page3416.htm.

Hu Y., Wang X., Dong Z., Liu G., 2015: Determination of heavy metals in the groundwater of the Huaibei Plain, China, to characterize potential effects on human health. *Analytical Letters*. 48 (2), 349–359.

Chapman P. M., Downie J., Maynard A., Taylor L. A., 1996: Coal and deodorizer residues in marine sediments - Contaminants or pollutants? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15 (5), 638–642 s., ISSN 0730-7268.

Chen L., Zhang J., Zhu Y., Zhang Y., 2018: Interaction of chromium (III) or chromium (VI) with catalase and its effect on the structure and function of catalase: An in vitro study. *Food Chemistry*. 244, 378–385.

Cherfi A., Abdoun S., Gaci O., 2014: Food survey: levels and potential health risks of chromium, lead, zinc and copper content in fruits and vegetables consumed in Algeria. *Food and chemical toxicology*. 70, 48–53.

Ihedioha J. N., Okoye C. O., Onyechi U. A., 2014: Health risk assessment of zinc, chromium, and nickel from cow meat consumption in an urban Nigerian population. *International journal of occupational and environmental health*. 20 (4), 281–288.

Ingham E., 1993: Population responses of target and non-target forest soil organisms to selected biocides. Forest Science Department and Department of Botany and Plant Pathology, Oregon State University, 7 s.

Jurinak J. J., Tanji K. K., 1993: Geochemical factors affecting trace element mobility. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 119: 848–867.

Kabata-Pendias A., 2011: Trace Elements in Soils and Plants. Fourth edition. Boca Raton: CRC Press. ISBN 978-1-4200-9368-1.

Kabata-Pendias A., Mukherjee A. B., 2007: Trace Elements from Soil to Human. Berlin: Springer. ISBN 3-540-32713-4.

Karak T., Paul R. K., Kutu F. R., Mehra A., Khare P., Dutta A. K., Boruah R. K., 2017: Comparative Assessment of Copper, Iron, and Zinc Contents in Selected Indian (Assam) and South African (Thohoyandou) Tea (*Camellia sinensis* L.) Samples and Their Infusion: A Quest for Health Risks to Consumer. *Biological trace element research*. 175 (2), 475–487.

Kazda J., 2012: Chemická ochrana rostlin (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z http://etext.czu.cz/php/skripta/skriptum.php?titul_key=56.

Khan M., Khan S., Khan A., Alam M., 2017: Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of The Total Environment*. 601-602, P. 1591–1605.

Koubová D., 2006: Funkce půdy ve vztahu k fytotoxicitě (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <http://www.agronavigator.cz/default.asp?ch=1&typ=1&val=42935&ids=414>.

Krečmer F., 1982: Studium kontaminace rostlin olovem v oblastech silničních komunikací, Disertační kandidátská práce. VŠZ, Praha.

- Kubier A., Wilkinb R.T., Pichlera T., 2019: Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry* 108, 104–140.
- Kumar N., Bauddh K., Kumar S., Dwivedi N., Singh D. P., Barman S. C., 2013: Accumulation of metals in weed species grown on the soil contaminated with industrial waste and their phytoremediation potential. *Ecological engineering* 61: 491–495.
- Kumpiene, J., Antelob, J., Brännvall, E., 2019: In situ chemical stabilization of trace element, contaminated soil. Field demonstrations and barriers to transition from laboratory to the field, a review. *Applied Geochemistry* 100: 335–351.
- Liu CH., Li B., Wang Y. T., Liu Y., Cai H. F., Wu J. W., Li J., 2017: Comprehensive risk assessment and source identification of selected heavy metals (Cu, Cd, Pb, Zn, Hg, As) in tidal saltmarsh sediments of Shuangtai Estuary. *Environmental Monitoring and Assessment. China*, 189 (11), 541 s.
- Lukkari T., Taavitsainen M., Vaisanen A., Haimi J., 2004: Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 340–348.
- Machado A. A., Kloas W., Zarfl Ch., Hempel S., Rillig M., 2017: Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.
- Markard C., 1988: Organic contaminants in sewage sludge-do they constitute a danger for the food chain. *Korrespondenz Abwasser*. 35: 449–452.
- Megharaj M., Kantachote D., Singleton I., Naidu R., 2000: Effects of longterm contamination of DDT. *Environmental Pollution* 109: 35–42.
- Melcer H., Monteith H., Nutt S.G., 1988: Variability of toxic trace contaminants in municipal sewage treatments plants. *Water Science and Technology* 20: 275–284.
- Mentlík P., 2003: Stručný úvod do pedologie a pedografie pro geografu (online) [cit. 2021.2.16], dostupné z https://kge.zcu.cz/vyuka2/pudy_uvod.pdf.
- Nduka J. K., Amuka J. P. O., Onwuka J. C., Udowelle N. A., Orisakwe O. E., 2016: Human health risk assessment of lead, manganese and copper from scrapped car paint dust from automobile workshops in Nigeria. *Environmental Science and Pollution Research*. 23 (20), 20341–20349.

Němeček J., Vácha R., Podlešáková E., 2010: Hodnocení kontaminace půd v ČR. VÚMOP, v.v.i., Praha, 148 s.

Nunes L. M., Otero X., 2017: Quantification of health risks in Ecuadorian population due to dietary ingestion of arsenic in rice. *Environmental Science and Pollution Research*. 24 (35), 27457–27468.

Olawoyin R., Oyewole S. A., Grayson R. L., 2012: Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta. *Ecotoxicology and environmental safety*. 85, 120–130.

Pankhurst C. E., Doube B. M., 1997: Biological indicators of soil health. CAB International, Velká Británie, 419–435.

Pankhurst C. E., Magarey R. C., Stirling G. R., Blair B. L., Bell M. J., 2003: Management practices to improve soil health. *Soil and Till* 72: 125–137.

Pavlů L., 2018: Základy pedologie a ochrany půdy. Česká zemědělská univerzita, Praha, 78 s.

Pinter I. F., Salomon V. M., Gil R., Mastrantonio L., Bottini R., Piccoli P., 2018: Arsenic and trace elements in soil, water, grapevine and onion in Jáchal, Argentina. *Science of The Total Environment*. 615, 1485–1498.

Pivokonský M., 2018: Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718330663>.

Podlesná V., 2020: Mikroplasty, neviditelný škůdce všude kolem nás (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <https://www.energyglobe.cz/temata-a-novinky/mikroplasty-neviditelny-skudce-vsude-kolem-nas>.

Podlešáková E., 1997: Průvodní zpráva k souboru map pozadíových hodnot v půdách ČR a zranitelnosti půd vzhledem k mobilitě stopových prvků, projekt "Zatížení půd rizikovými látkami ve vztahu k zajištění polyfunkčnosti půdy". Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 4 s., 6 tab.

Podlešáková E., Němeček J., Hálková G., 1994: Pozadíové hodnoty obsahu potenciálně rizikových prvků v půdách ČR. *Rostlinná výroba*. 40 (12), 1095–1105.

Pourrut B., Shahid M., Dumat C., Winterton P., Pinelli E., 2011: Lead uptake, toxicity and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 213: 113–136.

Rábl V., 1991: *Technologie ropy*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 256 s.

Riberio D. R. G., Faccin T. R. D. M., Carvalho L. M., Amado L. L., 2017: Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. *Science of The Total Environment* 605: 66–74.

Römkens P., Salomons W., Knoop J., 1992: Behavior, environmental changes and modelling. Trace metals in the environment. Holandsko, 90 s.

Růžicková P., Száková J., Havlík J., Tlustoš P., 2015: The effect of soil risk element contamination level on the element contents in *Ocimum basilicum* L. *Archives of environmental protection*. 41 (2), 47–53.

Sánka M., Materna J., 2004: Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Planeta* 2004, 84 s., ISSN 1213-3393.

Sánka M., Němeček J., Podlešáková E., Vácha R., Beneš S., 2002: Vypracování limitních hodnot koncentrací rizikových prvků a perzistentních organických polutantů v půdě a jejich příjmu rostlinami z pohledu kvalitativní a kvantitativní ochrany rostlinné produkce. Zpráva pro Ministerstvo životního prostředí, Praha.

Sauvé S., 1999: Speciation and complexation of cadmium in soil solutions. 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Proceedings of extended abstracts. P. 1098–1099.

Savonen C., 1997: Soil microorganisms object of new OSU service, Good Fruit Grower (online) [cit. 2021.2.18], dostupné z <http://www.goodfruit.com/archive/1995/6other.html>.

Sellin N. E., Jacob D. J., Yantosca R. M., Strode S., Jaegle L., Sunderland E. M., 2008: Global 3D landocean atmosphere model for mercury, present-day versus preindustrial cycles and anthropogenic enrichment factors for deposition. *Global Biogeochemical Cycles* 22: 1–13.

Shahid M., Dmat C., Khalid S., Schreck E., Xiong T., Niazi K. N., 2017: Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of hazardous materials* 325: 36–58.

Shaoliang Z., 2018: Microplastics in the environment, a review of analytical methods, distribution, and biological effects (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016599361830520X>.

Shi G. L., Lou L. Q., Zhang S., Xia X. W., Cai Q. S., 2013: Arsenic, copper, and zinc contamination in soil and wheat during coal mining, with assessment of health risks for the inhabitants of Huaibei, Environmental Science and Pollution Research. 20 (12), 8435–8445.

Smith Ch., 2020: What are Biopesticides (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/what-are-biopesticides>.

Smith-Downey N. V. Sunderland E. M., Jacob D. J., 2010: Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: Insights from a new global model. Journal of Geophysical Research, 115 s.

Sobhanardakani S., Tayebi L., Hosseini S. V., 2018: Health risk assessment of arsenic and heavy metals (Cd, Cu, Co, Pb, and Sn) through consumption of caviar of *Acipenser persicus* from Southern Caspian Sea. Environmental Science and Pollution Research. 25 (3), 2664–2671.

Suter Q. W., Barnhouse L. W., Bartell S. M., Mill T., Mackay D., Peterson S., 1993: Ecological risk assessment. Lewis Publishers, ISBN 0-87371-875-5.

Svobodová Z., 2012: Přednáška č. 5, Pesticidy (online) [cit. 2021.02.11], dostupné z <http://www.ppt2txt.com/r/2f4bccf1/>.

Šarapatka B., 1996: Pedologie. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 232 s. ISBN 80-7067-590-X.

Šimek M., 2003: Základy nauky o půdě 3, Biologické procesy a cykly prvků. Biologická fakulta v Jihočeské univerzitě, České Budějovice, ISBN 80-7040-630-5.

Teng Y., Wu J., Lu S., Wang Y. Jiao X. Song L., 2014: Soil and soil environmental quality monitoring in China: A review (online) [cit. 2021.2.15], dostupné z <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014001342>.

Tessier A., Campbell P. G. C., Bisson M., 1979: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry 51: 844–851.

Tlustoš P., Száková J., Šichorová K., Pavlíková D., Balík J., 2006: Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí, Praha, 32 s.

Tólgýessy J., Piatrik M., Tólgýessy P., 1989: *Chemia, biologia a toxikologia vody a ovzdušia*. Veda, Bratislava, 531 s.

ÚZPI, 2007: *Biopesticidy - pomoc při zvládnání ochrany rostlin proti škůdcům rezistentním vůči pesticidům* (online) [cit. 2021.2.12], dostupné z <http://www.asz.cz/redakce/tisk.php?lanG=cs&clanek=20745&slozka=5880&xsekce=6068> &.

Vácha R., Sáňka M., 2009: *Podklady pro kvalitativní ochranu půdy a vypracování návrhu vyhlášky o stanovení preventivních a indikačních hodnot rizikových látek v půdě*. Studie pro MŽP ČR, Praha, 38 s.

Vácha R., Macurová H., Skála J., Havelková M., Čechmánková J., Horvátová V., 2008: Possibilities of some methods for risk assessment of arsenic load in soils. *Plant, Soil and Environment*, 54 (7), 279–287.

Vácha R., Podlešáková E., Němeček J., 1995: Využití drceného hadce jako alternativního hnojiva se zaměřením na ekologickou nezávadnost. *Rostlinná výroba*, 41 (10), 459–462.

Vácha R., Sáňka 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 (5), 191–197.

Vyhláška č. 13/1994 Sb., upravující podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, v platném znění.

Wang W., Zhang Z., Yang G., Wang Q., 2014: Health risk assessment of Chinese consumers to nickel via dietary intake of foodstuffs. *Food Additives a Contaminants*. 31 (11), 1861–1871.

Yadav R. K., Minhas P. S., Lal K., Chaturvedi R. K., Yadav G., Verma T. P., 2015: Accumulation of Metals in Soils, Groundwater and Edible Parts of Crops Grown Under Long-Term Irrigation with Sewage Mixed Industrial Effluents. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 95 (2), 200–206.

Yang J., Teng Y., Wu J., Chen H., Wang G., Song L., Zhai Y., 2017: Current status and associated human health risk of vanadium in soil in China. *Chemosphere* 171: 635–643.

Yousaf B., Liu G., Abbas Q., Wang R., Imtiaz M., Zia-ur-Rehman M., 2017: Investigating the uptake and acquisition of potentially toxic elements in plants and health risks associated

with the addition of fresh biowaste amendments to industrially contaminated soil. *Land Degradation and Development*. 28 (8), 2596–2607.

Zheljazkov V. D., Jeliaskova E. A., Kovacheva N., Dzhumanski A., 2008: Metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter. *Environmental and experimental botany*, 64 (3), 207–216.

Zímová M., Hauptman I., 2009: Koncepce ochrany půdy - stávající a připravovaná legislativa (online) [cit. 2021.2.23], dostupné z <https://adoc.pub/koncepce-ochrany-pdy-stavajici-a-pipravovana-legislativa.html>.

10 Přílohy

Příloha č. 1

Vyhláška č. 13/1994 Sb., která upravuje podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Příloha č. 1 - Rizikové prvky v půdách, které náleží do zemědělského půdního fondu.

Tabulka č. 1 - Obsah rizikových prvků v půdách (mg.kg⁻¹).

Výluh 2 M HNO₃ (vyluhování roztokem 2 M HNO₃ u kterého je poměr půdy k vyluhovačce 1:10).

Prvky	Maximální přípustné hodnoty	
	Lehké půdy	Ostatní půdy
As	4,5	4,5
Be	2,0	2,0
Cd	0,4	1,0
Co	10,0	25,0
Cr	40,0	40,0
Cu	30,0	50,0
Hg	-	-
Mo	5,0	5,0
Ni	15,0	25,0
Pb	50,0	70,0
V	20,0	50,0
Zn	50,0	100,0

Tabulka č. 2 - Obsah rizikových prvků v půdách (mg.kg⁻¹).

Celkový obsah (rozklad pomocí lučavky královské).

Prvky	Maximální přípustné hodnoty	
	Lehké půdy	Ostatní půdy
As	30,0	30,0
Be	7,0	7,0
Cd	0,4	1,0
Co	25,0	50,0
Cr	100,0	200,0
Cu	60,0	100,0
Hg	0,6	0,8
Mo	5,0	5,0
Ni	60,0	80,0
Pb	100,0	140,0
V	150,0	220,0
Zn	130,0	200,0

Příloha č. 2

Vyhláška č. 13/1994 Sb., která upravuje podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Příloha č. 2 - Ukazatelé znečištění na půdách náležejících do zemědělského půdního fondu.

Ukazatel znečištění zeminy	Hodnota přípustného znečištění
I. Anorganické látky	mg/kg sušiny
B	40
Br	20

F	500
CN (celkové)	5
CN (toxické)	1
S (sulfatická)	2
II. Organické látky	
a) Aromatické uhlovodíky a jejich deriváty	
benzen	0,05
etylbenzen	0,05
fenol	0,05
xyleny	0,05
aromáty celkem	0,3
b) Polycyklické aromatické uhlovodíky	
antracen	0,01
benzo (a) antracen	1,0
benzo (a) pyren	0,1
fenatren	0,1
flouranten	0,1
chrysen	0,01
naftalen	0,1
polycyklické aromatické uhlovodíky celkem	1,0
c) Chlorované uhlovodíky	
alifatické (jednotlivě)	0,1
alifatické (celkem)	0,1

chlorobenzeny (jednotlivě)	0,01
chlorfenoly (jednotlivě)	0,01
PCB	0,01
EOCl (extrahovatelný organicky vázaný chlor)	0,1
d) Pesticidy	
organické chlorované (jednotlivě)	0,01
organické chlorované (celkem)	0,1
ostatní (jednotlivě)	0,01
ostatní (celkem)	0,1
e) Ostatní	
cyklohexanol	0,1
pyrydin	0,1
styren	0,1
nepolární uhlovodíky (celkem)	50

(Vyhláška č. 13/1994 Sb., upravující podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, v platném znění).