

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Obsah zinku v rostlinách pěstovaných na půdách
hnojených čistírenskými kaly**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Michal Vopelák

**Obor studia: Péče o biosféru
Odpady a jejich využití**

Vedoucí práce: Ing. Jindřich Černý, Ph.D.

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Obsah zinku v rostlinách pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12.4.2017

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval mému vedoucímu diplomové práce panu Ing. Jindřichu Černému, Ph.D. za podporu, vstřícnost a odborné rady. Zároveň bych chtěl poděkovat i Jabubovi Kovaříkovi za pomoc v laboratořích.

Obsah zinku v rostlinách pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly

Souhrn

Čistírenské kaly jsou dnes již nevyhnutelnou součástí čištění odpadních vod. Kaly obsahují značné obsahy živin, organické hmoty, ale také rizikových prvků a jiných polutantů. Existuje mnoho možností, jak kaly využívat. Státy západní a severní Evropy většinu kalů spalují, což je v mnoha literárních zdrojích považováno za vysoce neefektivní a neudržitelné. V České republice stále převládá využití kalu jakožto hnojiva nad ostatními možnostmi.

Teoretická část pojednává o problematice využití čistírenských kalů v zemědělství a jejich vlivu na chemické a biologické vlastnosti půdy a možná rizika spojená s jejich aplikací na zemědělskou půdu. Důraz je kladen na obsahy potenciálně rizikových prvků, zejména Zn. Popsán je vliv zinku na rostliny, organismy a lidské zdraví, dále také příjem Zn rostlinami (zejména polními plodinami) a konkrétní faktory ovlivňující mobilitu Zn v půdě a přístupnost pro rostliny.

V experimentální části byl sledován obsah zinku v rostlinách bramboru, pšenice a kukuřice, které byly pěstovány na půdách hnojených čistírenskými kaly v dlouhodobých polních pokusech (katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin). Data byla hodnocena mezi roky 2012-2014 na čtyřech lokalitách, které se liší půdními a klimatickými podmínkami. Vliv čistírenských kalů byl porovnán s kontrolním stanovištěm a stanovištěm hnojeným hnojem.

U slámy pšenice, hlíz a natí brambor se v obsazích zinku neprokázaly statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými typy hnojení. U obsahů zinku v pšenici se prokázala rozdílnost mezi hnojeními, a to mezi kontrolou a trojnásobnou dávkou kalu, hnojem a trojnásobnou dávkou kalu a mezi kalem a trojnásobnou dávkou kalu. U koncentrace zinku v kukuřici se potvrdila rozdílnost mezi typy hnojení, ale v porovnání mezi jednotlivými typy hnojení se odlišnosti nepotvrdily. Dále se prokázaly rozdíly mezi roky u hlíz, u zrna pšenice na lokalitě Hněvčeves a u slámy pšenice mezi roky 2012-2013 a 2013-2014. Rozdíly mezi lokalitami se potvrdily u zrna pšenice, a to mezi lokalitami Suchdol-Hněvčeves a Hněvčeves-Lukavec. U hodnot zinku slámy byly rozdíly mezi lokalitami Lukavec-Suchdol a Lukavec-Hněvčeves.

Klíčová slova: zinek, čistírenské kaly, zemědělské plodiny, dlouhodobý pokus

Zinc content in plants grown on sewage sludge amended soil

Summary

Sewage sludge is an inevitable part of wastewater treatment. Sludge contain many nutrients, organic matter, but also risk elements and other pollutants. There are many ways to use sludge. States of west and north Europe burn most of the sludge, but many articles consider, that this way of usage is highly inefficient and unsustainable. In the Czech Republic still predominate option of usage as manure.

Theoretical part is focused on the usage of sewage sludge in agriculture and effects on the chemical and biological soil properties and potential risks associated with their application to farmland. Emphasis is focus on the content of potentially hazardous elements, especialy Zn. The influence of zinc to plants, organisms and human healthis describe, as well as uptake of Zn to plants (mainly crops) and specific factors affecting the mobility of Zn in soil and accessibility for plants.

In the experimental part was monitored zinc content in potato, wheat and maize, which were grown on soil fertilized with sewage sludge in long-term field experiments (of Department Agroenvironmental Chemistry and Plant Nutrition). Data were evaluated between years 2012-2014 at four locations, which have different soil and climatic conditions. Influence of sewage sludge was compared with the control field and the field fertilized with manure.

Concentrations of zinc for wheat straw, haulms and tubers of potato did not show statistically significant differences between types of fertilization. Zinc content in wheat has proved difference between fertilization, between control and sludge³, manure and sludge³ and between sludge and sludge³. Difference in zinc concentration was confirmed in maize between the types of fertilizers, but comparison between the different types of fertilization did not confirmed. Differences between years were shown in tubers, in grain on the area Hněvčeves and in straw between the years 2012-2013 and 2013-2014. Differences between experimental sited were confirmed for wheat grain between locations Suchdol-Hnevceves and Hnevceves Lukavec. Values of zinc for straw differ between sites Lukavec-Suchdol ans Lukavec-Hnevceves.

Keywords: Zinc, sewage sludge, crops, long-term fiel experiment

Obsah

1	Úvod	2
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	4
3	Literární rešerše	5
3.1	Kaly z ČOV	5
3.1.1	Definice kalu	5
3.1.2	Složení	5
3.1.3	Produkce čistírenských kalů.....	6
3.1.4	Zpracování kalů	7
3.1.5	Možnosti nakládání s čistírenskými kaly.....	7
3.2	Polutanty kalů	11
3.2.1	Biologické znečištění.....	11
3.2.2	Farmaka	11
3.2.3	Rizikové prvky	12
3.3	Zinek	20
3.3.1	Zdroje zinku a jeho využití	20
3.3.2	Vliv zinku na lidské zdraví	21
3.3.3	Vliv zinku na ostatní organismy	22
3.3.4	Zinek v potravě	23
3.3.5	Zinek v půdě.....	23
3.3.6	Působení zinku na rostliny	26
3.4	Legislativa	28
3.4.1	Legislativní rámce týkající se kalů z ČOV pro ČR.....	29
4	Metodika	31
4.1	Dlouhodobé stacionární pokusy KAVR- ČZU v Praze	31
4.2	Příprava vzorků	33
4.2.1	Příprava pevné fáze	33
4.2.2	Převedení pevné fáze do roztoku	33
4.3	Měření vzorků metodou ICP-OES	33
5	Výsledky	35
5.1	Brambory	35
5.1.1	Hlízy brambor.....	35
5.1.2	Nať brambor	36

5.2	Pšenice.....	37
5.2.1	Zrno pšenice.....	37
5.2.2	Sláma pšenice	38
5.3	Kukuřice.....	39
6	Diskuze.....	40
7	Závěr	46
8	Literatura.....	47
8.1	Internetové zdroje.....	62
9	Přílohy.....	65

1 Úvod

Zemědělsky využívané půdy, zejména půdy orné, jsou v poslední době charakteristické nízkým obsahem organické hmoty a chybějícími mikroprvky. Tato skutečnost negativně ovlivňuje kvalitu zemědělských půd, neboť půdní organická hmota přispívá k dlouhodobému uchování důležitých funkcí půdy. Pozitivně ovlivňuje půdní strukturu, úrodnost půdy a její schopnost zadržovat vodu. Tím zároveň přispívá i ke zvýšení odolnosti vůči erozi. Díky sorpčním a pufracním schopnostem přispívá také k regulování šíření znečištění z půdy do vodního prostředí. Dle studií zdroje organického uhlíku v evropských zemědělsky obhospodařovaných půdách při nynějších podmínkách spíše klesají (European Commission, 2003a; European Commission, 2003b).

Nízké stavy vhodných hospodářských zvířat, které navíc na ploše České republiky nejsou rovnoměrně rozmístěna (chována), tak limitují žádoucí nárůst zapravování organické hmoty do půdy. Je tak nejvyšší čas hledat alternativní řešení. Vodohospodářské společnosti, konkrétně jednotlivé čistírny odpadních vod (ČOV), které jsou naopak prakticky všude, nebo v rozumně dostupné vzdálenosti od polí a zemědělské půdy se mohou stát vhodným zdrojem tohoto typu hnojiva. Kaly jsou obecně brány jako pozitivní vstup do životního prostředí z aspektu vysokého podílu živin a organické hmoty, dále mají dlouhodobě pozitivní vliv na přijatelnost živin v půdě, tvorbu humusu a biochemických vlastností půdy.

Z opačného úhlu pohledu lze na kaly nahlížet jako na zdroj rizikových prvků a organických polutantů, kterými je i legislativně limitováno jejich použití na zemědělskou půdu.

V několika posledních desetiletích se setkáváme s problémy spojenými se znečištěním půd, způsobeným lidskou činností. Do biosféry se tak začaly dostávat prvky, které se v životním prostředí nacházely pouze v zanedbatelných koncentracích.

Znečištění životního prostředí zinkem a dalšími rizikovými prvky je aktuálním a stále závažnějším problémem nejen u nás v České republice, ale i ve světě. Následkem vysoké koncentrace a zvýšené mobility mohou tyto kovy a metaloidy vstupovat do všech sfér životního prostředí a ovlivňovat růst rostlin, zdraví zvířat a člověka. Největší riziko představuje právě jejich akumulace v půdě a následná bioakumulace.

Většina rizikových prvků je v nízkých koncentracích téměř neškodná, nebo dokonce potřebná. Problémy nastávají, až když se koncentrace v prostředí navýší nad danou mezní hodnotu. Kaly samotné neobsahují tak velké množství polutantů, aby byly schopny po jedné aplikaci prostředí kontaminovat. Užití kalů na zemědělskou půdu tedy představuje riziko pouze při dlouhodobé aplikaci. Většina rizikových prvků, které kaly obsahují je značně nemobilních.

Při každé aplikaci koncentrace těchto prvků vzroste a tím vzroste i jejich možný příjem rostlinami či dokonce únik do spodních vod.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce bude porovnat obsah zinku (Zn) ve sklizených produktech polních plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly.

1. Předpokládá se, že rostliny kukuřice, které byly hnojeny čistírenským kalem, obsahují zvýšenou koncentraci Zn oproti rostlinám hnojených hnojem.

2. Předpokládá se, že zrno rostlin pšenice, které byly vypěstovány na půdách hnojených čistírenským kalem, obsahují zvýšenou koncentraci Zn oproti rostlinám pěstovaných na půdách hnojených hnojem.

3. Předpokládá se, že koncentrace Zn v rostlinách brambor, které byly hnojeny čistírenským kalem, bude vyšší oproti koncentraci Zn v rostlinách kukuřice hnojených čistírenským kalem.

3 Literární rešerše

3.1 Kaly z ČOV

3.1.1 Definice kalu

Kalem se rozumí kal z čistíren odpadních vod, který vzniká při zpracování městské odpadní vody, nebo kal ze septiků a jiných podobných zařízení. Upraveným kalem se rozumí kal, který byl podroben biologické, chemické nebo tepelné úpravě, dlouhodobému skladování, nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu, který má za následek významné snížení obsahu patogenních organismů v kalech, a tím i zdravotní riziko spojené s jeho aplikací. Použitím kalu se rozumí zapracování kalu do půdy. Podle Zákona č.185/2001 Sb., o odpadech patří kaly z čistíren odpadních vod mezi tzv. vybrané odpady.

3.1.2 Složení

Kal je nevyhnutelným odpadem při čištění odpadních vod. Zpracování těchto vod je navrženo tak, aby odstraňovalo nežádoucí složky z vody a koncentrovalo je do objemově nevýznamného vedlejšího proudu, tedy kalu. Kaly představují přibližně 1-2% objemu čištěných vod, je v nich však zkoncentrováno 50-80% původního znečištění. Náklady na provoz kalového hospodářství představují až 50% celkových provozních nákladů čistírny odpadních vod (Novák et al., 1999; Diaz et al., 2007).

Surové kaly z městských ČOV obsahují průměrně 0,5 až 7 % sušiny, která se skládá z 60-70 % organických látek a 30-40 % anorganických látek. Většina částic kalu má charakter koloidní, nebo blízký velikosti koloidů. Tuhá fáze kalu obsahuje přibližně 80 % suspendovaných částic o velikosti nad 0,1 mm a asi 20 % částic o velikosti pod 0,1 mm. Jednotlivé částice mají velkou povrchovou plochu. Údaje o průměrném množství a složení kalů se od sebe značně liší v závislosti na místních podmínkách (Altman, 1996; Benešová et al., 2004; Dohányos, 2004). Průměrné složení jednotlivých typů kalů je vypsáno v tabulce č. 1.

Tabulka č. 1: Obecné zprůměrované základní složení kalu (Vostoupal et Gjurov, 2009)

Složka	% složek		
	Primární	Aktivovaný	Vyhnilý
Organická hmota	60 - 80	60 - 75	45 - 60
Inertní látky	20 - 40	25 - 40	40 - 45

Čistírenské kaly jsou velice specifické látky, které sice obsahují organické látky, množství živin, ale současně také celé spektrum rizikových prvků, patogenních látek i patogenních nebo fakultativně patogenních mikroorganismů a organických polutantů.

Do spektra právě vyjmenovaných kategorií je nutno zahrnout i podíl látek biostatických a biocidních, z nichž významný podíl představují rezidua užitých léčiv (sulfonamidů, antibiotik, ale i cytostatik a hormonálních kombinací). Je známo, že antibiotika, aplikovaná v léčebných režimech v oblasti humánní i veterinární medicíny se v tělech metabolizují jen na úrovni 10, maximálně 20%. Zbytek je plně antibioticky účinný a odchází s exkrementy z těla ven a to ve většině případů tedy do odpadních vod. Ve značném měřítku jsou tyto složité organické struktury silnými alergeny. Studie však prokazují, že se často jedná o termolabilní látky, které se po hygienizaci kalu rozkládají, tudíž je při aplikaci hygienizovaného kalu riziko těchto látek téměř minimální (Fent et al., 2006; Urase et Kikuta, 2005; Jelic et al., 2011; Ternes, 2004).

Koncentrace prospěšných i znečišťujících složek v kalu (a zdravotní rizika s nimi spojená) závisí na počáteční kvalitě odpadní vody a na úrovni požadované technologie, která zaručí dosažení kvalitativních požadavků na vyčištěnou odpadní vodu. Obsah přístupných živin v čistírenských kálech je významný, ale značně variabilní mezi čistírnami, zatímco u jednotlivých čistíren je poměrně stabilní (Vostoupal et. Gjurrov, 2009).

3.1.3 Produkce čistírenských kalů

Celkové množství produkovaných kalů závisí na množství zpracovávaného znečištění (počet EO, neboli počet ekvivalentních obyvatel, který je definovaný produkcí znečištění 60 g BSK₅ za den), na způsobu čištění odpadních vod a typu kanalizace. Například zařazení fyzikálně chemického odstraňování fosforu zvyšuje celkové množství kalu produkovaného aktivační čistírnou odpadních vod v průměru o 30 %. Množství produkovaného kalu také závisí na technologickém postupu zpracování kalu (zahušťování, desintegrace, stabilizace, odvodňování, desinfekce, sušení apod.). Větší pozornost musí být věnována také různým činidlům (soli železa a hliníku, vápno, polymery apod.) přidávaných do procesu čištění vod, nebo zpracování kalů. Dále jsou množství a jakost kalů závislé na druhu a stupni čištění a na velikosti zatížení čistících zařízení. Neexistuje žádná univerzální metoda pro zpracování, využití, eventuálně likvidaci čistírenských kalů, proto je rozdílnost přístupů k nakládání s čistírenskými kaly značná (Novák et al., 2001). Produkce kalů se pohybuje mezi 800-1200 tun kalu/rok na 10 000 napojených obyvatel (Watson, 1999; Martens, 2003).

Kaly se v ČOV usazují jednak ve formě primárního kalu, který se odděluje ze surové vody sedimentací v usazovacích nádržích. Má zpravidla zrnitou strukturu a je tvořen hlavně nerozpuštěnými látkami, které prošly lapákem písku a česlemi. Sekundární (aktivovaný) kal vzniká v biologickém stupni čištění odpadních vod a odděluje se od vyčištěné vody v dosazovacích nádržích. Má vločkovitou strukturu a je ovlivněn čistícím zařízením, v němž vznikl. Oba druhy kalů se spojují a společně, nebo odděleně se zahušťují před dalším zpracováním. Takto spojený kal se nazývá surový kal (Nijkamp, 1990; Hohenberger, 1999; Jiránek, 2000).

3.1.4 Zpracování kalů

Důležitou vlastností čistírenského kalu je jeho konzistence, která úzce souvisí s celkovou koncentrací tuhých složek v kapalině, jinak též vyjadřovanou jako obsah sušiny v kalu. Vazba vody k pevné fázi nemá v celém jejím objemu stejný charakter (Růžek et al., 1998; Rodová, 2007). Vedle tzv. prostorové vody oddělitelné gravitačními silami (sedimentací) existuje voda více či méně pevně vázaná v kalu, kterou lze separovat jen s vynaložením větší energie (v odstředivce nebo přívodem tepelné energie). Sušina však většinou značně závisí na samotném charakteru kalových částic. Proto dva kaly o stejné sušině mohou mít zcela odlišnou konzistenci (Dohányos, 2004).

Organická hmota kalu má obvykle kapilární tvar povrchu a zadržuje se v ní velké množství vody, což způsobuje nesnadné odvodňování kalů prostou sedimentací a snadné zanášení filtračních plachetek při odstraňování vodních přebytků (Kiely, 1997).

3.1.5 Možnosti nakládání s čistírenskými kaly

Odpadová politika EU potlačuje ukládání odpadů a podporuje zabránění vzniku odpadů, jejich minimalizaci a recyklaci. Ukládání kalů do moře bylo legislativně zastaveno od konce roku 1998. Ukládání kalů na skládky, které je pro některé státy v Evropě hlavním výstupem, je obecně považováno za neudržitelné (Král, 2004). Produkci kalů nelze zabránit (pouze lze výběrem technologie zmenšit jeho množství), navíc požadavky na vyšší kvalitu vypouštěné vody se budou nadále obecně zvyšovat a tím zvyšovat i množství produkovaných kalů. Jediné zbývající možnosti jsou recyklace a destrukční metody. Možnosti recyklace zahrnují použití na půdu jako organické hnojivo, nebo pro vylepšení kvality půdy v zemědělství a pro rekultivace. Destrukční metody zahrnují spalování bez, nebo s využitím energie, zplynování a použití kalu jako procesního paliva, kdy je využíván, nebo skládkován popel (Jirman, 2003).

Je také k dispozici řada možností zpracování kalů zlepšujících kvalitu kalů, obecně jsou zaměřeny na snižování obsahu vody, patogenů a zápachu. Objevují se technologie schopné odstranit i takové znečišťující látky jako těžké kovy, ale jsou drahé, a tím v současnosti nejsou proveditelnou možností (Král, 2004).

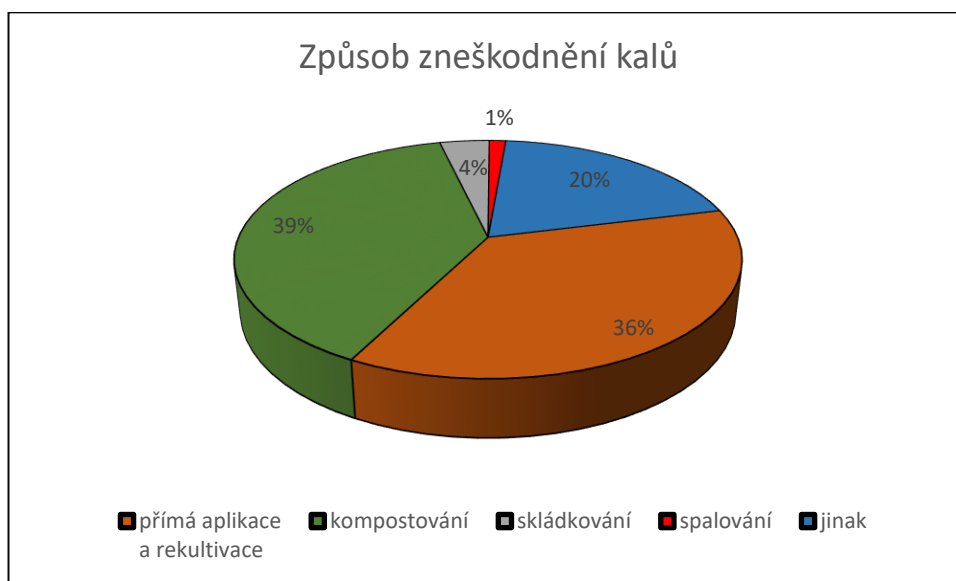
V České republice jsou surové kaly většinou podrobeny procesu anaerobní stabilizace (vyhňívání), mechanickou cestou odvodněny (do obsahu sušiny 20-30%) a poté z větší části v různých formách aplikovány na zemědělskou půdu a jako prostředek remediace prostředí (Dohányos, 2004).

Tabulka č. 2: Množství vyprodukovaných kalů v ČR a jejich způsob zneškodnění mezi lety 2005-2015 (ČSÚ, 2016)

v t sušiny						
Rok	Produkce kalů celkem	Způsob zneškodnění kalů				
		přímá aplikace a rekultivace	kompostování	skládkování	spalování	jinak
2005	171 888	34 467	88 820	12 027	20	36 554
2006	175 471	48 304	89 932	13 979	27	23 229
2007	172 303	55 349	80 393	8 536	47	27 978
2008	175 708	46 776	78 289	11 986	712	37 945
2009	168 164	42 442	80 727	5 931	2 179	36 885
2010	170 689	60 639	45 528	6 177	3 336	55 009
2011	163 818	61 750	45 985	9 527	3 538	43 018
2012	168 190	51 912	53 222	9 340	3 528	50 188
2013	154 274	54 713	50 384	7 123	3 232	38 822
2014	159 162	47 830	60 511	5 236	3 400	42 185
2015	172 997	63 061	67 065	6 513	2 167	34 191

Tabulka č. 2 a graf pod číslem 1 zobrazují změny ve využívání kalů v průběhu deseti let. Lze pozorovat, že produkce kalů během těchto let nijak zvláště nevzrostla, i když to některé zdroje předpokládaly (Vostoupal et Gjurov, 2009; Král, 2004). Měnily se však způsoby hospodaření a využití. Kupříkladu téměř dvojnásobně vzrostlo množství kalů, které byly použity k remediaci a přímé aplikaci na půdu. Mezi další pozitiva lze zahrnout i snížení skládkovaných kalů, které klesly o polovinu. Spalované kaly vždy tvořily pouze malou část z celkové produkce kalů, ale od roku 2005 se tento způsob zneškodnění několikanásobně rozšířil.

Graf č. 1: Způsob využití kalů v ČR za rok 2015 (ČSÚ, 2016)



Způsoby zpracování kalů závisí na místních podmínkách dané lokality, na fyzikálních, chemických a biologických vlastnostech kalů a na možnosti konečného řešení jejich využití (Hlavánek, 2015). Využití kalů v jednotlivých krajích je vyobrazeno v příloze č. 1. V současné době přichází v úvahu tři způsoby konečného zpracování kalů.

3.1.5.1 Ukládání na skládku

Tato metoda byla v České republice poměrně hojně využívána. Legislativa platná v zemích EU přímo zakazuje skládkování neupravených kalů (kaly bez fyzikální a chemické stabilizace) a také striktně omezuje podíl biodegradabilních odpadů na skládkách (Šťastná et al., 2003). V dnešní době se skládkují přibližně 4% kalů (ČSÚ, 2016).

3.1.5.2 Termické zpracování (různé způsoby spalování – samostatně, v cementárně, pyrolýza)

Jedná se o nákladnou a v ČR také poměrně méně často využívanou formu využití kalů. Většinou se spalují pouze kaly, které nevyhovují podmínkám pro použití na zemědělskou půdu. Spalují se jak surové kaly, tak anaerobně stabilizované (Valečko, 2003). Dnes je v ČR spalováno přibližně jedno procento čistírenských kalů (ČSÚ, 2016).

3.1.5.3 Využití v zemědělství a na rekultivace (po předchozí stabilizaci)

Stabilizované odvodněné čistírenské kaly představují díky svému bohatému obsahu organických látek, živin a biologicky aktivních látek významný doplňkový zdroj chybějící organické hmoty, makroprvků a stopových prvků, které jsou nezbytné pro zdárný vývin a růst rostlin (Šťastná et al., 2003). Mnoho studií uvádí příznivý vliv aplikace čistírenských kalů na výnos plodin (Logan et al., 1997; Barzegar et al., 2002; Bozkurt et Yarılgac, 2003; Antolín et al., 2005; Hussein, 2009; aj.). Vyšších výnosů bylo nejčastěji dosaženo zvláště při dlouhodobější aplikaci kalů.

Většina kalů, které jsou na území ČR vyprodukovány, přichází na zemědělskou půdu, a to buď ve formě kompostu, nebo přímou aplikací stabilizovaného kalu. Jedná se o nejvýhodnější a nejekologičtější způsob odstranění, nebo spíše využití toho typu odpadu. Podmínky pro aplikaci kalů na zemědělskou půdu jsou dány v novelizované vyhlášce č. 382/2001 (nyní 437/2016 Sb.). Legislativní předpisy jsou podrobněji řešeny v části 3.5. Zásadní podmínkou pro uložení kalů z ČOV na zemědělskou půdu je důkladná stabilizace kalu.

Kaly, které nesplňují limity pro uložení na zemědělskou půdu, podléhají vyhlášce č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady. Tyto kaly jsou děleny na tři třídy (Břízová, 2013).

Třída I - využití na povrchu terénu pro zeleň u sportovních a rekreačních zařízení včetně těchto zařízení v obytných zónách s výjimkou venkovních hracích ploch.

Třída II - městská zeleň, zeleň parků a lesoparků, pro využití při vytváření rekultivačních vrstev nebo pro přimíchávání do zemin při tvorbě rekultivačních vrstev, na území průmyslových zón, při úpravách terénu v průmyslových zónách.

Třída III - rekultivační vrstvy zabezpečených skládek odpadů.

3.2 Polutanty kalů

Hlavním omezením pro masovou a nekontrolovatelnou aplikaci kalů do půdy je výskyt rizikových prvků (zejména těžkých kovů), organických polutantů a patogenních mikroorganismů.

V současnosti je stále obtížné posoudit dopad směsí jednotlivých znečišťujících látek na ekosystém. Dosud je tato oblast především předmětem výzkumu. Některé látky mohou zřejmě vyvolat účinky ve velmi malých koncentracích. Pokud jsou polutanty v životním prostředí, potravinách i v pitné vodě limitovány, je stanovena limitní koncentrace vždy pro jednotlivou látku, nikoli pro směs. Nejsou dosud žádné informace, jaké je riziko dlouhodobé expozice nízkými (podlimitními) dávkami a jaký je dopad na zdraví člověka vystaveného účinku směsí mikropolutantů, kdy každá jednotlivá látka vyhovuje přípustným limitům. Mluvíme pak o tzv. „koktejlovém efektu“ (Hušková et Beneš, 2015).

3.2.1 Biologické znečištění

Hlavním zdrojem patogenních mikroorganismů jsou exkrementy infikovaných lidí (zřejmě tedy klinicky nemocných, ale i bacilonosičů) a zvířat. Mezi patogenní organismy, které se mohou vyskytnout v odpadních vodách, patří zejména viry (hepatitida A), bakterie (*Salmonella*, *Escherichia coli*), protozoa a parazitičtí červi (Růžička, 1999; Matějů et Zimová, 2008).

3.2.2 Farmaka

Léčiva jsou látky sloužící k předcházení, léčení, nebo zmírnění projevů chorob. Primárním zdrojem odpadních léčiv a jejich metabolitů jsou pacienti, nebo v případě hormonálních farmak ženy užívající antikoncepci. Aktivní látky jsou po užití léku z těla vylučovány buď v nezměněné formě, nebo v podobě jejich metabolitů prostřednictvím výkalů a moči odcházejí díky splaškům až na čistírny odpadních vod. Zde však nejsou některé z nich dostatečně zachycovány a přecházejí tak dále do recipientu, kde následně mohou působit na říční biocenózu. Není ani vyloučena kontaminace podzemních vod a pitných zdrojů (Kotzya et al., 2009; Dietz et Schnoor, 2001; Randák, 2013)

Na řešení otázky výskytu léčiv v prostředí se nejvíce pracuje v USA, Německu, Švýcarsku a dalších zemích západní Evropy. Aktivní substance byly nalezeny prakticky ve všech

složkách prostředí, a to v širokém koncentračním rozmezí (od 1 ng/l až po 1 mg/l) a také téměř na všech místech planety.

Důležitou úlohu při rozšiřování léčiv do půdy hraje aplikace stabilizovaných čistírenských kalů. Na základě vlastností jednotlivých látek pak může dojít buď k sorpci na částice půdy, nebo k průchodu látek do dalších částí krajiny díky závlahové vodě či srážkám. Celá skutečnost je dobře patrná na příkladu z dolnosaského města Braunschweigu. Zde dochází k zavlažování a hnojení vodou a čistírenským kalem zemědělských polí nepřetržitě po více než 45 let. Jedna ze studií uvádí, že pole bylo zavlažováno vodou o obsahu nejrozličnějších léčiv v koncentracích kolem 1 µg/l. Při analýze vody prosakující z pole bylo zjištěno, že z 52 sledovaných látek obsahovala pouze 4 (karbamazepin, sulfametoxazol a dvě ICM). Více než 80 % bylo degradováno a některé zůstaly sorbovány v půdě. Studie se však nezabývala degradačními produkty, a tak nelze vyloučit jejich průsak do spodních vod a jejich další šíření (Ternes, 2007),

Za předpokladu, že by všechny přípravky dodané distributory do zdravotnických zařízení v ČR byly použity pacienty, činila by průměrná spotřeba léčivých přípravků jedním občanem ČR v roce 2015 25,3 milionů balení (Súkl, 2016). Vzhledem k faktu, že v ČR se vyskytují převážně horní toky řek, můžeme tak v hrubém přiblížení usuzovat, že na tom bude Česká republika s lékovým znečištěním relativně lépe v porovnání s ostatními státy EU. Jeden z průzkumů provedených v ČR (Morteani et al., 2006) sledující rozšíření ženských hormonů ve Vltavě napovídá, že tomu tak opravdu je.

3.2.3 Rizikové prvky

Znečištění životního prostředí rizikovými prvky se stalo závažným problémem po celém světě. Mobilizace kovů a polokovů způsobená člověkem skrze extrakci z rud a zpracováním pro různé aplikace vedla k uvolňování těchto prvků do životního prostředí. Na rozdíl od organických látek jsou rizikové prvky biologicky neodbouratelné, a proto se hromadí v životním prostředí. Akumulace rizikových prvků v půdách a vodách představuje riziko pro životní prostředí i lidské zdraví. Literatura upozorňuje, že aplikací čistírenských kalů lze do půdy zanést množství rizikových prvků, které díky perzistenci těchto látek bude ve vysokých dávkách zjištěné i desetiletí po ukončení aplikací kalu (McGrath, 1987).

V biologických systémech jsou rizikové prvky klasifikovány jako esenciální a neesenciální. Esenciální kovy jsou ty, které jsou potřebné pro živé organismy v malém množství pro životně důležité fyziologické a biochemické funkce. Příklady esenciálních kovů jsou železo,

mangan, měď, zinek, nikl a podle novějších studií i arsen a chrom. Mezi neesenciální kovy a polokovy patří ty, které nejsou pro živé organismy zcela potřebné. Příkladem neesenciálních kovů jsou kadmium, olovo a rtuť (Cobbett, 2003; Mertz, 1981; Soetan et al., 2010). Většina rizikových prvků se přirozeně vyskytuje v půdních složkách, především ve formách, které nejsou snadno biologicky dostupné pro rostlinnou absorpci. Oproti tomu rizikové prvky z antropogenní činnosti jsou většinou více mobilní a biologicky dostupnější (Lamb et al., 2009; Naidu et Bolan., 2008).

Hlavní principy příjmu rizikových prvků jsou dle literatury tyto (Kabata-Pendias et Pendias, 2001):

- Obvykle probíhá při velmi nízkých koncentracích kovů v roztoku,
- je velmi závislý na koncentracích prvků v roztoku,
- je velmi závislý na koncentraci H^+ a dalších iontů v roztoku,
- intenzita se liší v závislosti na druhu rostliny a vývojovém stádiu,
- příjem je závislý na některých faktorech prostředí, jako je teplota, provzdušnění půdy a redox potenciál,
- příjem může být selektivní pro určité ionty,
- příjem některých kovů může probíhat proti koncentračnímu gradientu,
- důležitou roli hraje mykorrhiza.

Kontaminace půdy rizikovými prvky snižuje růst rostlin, rozmanitost a četnost mikroorganismů, ale také enzymatickou aktivitu půdy (Wyszkowska et al., 2013). Vliv můžeme dělit dvěma způsoby, a to na vliv přímý a nepřímý. Přímé vlivy mají dopad na aktivitu volných extracelulárních enzymů, nepřímo je ovlivňována samotná biosyntéza enzymů (Hinojosa et al., 2008). Kunito et al. (2001) ve studii upozornili, že různé kovy inhibují enzymatickou aktivitu různými způsoby, např. aktivita dehydrogenázy, ureázy a beta-glukosidázy je silněji inhibována frakcemi Zn než Cu. Podle povahy sloučenin patří k toxickým, popř. karcinogenním látkám, jejichž vliv se zpravidla projevuje až v delším časovém období (kumulativní efekt). Největším nebezpečím je jejich dlouhý poločas rozpadu, a tudíž i velice nesnadná detoxikace. Především v dlouhodobém horizontu patří tato skupina sloučenin mezi nejvíce nebezpečné (Váňa et al., 2015).

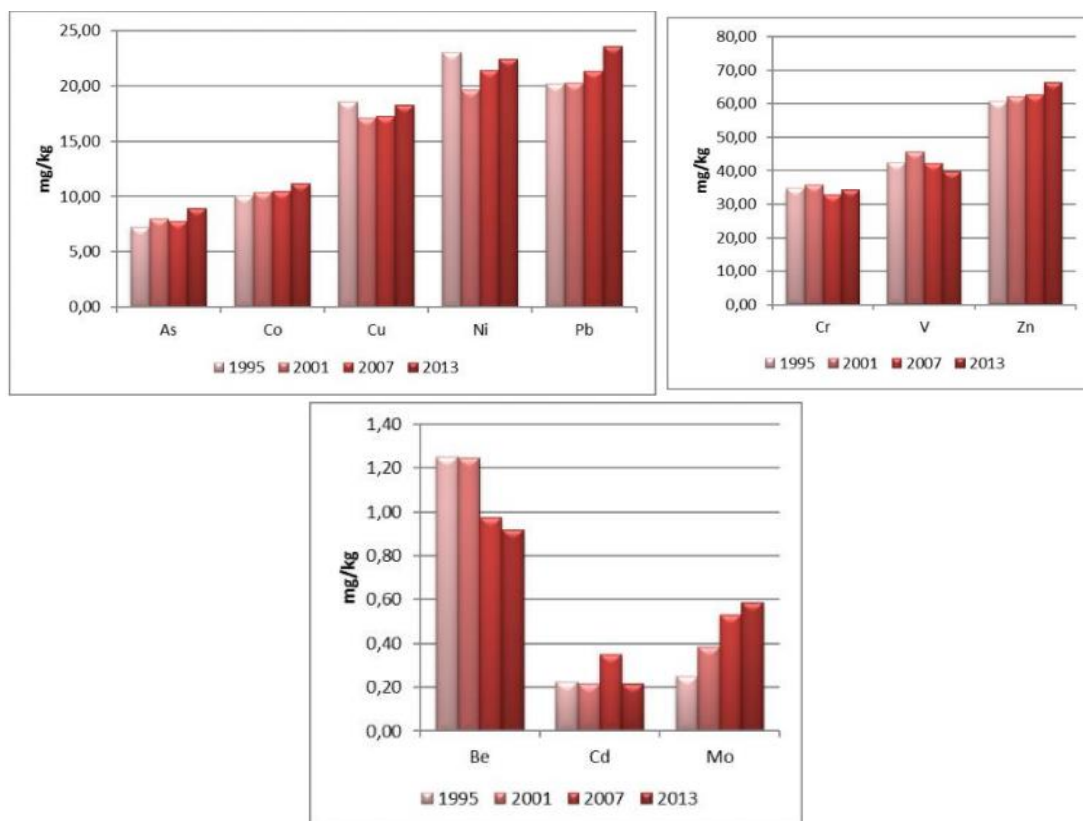
K nejsledovanějším rizikovým prvkům v čistírenských kalech se řadí As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn. Přehled mezních koncentrací pro použití kalů na zemědělskou půdu je zobrazen v tabulce č. 3.

Tabulka č. 3: Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě (Vyhláška. 437/2016 Sb.)

Riziková látka	Mezní (maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg/kg sušiny)
As - arzen	30
Cd - kadmium	5
Cr - chrom	200
Cu - měď	500
Hg - rtuť	4
Ni - nikl	100
Pb - olovo	200
Zn - zinek	2500
AOX	500
PCB (suma 7 kogenerů - 28+52+101+118+138+153+180)	0,6
PAU (suma antracenu, benzo (a) antracenu, benzo (b) fluoranthenu, benzo (k) fluoranthenu, benzo (a) pyrenu, benzo (ghi) perylenu, fenatrenu, fluoranthenu, chrysenu, indeno (1, 2, 3- cd) pyrenu, naftalenu a pyrenu	10

Podle získaných a archivovaných dat je v současné době v České republice kolem 0,2 % ploch zemědělských půd (orná půda a TTP) s nadlimitními obsahy rizikových prvků stanovené v lučavce královské. Toto číslo je pouze orientační, protože nejsou zatím pokryty všechny katastry České republiky. Monitoring atmosférické depozice, prováděný ÚKZÚZ Brno v souvislé řadě od roku 1995 v rámci celé ČR, potvrzuje postupný nárůst depozice rizikových prvků, a to zejména prvků jako arzenu, kobaltu, olova, zinku a molybdenu. K procentuálně největší změně obsahů došlo u molybdenu, oproti roku 1995 se medián souboru zvýšil o 134 %. Ostatní prvky (kadmium, chrom, měď, nikl, vanad) zůstávají v podstatě na úrovni z roku 1995, přičemž medián obsahů beryllia dokonce poklesl vůči roku 1995 o 27 % (Poláková, 2015). Tato data jsou vyobrazena v grafech č. 2-4.

Graf č. 2-4: Obsahy rizikových prvků v ornici orných půd na monitorovacích plochách Bazálního monitoringu půd v jednotlivých odběrových periodách (Poláková, 2015)



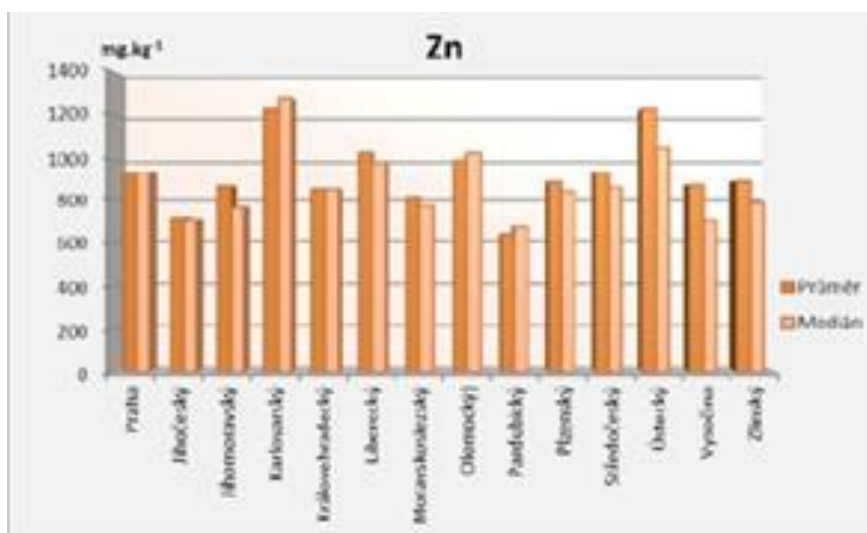
Z hlediska kontaminace půdy rizikovými prvky jsou nejproblematictější oblasti Lounska, Příbramska, Kutnohorska a Havlíčkovobrodská. Dále jsou časté nálezy zvýšených obsahů rizikových prvků na jednotlivých lokalitách v okresech Bruntál a Zlín (eagri, 2013).

V roce 2015 byl na vybraných ČOV většího významu odebrán v průběhu roku jeden vzorek kalu, celkem bylo odebráno 82 kalů z 82 ČOV. V laboratořích ÚKZÚZ byly vzorky analyzovány na rizikové prvky a ve vybraných vzorcích byly dále stanoveny organické polutanty. Z rizikových prvků byly sledovány obsahy arsenu (As), kadmia (Cd), chromu (Cr), rtuti (Hg), niklu (Ni), olova (Pb), mědi (Cu) a zinku (Zn). Monitoring byl zaměřen především na ty ČOV, u nichž je určitá část produkce kalů směřována v konečné fázi na zemědělskou půdu a na velké dlouhodobě monitorované ČOV. Nejvyšší mediány obsahů rizikových prvků byly v roce 2015 nalezeny ve vzorcích z Karlovarského a Libereckého kraje (viz graf č. 6). Nejčastěji byl v tomto průzkumu překračován limit pro měď, nikl, arsen a chrom. Ze všech sledovaných pokusných míst překračoval obsah zinku pouze kal z Vysočiny. Grafické znázornění aritmetického průměru a mediánu obsahu Zn v kalech za období 1994-2015 je znázorněno v grafu č. 5. Při porovnání výsledků obsahů z počátku sledování a v současnosti lze říci, že došlo k výraznému snížení obsahů kadmia, rtuti, olova a zinku.

Graf č. 5: Obsahy zinku v čistírenských kalech mezi roky 1994-2015 (ÚKZÚZ, 2016)



Graf č. 6: Obsahy zinku (průměr, medián) ve vzorcích kalů z ČOV v jednotlivých krajích ČR, 2015 (mg.kg⁻¹ sušiny) (ÚKZÚZ, 2016)



3.2.3.1 Příjem rizikových prvků

Podíl příjmu rizikových prvků z půdy je ovlivněn jejím znečištěním, jejími fyzikálními a chemickými vlastnostmi, druhem pěstované rostliny a specifickými vlastnostmi jednotlivých prvků. Rozhodující pro příjem prvků rostlinami je jejich koncentrace v půdním roztoku. Půdní roztok je složen z několika forem jednotlivých prvků, především z volných disociovaných kationtů, anorganických a organických komplexů (Váňa et al., 2015).

Uvolňování prvků do půdního roztoku může být ovlivněno celkovým obsahem prvků v půdě, jejich formami, ale i dalšími faktory, jako jsou půdní druh, kationtová výměnná kapacita

(KVK), půdní reakce, obsah organické hmoty, redox potenciál půdy a též působení ostatních iontů (Adriano, 2001).

Hodnota KVK závisí na množství a druhu jílových minerálů, obsahu a kvalitě organické hmoty a oxidů Fe, Al, Mn. Řada autorů zjistila těsnou negativní korelaci mezi akumulací Cd a Zn rostlinami a hodnotou KVK testovaných zemín (Bjerre et Schierup, 1985, Sanders et al., 1986). Také Tlustoš et al. (2000) prokázali vliv KVK půdy na příjem rizikových prvků po aplikaci čistírenských kalů.

Transformovaná organická hmota má vyšší sorpční schopnost v porovnání s jílovými minerály. Organické látky se podílejí jak na procesech vedoucích ke snížení koncentrace prvků v roztoku nespecifickou, či specifickou sorpcí, tak i na tvorbě rozpustných chelátů, které naopak chrání prvky před adsorpcí, nebo vysrážením. Podle Koláře (1988) organická hmota nemá obecně pozitivní vztah na omezení příjmu rizikových prvků rostlinami, ale závisí na její kvalitě. Jedná se především o poměr fulvokyselin k huminovým kyselinám.

3.2.3.2 Arzén

Obsahy arzenu v půdách pochází převážně z matečné horniny. Obsah As v nekontaminovaných půdách zřídka přesáhne 10 mg.kg^{-1} (Adriano, 2001). Průměrný obsah arsenu v zemské kůře je $1,8 \text{ mg.kg}^{-1}$, v půdách se pohybuje od $2\text{-}20 \text{ mg.kg}^{-1}$ zeminy. Vysoké obsahy jsou v sedimentech, zvláště jílových. Nejvíce arsenu mají horniny obsahující sulfidy a uhelnou příměs. Zdrojem zamoření zemědělských půd je především popílek a odsiřovací produkty z kotelen, které byly aplikovány do půdy, nebo se tam dostávají ve formě imisí. Jeho současné uplatnění se nachází v oblasti metalurgie jako součást speciálních slitin a v polovodičovém průmyslu. V horninách se vyskytuje jako příměs v rudách niklu, kobaltu, antimonu, stříbra, zlata a železa a bývá obsažen jako stopová příměs v mnoha ložiscích uhlí. Arsen a jeho sloučeniny patří mezi toxické, karcinogenní a také teratogenní látky (Cotton, 1973). Ke zdrojům znečištění patří zejména metalurgie a tepelné elektrárny (Kafka, 2002).

3.2.3.3 Kadmium

Kadmium a jeho soli jsou pro člověka velmi nebezpečné. Ionty kadmia se především váží na volné sulfohydrylové skupiny enzymů, a tak ovlivňují reaktivitu enzymového metabolismu cukrů a inhibují sekreci insulinu. Nebezpečné jsou dobře rozpustné soli kadmia, dusičnan kademnatý ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$) a síran kademnatý (CdSO_4) (Tichý, 2002). Kadmium je kov chemicky příbuzný zinku. Vzhledem k této podobnosti se vyskytuje v rudách a v půdě společně se

zinkem v poměru 1:100 až 1:1000. Je také získáváno jako vedlejší produkt při rafinaci zinku. Pro svoji vlastnost chránit železo před korozi je používáno při výrobě plechů, především v automobilovém průmyslu. Je také přidáváno jako stabilizátor plastů a sulfid kademnatý je součástí barevných pigmentů přidávaných do plastů a barviv. Kadmium je využíváno jako součást elektrod v alkalických akumulátorech. K nejvýznamnějším zdrojům kontaminace patří průmysl a spalování pohonných hmot a olejů (Kafka, 2002).

3.2.3.4 Chróm

Největší koncentrace tohoto prvku se vyskytují v základních horninách (peridotity a pyroxenity) - 1600-3400 mg.kg⁻¹. V půdách se obsah chrómu pohybuje od 5 do 120 mg.kg⁻¹. V půdě se většina chrómu nachází v málo pohyblivé formě kationtů Cr³⁺ vázaných na oxidy železa a hliníku. Mobilita chrómu v půdě závisí na půdní reakci, redox potenciálu, obsahu jílových minerálů, stupni rozkladu organické hmoty. Dobře rozpustný chróm (ve formě chromanů) je toxický pro rostliny i živočichy, proto je důležitá změna oxidačního stupně. Snížení toxicity lze dosáhnout vápněním, nebo hnojením fosforem a organickými látkami (Richter, 2004).

3.2.3.5 Měď

Celkový obsah mědi v půdě je uváděn v rozmezí 1-100 mg.kg⁻¹ půdy. V přírodě se nejčastěji nachází ve formě sulfidů. Dalšími významnými minerály jsou kuprit a zelený malachit. Formy, v nichž se měď v půdě nachází, jsou z hlediska jejich přístupnosti pro rostliny velmi rozdílné.

- nevýměnná měď
 - měďnaté minerály,
 - měď vázaná v organických sloučeninách,
 - těžce rozpustné soli mědi,
- výměnná měď,
- vodorozpustné soli mědi

Mobilita a přístupnost Cu je ovlivněna několika faktory, zejména půdní reakcí, kdy s nižším pH roste mobilita prvku. Ke zlepšení pohyblivosti mědi dochází rovněž při zlepšení podmínek, které umožňují nitrifikaci, přičemž měď přechází z organických vazeb na přístupnější minerální formu (Richter, 2007).

Hlavním zdrojem pro průmyslovou výrobu mědi jsou sulfidické rudy. Měď se nejčastěji využívá v ryzí formě, ale je využíváno také velké množství slitin.

Měď (podobně jako zinek) patří mezi prvky s významným vlivem na živý organizmus. Vyskytuje se v řadě enzymatických cyklů, na nižší organismy však působí jako silný jed (Cotton, 1973).

3.2.3.6 Rtuť

Průměrný obsah rtuti v půdách je 0,02-0,2 mg.kg⁻¹. Obsah Hg v půdách je dán především pedogenetickými procesy a může se vyskytovat ve třech formách:

- elementární Hg - těkává a slabě rozpustná ve vodě, měďnaté minerály,
- dvojmocná anorganická forma (Hg²⁺) - vyznačuje se vysokou afinitou k mnohým organickým a anorganickým ligandům, speciálně obsahují-li sirmé funkční skupiny,
- methylrtuť (CH₃Hg⁺) - představuje sloučeniny s vysokou perzistencí v prostředí.

Forma, ve které se Hg nachází je silně závislá na půdní reakci a redox potenciálu. Kationtová forma může být snadno sorbována půdními koloidy. Dvojmocná rtuť se rychle váže na organickou hmotu a anorganické složky, zejména na povrchu jílových minerálů a hydratovaných oxidů Fe a Mn.

V případě mikrobiální methylace Hg v půdách mají methylované sloučeniny vyšší tenzi par, tudíž jsou více těkávé. Rtuť tak dobře volatilizuje z půdy do atmosféry, odkud se může dostávat až do potravního řetězce, nebo znovu vracet srážkami do půdy.

Hlavním zdrojem kontaminace jsou imise ze spalování uhlí. Do půdy je rtuť vnášena spolu s kaly z čistíren se zvýšenou koncentrací Hg a jako možný zdroj je uváděna také aplikace NPK hnojiv. Rtuť lze poměrně snadno imobilizovat zvýšením půdního pH, například vápněním (Richter, 2004).

3.2.3.7 Nikl

Průměrný obsah Ni v půdách je 40 mg.kg⁻¹. Je významně ovlivňován charakterem podložních hornin. Půdy, které mají v podloží serpentinit mohou obsahovat 100-7000 mg Ni.kg⁻¹. Ni se v půdách vyskytuje hlavně jako Ni⁺². Ionty Ni⁺² a Ni(OH)⁺ se vyskytují hlavně v půdách s pH > 7,8. V kyselých půdách se Ni vyskytuje ve formě Ni⁺², NiSO₄ a NiHPO₄. Forma výskytu je závislá na poměru fosforečnanů a síranů v půdách. S klesajícím pH roste rozpustnost (Raclavská et al., 2008).

3.2.3.8 Olovo

V přírodě se vyskytuje převážně v dvojmocné formě. Patří mezi nejrozšířenější těžké kovy (Komínková, 2008). Mobilita olova v půdě není vysoká. Váže se na karbonáty, jílové minerály, oxidy Fe, Mn a na organickou hmotu (Vaněk et al., 2005). Ke kontaminaci dochází zejména z úpraven rud, hutí, rafinerii a chemického průmyslu. K dalším zdrojům znečištění patří olovnaté sklo, přípravky do glazur, hnojiva, kaly z ČOV, insekticidy a spalování fosilních paliv (Kafka, 2002).

3.3 Zinek

Zinek má atomové číslo 30 a v periodické tabulce prvků náleží do skupiny II B. Ve své čisté elementární formě představuje šedobílý lesklý kov, jehož lesk na vlhkém vzduchu pozvolna mizí vlivem povrchové oxidace. Existuje pět stabilních izotopů s převahou ^{64}Zn a několik radioaktivních. Ve všech sloučeninách vystupuje jako dvojmocný kationt Zn^{2+} . Díky své amfoterní povaze tvoří mnoho různých solí. Ve vodě rozpustné jsou chloridy, dusičnany a sírany. Mezi ve vodě nerozpustné patří oxidy, uhličitany, křemičitany, šťavelany, fosforečnany a organické komplexy (Třebichavský et al, 1998; Adriano, 2001).

3.3.1 Zdroje zinku a jeho využití

Zinek je 24. nejčastěji vyskytující se prvek v zemské kůře. Hlavním přirozeným zdrojem Zn je minerál sfalerit (ZnS), ale také smithsonit (ZnCO_3) či zinkit (ZnO). Ložiska těchto minerálů se nejvíce nacházejí na území USA a bývalého SSSR, ale sfalerit lze najít i v České republice, např. na Příbramsku (Bencko et al., 1995). Mezi nejčastější příměsi Zn minerálů jsou Fe, Pb a Cd (Adriano, 2001; Třebichavský et al., 1998).

Důsledkem lidské činnosti se koncentrace zinku v prostředí postupně zvyšuje (příkladem jsou různé typy průmyslu, hnojení kaly, splaškovými vodami, apod.). Během tavení zinkové rudy dochází k emisím zinku do ovzduší, doprovázenými emisemi kadmia, arsenu, olova i jiných prvků. Podle Adriano (2001) se při zpracování 1 t zinkové rudy uvolní kolem 3 kg Cd a jiných kovů, zejména olova a mědi. Významné znečištění půdy se objevuje zejména v blízkém okolí zdrojů zinkových emisí.

V průmyslu patří zinek mezi nejpoužívanější kovy. Zinek je užíván při výrobě nekorozivních slitin, mosazi, ocelí, při pozinkování železných plechů a drátů k ochraně proti korozi. Je součástí mnoha výrobků jako je nádobí, kosmetika, dezinfekční prostředky, laky, nátěry,

baterie aj. Oxid zinečnatý je užíván v gumárenství a jako zinková běloba při výrobě barev. Dále je zinek využíván při výrobě plastů, papíru, keramiky, skla, pesticidů, hnojiv, aj. (Adriano, 2001; Barone, 1998; Gyorfy et Chan, 1992; Tlustoš et al., 2006). Převážná část Zn se do prostředí dostává lidskou činností, obvykle postupy souvisejícími s těžbou a zpracováním rud, metalurgií, spalováním a mnohými průmyslovými výrobami (Třebichavský et al., 1998). K závažným zdrojům z hlediska zemědělské půdy mohou patřit pesticidy, hnojiva, ale také kaly ČOV. Většina Zn v kalech čistíren odpadních vod je původem z domácností, a to zejména z přípravků na praní prádla, sprchových gelů a fekálií. Dalším podstatným zdrojem jsou průmyslové vody (Comber et Gunn, 1994). Jen přibližně třetina je ze splachů silnic (Rule et al., 2006). Zinek je nejdostupnější prvek pro organismy z kovů obsažených v čistírenských kalech (Cibulka, 1991).

3.3.2 Vliv zinku na lidské zdraví

Zinek patří k esenciálním prvkům, jehož určitá koncentrace je nezbytná pro člověka, zvířata i rostliny. Celkový obsah v lidském těle se pohybuje mezi 2 až 4 gramy. Převážná část se nachází ve svalech a kostech (62,2 a 28,5 %). Dále v játrech, mozku, ledvinách a ve velkém množství je obsažen i ve spermatu (Merian et Clarkson, 1991; Třebichavský et al., 1998). Obvykle převažuje názor, že zinek je především důležitou živinou. Je tedy žádoucí dodávat do půdy pravidelně jeho dostatečná množství a eliminovat tak možné symptomy nedostatku, přičemž je zároveň žádoucí zvyšovat obsahy zinku v produkci, a tím zlepšovat jeho příjem obyvatelstvem. Lidé obvykle netrpí přebytkem zinku, ale mohou trpět právě jeho nedostatkem. Minimální denní dávka Zn pro člověka je odhadována na 0,15 mg Zn.kg⁻¹ tělesné hmotnosti. Doporučená denní dávka pak představuje 0,3mg Zn.kg⁻¹. Maximální dávka Zn pro člověka představuje 1,0 mg Zn.kg⁻¹ tělesné hmotnosti (Tichý, 2002). Vzhledem k výsledkům souhrnné zprávy Státního zdravotního ústavu ČR můžeme očekávat spíše nedostatek zinku v potravě.

Zinek se podílí na katalytických, strukturních a regulačních funkcích v organismech. Je relativně netoxický a z důvodu zaplněnosti orbitalů elektrony nepodléhá oxidačně-redukčním reakcím (Greenwood et Earnshaw, 1984). Na mnoha úrovních je nezbytný pro genovou expresi. Zúčastňuje se zdvojení DNA, na struktuře chromatinu, transkripci RNA až po aktivitu transpiračních faktorů a DNA i RNA polymeráz. Podstatnou roli hraje při apoptóze neboli programované buněčné smrti a při opravě DNA. Dále je důležitý pro činnost hormonů jako je insulin, glukagon, růstový hormon, pohlavní hormony a další (Hotz et Brown, 2004). Zinek hraje zásadní roli ve více než 300 enzymech nebo metaloproteinů v lidském těle a ve

více než 2000 transkripčních faktorech účastnících se genové exprese (Krizkova et al., 2012; John et al., 2010). Kritickými skupinami mohou být zejména dospívající muži, těhotné a kojící ženy, které mají vyšší normativní denní minimum. Ohroženy jsou také osoby s nízkým podílem živočišných potravin v dietě, např. vegetariáni. Nedostatek způsobuje snížení aktivity důležitých enzymů, projevují se poruchy růstu a sexuálního vývoje, anémie, dermatitida, anorexie, impotence, neuropsychologické a imunitní poruchy, šeroslepost, špatné hojení ran a mnohé další (SZÚ, 2015). Díky všem svým funkcím je zinek naprosto nezbytný pro správný vývoj a růst organismu. Nadměrné množství zinku poškozuje gastrointestinální trakt (dochází k bolestem žaludku, křečím, průjmům). Chronický nadbytek zinku způsobuje chudokrevnost, poruchy trávení a metabolismu cukrů. Kumulace v těle nehrozí, neboť se zinek snadno pomocí gastrointestinálního traktu vylučuje (Kenšová et al., 2014).

3.3.3 Vliv zinku na ostatní organismy

Ve vysokých koncentracích v půdě působí toxicky nejen na rostliny, ale také na půdní mikroorganismy (Tkalec et al., 2014; Beyer et al., 2013; Maderova et Paton, 2013; Frossard et al., 2000).

Toxicitu Zn na mikroorganismy popisuje studie od Moffetta a kol. (2003), ve které byl prokázán pokles biodiverzity mikroorganismů o 25% u půd s koncentrací zinku 400 mg Zn.kg⁻¹ ve srovnání s půdou s přírodním obsahem Zn (cca 57 mg.kg⁻¹ půdy). Nepříznivé vlivy na bakterie jsou pozorovatelné od koncentrace 13,60mgZn.kg⁻¹ (Baath, 1992; Doelman et Haanstra, 1984).

Zinek má také silný vliv na enzymatickou aktivitu půd. Může stabilizovat proteinovou strukturu enzymů, nebo působí jako jejich aktivátor či inhibitor (Cordova et Alvarez-Mon, 1995). Při nedostatku zinku dochází také ke zvýšení peroxidace lipidů membrán působením aktivními formami kyslíku a tak nepříznivě ovlivňuje další příjmy prvků. Nejvíce náchylné jsou membránové lipidy s vysokým obsahem nenasycených mastných kyselin. Mezi kovy zvyšující peroxidaci lipidů patří právě zinek (Weckx et Clijsters, 1997) a kadmium (Singh et Tewari, 2003).

Zinek je značně toxickou látkou pro vodní organismy. Jde o koncentrace pohybující se řádově již v desetinách mg/l (Bencko et al., 1995; Strnadova et Matejkova, 2006; Pitter, 1999).

3.3.4 Zinek v potravě

Koncentrace zinku v rostlinách se liší v závislosti na úrovni zastoupení prvku v půdě. Když je v půdě adekvátní množství zinku, rostliny obsahující nejvíce zinku jsou: pšenice (klíčky a otruby), různá semena, sezam, mák, fazole, ořechy, mandle, dýňová a slunečnicová semínka a černý rybíz. Zelenina a ovoce však nepatří mezi bohaté zdroje zinku (Hotz et al., 2005). Absorpce zinku v potravě se dle odhadů pohybuje v rozmezí <15 do 55 %, v závislosti na složení stravy. Absorpce je usnadněna tím, když potraviny obsahují živočišné bílkoviny (WHO, 1996). Nejvyšší koncentrace v potravě byly zaznamenány v játrech, tvrdých sýrech, luštěninách, kakau a cereáliích (SZÚ, 2015).

3.3.5 Zinek v půdě

Zinek je v půdě obsažen v různých formách. Jeho celkový obsah je značně rozdílný a závisí zejména na obsahu zinku v mateční hornině a charakteru půdotvorného procesu. Nejčastěji citovaný rozsah obsahů zinku v půdě je 10-300 mg.kg⁻¹ a to z převážné části v anorganické vazbě (Třebichavský et al., 1998; Merian et Clarkson, 1991; Adriano, 2001; Richter, 1994; Alloway, 2004; Raclavská et al., 2008). Nejsou však vyloučené ani několikanásobně vyšší obsahy. Střední hodnoty (mediány) obsahů zinku v půdě uvádí různí autoři v rozsahu 40-77 mg.kg⁻¹ (Adriano, 2001). Z dat Registru kontaminovaných ploch ČR pro rok 2014 byla vypočtena průměrná hodnota obsahu zinku v ostatních půdách 68 mg.kg⁻¹ a v lehkých půdách 73 mg.kg⁻¹ (Poláková, 2015). Další studie zobrazuje obsah zinku v písčité půdě okolo 10-30 mg.kg⁻¹, naproti tomu v půdě jílovité se vyskytuje až 95 mg.kg⁻¹ (WHO, 2001).

V nevýměnné formě je zinek vázán v mřížce různých minerálů (biotit, augit, amfibol aj.), kde neutralizuje negativní valence neobsazené vodíkem, popř. izomorfně nahrazuje hořčík. Více zinku obsahují horniny bazické než kyselé, neboť v kyselém prostředí jsou sloučeniny rozpustnější. Kromě uvedených hornin tvoří část nevýměnného zinku také nerozpustné sloučeniny, jako např. Zn₂SiO₄, Zn₃(PO₄)₂ včetně jeho vodnatých forem, Zn(OH)₂, ZnCO₃ aj. Uvedené nevýměnné formy zinku včetně organických sloučenin tvoří v půdě převážnou část celkového obsahu Zn. V této formě je jeho přijatelnost jen velmi nízká (Richter, 2007).

Literatura upozorňuje na nebezpečí acidifikace, ale také na rizika přinášející prudký nárůst pH při silném vápnění, kde díky mineralizaci kyselého humusu může dojít k rychlé mobilizaci těžkých kovů (Blake et Goulding, 2002). Z výzkumu vlivu pH spolu s přidavkem organické hmoty na rozpustnost zinku bylo zjištěno, že při pH pod 5,8 přidavek rozložitelné organické hmoty do půdy zvyšuje rozpustnost zinku v půdě, oproti tomu při vyšším pH přidaná

organická hmota zinek spíše imobilizuje (Yoo et James, 2002). I jiné literární prameny potvrzují imobilizaci těžkých kovů organickou hmotou, proto se tyto polutanty hromadí hlavně v humózním horizontu a v rašelině (Richter, 2007).

Průměrný obsah výměnného zinku v našich půdách činí 0,2-2,0 mg.kg⁻¹. Obsah výměnného zinku v půdě závisí na obsahu koloidů, aktivních fosforečných iontů, ale také na hodnotě pH. Vliv půdní reakce na mobilitu zinku v půdě spočívá v jeho amfoterním charakteru. V kyselém prostředí (pH = 4) vytváří zinek vysoce polarizované kationty Zn²⁺, které se při zvyšování pH sráží ve formě nepatrně rozpustného hydroxidu zinečnatého. Při dalším zvyšování pH vznikají zinečnatany, z nichž bývá nejvíce zastoupen zinečnatan vápenatý, které jsou velmi málo rozpustné. Z tohoto důvodu obsahují kyselé půdy až 10x více výměnného a rozpustného zinku, než půdy neutrální a rovněž jeho vertikální pohyb je v takových půdách rychlejší. Nejmenší rozpustnost zinku byla zjištěna při pH 5,5-6,9.

V alkalických půdách s vysokým obsahem Na⁺ se v důsledku tvorby rozpustnějších zinečnanů sodných typu Zn(NaO)₂ obsah přijatelného zinku opět zvyšuje. Na sorpční komplex může být zinek poután jako Zn²⁺, Zn(OH)⁺ nebo ZnCl⁺. Všechny takto poutané ionty však nejsou výměnné. Nepatrné množství zinku se v půdě nachází ve formě vodorozpustných solí. Nejvíce rozpustný je chlorid zinečnatý - ZnCl₂, dusičnan zinečnatý - Zn(NO₃)₂ a síran zinečnatý - ZnSO₄ (Richter, 2007).

Ve finské studii byla potvrzena pozitivní závislost obsahu zinku na obsahu jílu a negativní závislost na obsahu organické hmoty u organogenních půd (především rašeliny). Za půdy ohrožené deficitem zinku se považují vápenaté půdy, ale k nízké dostupnosti zinku může dojít už u půd neutrálních až kyselých (Yli-Halla, 1993)

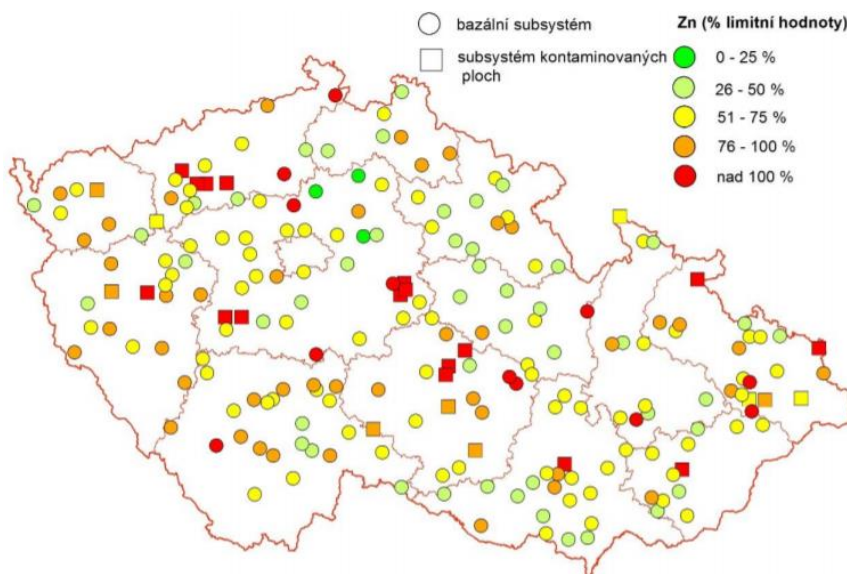
Z experimentu s příjmem zinku pastevním porostem vyšlo najevo, že pH nemá téměř žádný vliv při nízkých obsazích zinku v půdách a vysoký vliv u půd s vysokými obsahy. Autoři to dávají do souvislosti s rolí rhizosféry při příjmu zinku při nižších půdních koncentracích (Laser, 2007). Několik dalších studií zdůrazňuje, že příjem rizikových kovů a zejména zinku může být ovlivněn podmínkami v rhizosféře (Vivas et al., 2006; Suntornvongsagul et al., 2007 a, b), které se mohou lišit v různých ohledech v závislosti na biologické aktivitě nebo metabolity jako jsou rhizodermální sliz (Morel et al., 1986; Marschner, 1995), nízkomolekulární organické kyseliny (Xu et al., 2007; Qin et al., 2007), siderofory (David et Stephan, 2007) a enzymy (Chaboud et Rougier, 1990; Xu et al., 2007). Proto rhizosféra může hrát významnou roli v geochemii kovů, složení a propojení pohyblivosti kovů z rhizosféry půdy do kořenů rostlin (Hildebrandt et al., 2007; Cabala et al., 2008). Bylo zjištěno, že umístění kovu, nebo výluhu v rhizosféře může záviset na změně činnosti rostlin (Grayston et

al., 1997; Dessureault - Rompré et al., 2010), včetně vlivů biochemických mechanismů v rhizosféře (James et Bartlett, 1984; Srivastava et al., 1999). Mnoho biochemických studií se zabývá zeminami kontaminovanými zinkem a vlivem biochemických mechanismů v rhizosféře, stejně jako návrhy remediace, které zkoumají složité vztahy mezi zinečnými speciemi a biologickými vlivy jako jsou houbová společenství a kořenová exsudace v rhizosféře (Fomina et al., 2006, 2007; Cabala et Teper, 2007; Zarei et al., 2008; Andrade et al., 2009; Gadd, 2007; Azzarello et al., 2012).

Literatura uvádí, že vápnění, nebo jiná úprava půdního pH může minimalizovat rizika přijímání těžkých kovů rostlinami (Williams et al., 1987; Alloway et Jackson, 1991; Smith, 1994a, 1994b). Oproti tomu mnoho studií uvádí, že vápnění půd nemá vždy prokazatelný vliv na tuto imobilizaci. Velký vliv na přijatelnost těžkých kovů má samotný typ kovu, rostli která kov přijímá a půda (Hemphill et al., 1982; Pepper et al., 1983; Kuo et al., 1985; Eriksson, 1989).

Důsledkem antropogenní činnosti, zejména barevných metalurgií, dospěla kontaminace půd zinkem v některých oblastech k vysoké akumulaci tohoto prvku v horní vrstvě půd a stala se vážným problémem v ochraně životního prostředí. Podle výsledků průzkumu půd má 67,2% půd v ČR střední, 5,9% nízkou a 26,9% vysokou zásobu přístupného zinku (Richter, 2007). Lokality se zvýšenými obsahy Zn jsou v rámci republiky roztroušeny spíše mozaikovitě, jak je viditelné na obrázku č. 1.

Obrázek č. 1: Obsahy zinku (Zn) v půdách Bazálního monitoringu půd (Eagri, 2013). Obsahy jsou vyjádřeny jako procento preventivní hodnoty (podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.)

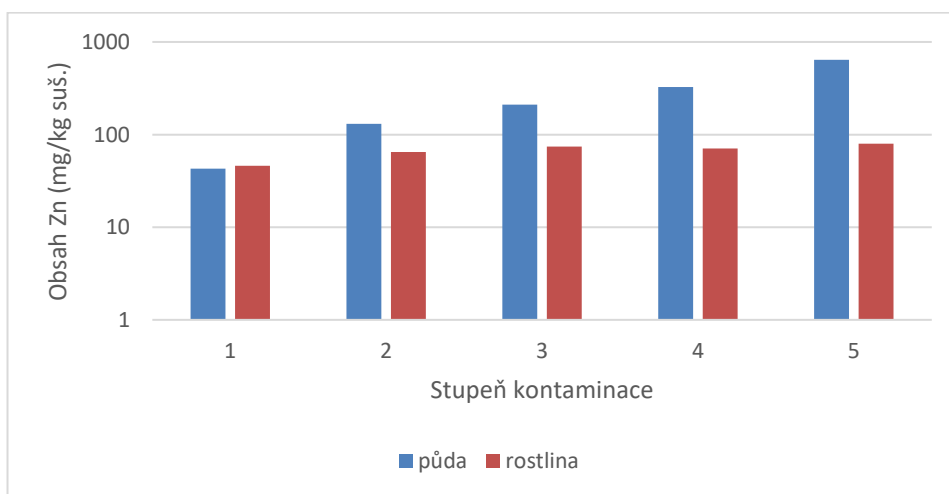


3.3.6 Působení zinku na rostliny

Jako normální koncentrace Zn v rostlinné sušině je udáváno rozpětí 20-100 mg/kg a jako deficitní koncentrace obsahy pod 20 mg/kg (Vaněk et al., 2007). Obsah zinku závisí na druhu rostliny, orgánu a na vývojovém stádiu. Dle jiných literárních zdrojů (Beneš, 1994) je normální obsah zinku v rostlinách 25-150 mg/kg. Při koncentracích 400 mg/kg se již začíná projevovat toxický efekt (Beneš, 1994). Hraniční koncentrací toxicity v sušině rostlin udává mnoho zdrojů zhruba 200 mg/kg (Adrino, 2001; Cakmak, 2008; Sáníka, 2002; Hlušek et al., 2002; Vaněk et al., 2007). V rostlinách kukuřice, sóji, vaječnice, cukrovce a obilninách se dle Rehm et al. (2002) pohybuje mezi 15 a 70 mg/kg. Lübben a Sauerbeck (1991a) zjistili, že u obilovin se nejméně rizikových prvků hromadilo v zrně a jejich obsah se zvyšoval v pořadí plevy, sláma, kořeny.

Ve studii Diez a Krauss (1995) byl sledován příjem rizikových prvků plodinami při aplikaci různých dávek čistírenských kalů. Ze studie vyplývá, že průměrné obsahy těžkých kovů v rostlinách stoupají s obsahy v půdě, ale nikoli ve stejném poměru. Zinek v rostlinách při nejsilnějším zatížení vzrostl 1,74krát v porovnání s kontrolou (viz graf č. 7.).

Graf č. 7: Obsah Zn poměr půda/rostlina v log. měřítku (Diez et. Krauss; 1995)



Autor vytvořil transferfaktory půda/rostlina, které uvádím v tabulce č. 4. Faktor přestupu látek z půdy do rostliny klesal v řadě Mn > Zn > Cd > Cu > Pb. Ze studie také vyplývá, že do své biomasy Zn nejlépe akumuluje zejména listová zelenina.

Tabulka č. 4: Transferfaktor zinku

transferfaktor	0,1 - 0,2	0,2 - 0,5	0,5 - 1,0	1,0 - 3,0
plodina	kukuřice	oves	nařový celer	polní salát
	hrách	mrkev		špenát
		pšenice		ředkvička
		fazol		
		pór		
		polníček		

Zinek je však v obhospodařovaných půdách nejčastější deficitní mikroživina (Graham et al., 1992; White et Zasoski, 1999; Cakmak, 2002, 2004; Alloway, 2004). Nedostatek zinku v půdě se projevuje zejména na mladých částech rostlin. Typickým projevem nedostatku i přebytku je rozetovitost. Dochází ke zkracování internodií a k růstu drobných podélnějších listů. Dochází také ke změně barvy listů na světle zelenou, žlutou až bílou (Cakmak, 2008; Vaněk et al., 2007; Hlušek et al., 2002).

Zvýšená koncentrace Zn, ale i jiných esenciálních rizikových prvků v půdním prostředí se nejvíce projevuje na rostlinách, zejména v jejich počátečním vývoji (Tran et Popova, 2013). Nejcitlivější rostliny z hlediska fytotoxicity kovů jsou chmel, vinná réva, citrusové stromy, obilniny a špenát. Fytotoxicita některých kovů a metaloidů je způsobena narušením fyziologických procesů rostlin. Tato porucha představuje výsledek změny transportu mikro a makro elementů v rostlině, které jsou nezbytné pro její správné fungování. Plodiny pěstované na půdách s vysokým obsahem rizikových prvků jsou charakteristické omezeným růstem, sníženou transpirací, chlorózou listů, omezenou klíčivostí semen a deformací kořenového systému (Tran et Popova, 2013; Mousavi, 2011).

Pohyb zinku půdou ke kořenům se děje difúzí a hmotovým půdním tokem. V blízkosti kořenů dochází k reakci s exudáty. Touto reakcí se zvyšuje difúzní gradient a urychluje se tak příjem prvku. Transport prvku z vnějšího roztoku buněčnou stěnou je proces pasivní, kdy jsou ionty transportovány difúzí (Cibulka et al., 1991; Procházka et al., 1998). Přesun zinku z půdy do rostliny je poměrně malý a je dán zejména vztahem mezi potřebou a obsahem přijatelné formy Zn. U půd s relativně nízkým obsahem zinku zaznamenáváme vyšší transfer faktor. Byla také dokumentována tendence některých rostlin „hyperakumulovat“ zinek. Hyperakumulací zinku se zabýval Baumann již roku 1885. Ten jako první prokázal vyšší koncentrace v některých rostlinách a to až 1000 µg/g. Za hyperakumulační rostliny zinku jsou považovány ty, které jsou schopny do své biomasy zabudovat až 10,000 µg/g (1%) (Baker et Brooks, 1989). Na toto téma existuje nepřehledné množství studií (Baumann, 1885; Linstow,

1924; Baker et Brooks, 1989; Yang et al., 2004; Ueno et al., 2004; Tlustoš et Habart, 2009; Valterová et al., 2012). Kritickou hodnotou pro příjem zinku do rostlin je přibližně hodnota 20 mg/kg ve výluhu NH_4NO_3 spolu s celkovým obsahem zinku nad 500 mg/kg (Němeček, 2002). Rizikové prvky pronikají do kořenů rostlin přes epidermis a přes kortex apoplastem nebo symplastem do xylemu. Část z nich je poutána na buněčnou stěnu, nebo prochází buněčnou stěnou a je dále transportována do buněk. Část je přímo transportována i mezibuněčnými prostory. O transportu prvku a jeho následné vazbě rozhoduje zejména rostlinný genotyp a typ pronikajícího prvku (Němeček, 2002).

Rozdíly v koncentraci organických kyselin podle některých studií ovlivňují toleranci rostlin k jednotlivým rizikovým prvkům. Vyšší koncentrace kyseliny jablečné koreluje s tolerancí k zinku, nikoliv však k mědi či niklu. Nebyla zjištěna závislost mezi obsahem kyseliny citronové a šťavelové a tolerancí vůči zinku (Rauser, 1999). Oproti tomuto tvrzení existují práce uvádějící vysokou korelaci mezi rezistencí rostliny k rizikovým prvkům a obsahem kyseliny šťavelové (McKenna et al., 1992).

3.4 Legislativa ČR

Využívání kalů je regulováno legislativním opatřením. V zákoně o odpadech jsou předepsány mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek, které nesmějí být překročeny, pokud se má na tuto půdu aplikovat kal. Pro aplikovaný kal jsou zde rovněž uvedeny mezní hodnoty koncentrací rizikových látek. Teprve při splnění obou těchto podmínek je možno v předepsaných časových intervalech kal na půdu aplikovat. Pokud kal nevyhoví požadavkům pro aplikaci v zemědělství, nezbyvá, než na tento kal nahlížet jako na odpad a po provedení testů vyluhovatelnosti jej jako skutečný odpad odstranit (Matějů et Zimová, 2008; Zimová, 2003).

V současné době musí kaly, které směřují na půdy zemědělského půdního fondu (ZPF) splňovat limity stanovené již novelizovanou vyhláškou Ministerstva životního prostředí (MŽP) č. 382/2001 Sb. (nyní 437/2016), o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, týkající se těžkých kovů As arzen, Cd kadmium, Cr chrom, Cu měď, Hg rtuť, Ni nikl, Pb olovo, Zn zinek, AOX halogenovaných organických sloučenin, PCB (suma 7 kongenerů 28+52+101+118+138+153+180) polychlorovaných bifenyly, ale také mikrobiologických kritérií (termotolerantní koliformní bakterie, enterokoky a *Salmonella* spp. pozn. spp. = druhy) a musí se sledovat i geochemické parametry (pH, obsah sušiny, obsah organických látek, celkový dusík, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, fosfor, draslík,

vápník, hořčík). Novelizovaná vyhláška přitom zpřísňuje mikrobiologická kritéria (od 1. ledna 2020).

Na základě zákona č.147/2002 Sb., o Ústředním kontrolním a zkušebním ústavu zemědělském, ve znění pozdějších předpisů, § 3, jsou kaly monitorovány jako jeden ze vstupů do půdy (Poláková et al., 2015).

Ve znění nového zákona o odpadech vyplývá, že pokud směřují upravené kaly z ČOV na zemědělskou půdu (v dikci zákona ZPF), musí tyto kaly předávat k aplikaci sama vodohospodářská společnost. Do doby platnosti novely k tomu mohli vodohospodáři využít institut takzvané „oprávněné osoby“, která mohla od vodohospodářské společnosti přebírat kal na svou zodpovědnost. Předáním upraveného kalu z ČOV oprávněné osobě přešla zodpovědnost za tento kal právě na tuto oprávněnou osobu (Havelka, 2016). Zprostředkování aplikace kalů na půdu prostřednictvím mezičlánku představovalo jisté riziko, které zakládala konkurence mezi mezičlánky, což se mohlo a někdy se zřejmě také projevilo v nevhodném složení kalů, neboť chtěl třeba někdo ušetřit za potřebné rozbory. Touto novelizací by tak mělo být zajištěno otestování kalů a aplikace pouze těch, které vyhovují limitům. Tím by měly být pokryty pochybnosti ohledně aplikace kontaminujících kalů, které zazněly prezentujícími vědci z Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka na semináři v rámci projektu Voda, půda a sedláci v Nových Hradech (2015).

3.4.1 Legislativní rámce týkající se kalů z ČOV pro ČR

Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech ve znění zákona č. 223/2015 Sb., z 10.9.2015 a jeho prováděcí vyhlášky

Vyhláška 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady

Vyhláška 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě (novela od 1.1.2017)

Vyhláška 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady

Vyhláška 83/2016 Sb., která novelizuje vyhlášku 383/2001 Sb. o podrobnostech a nakládání s odpady

Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech) v aktuálním znění (2015)

Vyhláška č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva (příloha č. 2)

NAŘÍZENÍ EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (ES) č. 1069/2009 ze dne 21. října 2009 o hygienických pravidlech pro vedlejší produkty živočišného původu a získané produkty, které nejsou určeny k lidské spotřebě, a o zrušení nařízení (ES) č. 1774/2002 (nařízení o vedlejších produktech živočišného původu)

NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) č. 142/2011 ze dne 25. února 2011, kterým se provádí nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1069/2009 o hygienických pravidlech pro vedlejší produkty živočišného původu a získané produkty, které nejsou určeny k lidské spotřebě, a provádí směrnice Rady 97/78/ES, pokud jde o určité vzorky a předměty osvobozené od veterinárních kontrol na hranici podle uvedené směrnice

4 Metodika

4.1 Dlouhodobé stacionární pokusy KAVR- ČZU v Praze

Praktická část diplomové práce je zaměřena na dlouhodobé stacionární polní pokusy s rotací plodin. Stanoviště byla vybrána dle odlišných půdně-klimatických podmínek. Jedná se o lokality Červený Újezd, Hněvčeves, Lukavec (u Pacova), Praha - Suchdol. Pokusy byly založeny na podzim v roce 1996.

Z pokusných plodin byla vybrána pšenice, brambory a kukuřice. Na stanovišti Červený Újezd je vzhledem k agrotechnickým možnostem pracoviště místo brambor využívána jako pokusná plodina silážní kukuřice. Výhodou krátké rotace plodin je možnost hodnocení krátkodobých i dlouhodobých změn sledovaných parametrů. Pokus je organizován tak, aby všechny plodiny byly pěstovány v každém roce (3 bloky). Z důvodu aplikace organických hnojiv, zpracování půdy a sklizní však pokusy nemají randomizaci. Opakování jsou zajišťována v rámci varianty/bloku. Velikost pokusné parcely je na stanovišti Lukavec a Hněvčeves 60m², na stanovišti Suchdol 60,5 m² a na stanovišti Červený Újezd 80 m². Podrobnější popis lokalit vyobrazuje tabulka č. 5.

Tabulka č. 5: Charakteristika pokusných stanovišť

Lokalizace	Červený Újezd	Hněvčeves	Lukavec	Suchdol
	50°4'22"N, 14°10'19"E	50°18'46"N, 15°43'3"E	49°33'23"N, 14°58'39"E	50°7'40"N, 14°22'33"E
Nadmořská výška (m n. m.)	400	265	610	286
Průměrná roční teplota (°C)	7,7	8,2	7,7	9,1
Průměrné roční srážky (mm)	493	573	666	495
Půdní typ	Hnědozem	Luvizem	Kambizem	Černozem
Půdní subtyp	modální	modální	oglejená	modální
Půdní druh	hlinitá	písčito-hlinitá	hlinito-písčitá	hlinito-písčitá

Hnojení pokusu je postaveno na aplikaci shodné dávky dusíku (330 kg/ha) na všech variantách, mimo kontrolu a kal 3.

Organické hnojení (chlévkový hnůj, čistírenské kaly) je aplikováno na podzim vždy pouze pod brambory (kukuřici). Pro potřeby pokusu jsou na všechna stanoviště používány kaly ze stejné

ČOV a hnůj z jednotlivých pokusných stanic. Obsahy živin v hnoji jsou uvedeny v tabulce č. 6, obsahy zinku v kalech jsou vyjádřeny v tabulce č. 7 a obsahy zinku v hnoji na jednotlivých stanovištích v tabulce č. 8.

Obsahy zinku u natí brambor byly měřeny a hodnoceny pouze u variant hnojení, u kterých byl předpokládán vyšší obsah zinku, tedy u kalu1 a kalu3.

Tabulka č. 6: Dávky živin aplikovaných hnojiv v tříletém cyklu

Varianta	Brambory (kukuřice)			pšenice		
	N	P	K	N	P	K
Kontrola	-	-	-	-	-	-
Kal	330 ¹⁾	201 ¹⁾	55 ²⁾	0	0	0
Kal3	990 ¹⁾	603 ¹⁾	165 ²⁾	0	0	0
Hnůj	330 ¹⁾	118 ¹⁾	374 ²⁾	0	0	0
Hnůj 1/2 + N ³⁾	165 ¹⁾	59 ¹⁾	187 ²⁾	110	0	0

1) celkový dusík v organických hnojivech

2) průměrná dávka podle obsahu živin v hnojivech

3) Minerální hnojiva: N – LAV (27 %N) P – trojitý superfosfát (21 %P) K – draselná sůl (50 % K)

Tabulka č 7: Obsahy Zn v aplikovaných kalech

rok	Zn	sušina kalu	dávka čerstvého kalu	dávka sušiny kalu	dávka Zn
	mg/kg	%	t.ha ⁻¹	t.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹
2011	1563	29,44	34,21	10,07	15,74
2012	455,5	28,03	29,50	8,27	3,766
2013	515,1	29,68	31,40	9,32	4,801

Tabulka č. 8: Obsahů Zn v aplikovaném hnoji

Lokalita	rok	Zn	sušina hnoje	dávka čerstvého hnoje	dávka sušiny hnoje	dávka Zn
		mg/kg	%	t.ha ⁻¹	t.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹
Suchdol	2011	102,6	29,82	46,45	13,85	1,421
	2012	199,1	19,60	56,69	11,11	2,212
	2013	105,7	31,13	61,98	19,30	2,040
Lukavec	2011	37,64	19,34	63,83	12,35	0,465
	2012	82,16	18,90	82,67	15,62	1,284
	2013	71,84	24,30	63,67	15,47	1,111
Hněvčeves	2011	196,2	22,84	66,33	15,15	2,973
	2012	61,96	26,20	37,83	9,91	0,614
	2013	234,3	20,13	76,67	15,44	3,616

4.2 Příprava vzorků

4.2.1 Příprava pevné fáze

Vzorky hlíz brambor, slámy a zrna pšenice byly odebrány při sklizni v plné zralosti. Natě brambor byly sklizeny již v průběhu vegetačního růstu. U kukuřice byla sklizena celá nadzemní biomasa v mléčně-voskové zralosti. Sklizené vzorky byly sušeny v sušárnách při teplotě 30°C do konstantní hmotnosti. Po dokonalém vysušení byly jednotlivé vzorky semlety v laboratorním mlynu Retsch SM100 se sítím o velikosti ok 1mm, takto připravené vzorky byly dále zhomogenizovány a uloženy do předem nadepsaných lahvíček. Obsah zinku v rostlinách byl stanoven metodou rozkaldu na suché cestě dle Madera a Čurdová (1997).

Na laboratorních vahách bylo do kádinek naváženo množství vzorku 0,4-0,409g. Pro každý vzorek byla vytvářena dvě opakování. Každý 10. vzorek byl slepý, sloužící pro kontrolu správné manipulace se vzorky a funkčnosti laboratorního vybavení. Připravené vzorky byly umístěny na plotýnku a překryty hodinovými skličky. Kádinky byly postupně vypalovány od počáteční teploty 160°C až na 350°C. Proces navyšování teploty probíhal čtyři hodiny. Následně byla z kádinek sejmuta hodinová sklička a kádinky přemístěny do pecí. V pecích se vzorky žihaly po dobu 8 hodin při teplotě 500°C. Po vychladnutí byly kádinky přemístěny do digestoře a do každé byl přidán 1ml kyseliny dusičné. V uzavřené digestoři byly na ploténce vzorky 1 hodinu odpařovány při teplotě 120°C. Následně byly vzorky přendány do pecí a po dobu 1 hodiny dovypáleny při teplotě 500°C. Po vychladnutí byly vzorky připravené na převedení do roztoku.

4.2.2 Převedení pevné fáze do roztoku

Do vypálených vzorků byl přidán 1,5% roztok kyseliny dusičné a za pomoci ultrazvuku se popeloviny převedely do roztoku. Poté se obsah kádinky kvantitativně převedl do připravené a číslem označené 25ml zkumavky. Zkumavka byla následně 1,5% roztokem kyseliny dusičné doplněna po rysku, překryta parafilmem a promíchána.

4.3 Měření vzorků metodou ICP-OES

Jednotlivé prvky ve vzorcích byly stanoveny pomocí emisní spektrometrie s indučně vázaným plazmatem neboli ICP-OES přístrojem Varian Vista-Pro. Jedná se o metodu stanovení stopových, ale i významných koncentrací. Tato technologie umožňuje stanovení prvků téměř celé periodické tabulky s citlivostí od jednotek ppb až po stovky ppm. Principem metody je

zmlžení vzorku, který je následně spálen v plazmatu o teplotě 6000-10000 K. Za těchto podmínek zanikají chemické vazby v molekulách sloučenin. Atomům vystavených plazmatu excitují elektrony do vyšších energetických hladin. Excitované hladiny nejsou stabilní a vrací se zpět na své původní energetické hladiny a přitom emitují světelné záření o definovaných vlnových délkách. Emitované záření je poté změřeno detektory, které převedou záření na elektrický signál. Vlnovou délkou je tak určen prvek a intenzitou signálu jeho množství. Vlnová délka zinku je 213,856 nm (Jones et Xiandeng, 2000). Obsahy zinku byly přepočteny na kilogram sušiny biomasy sklizených plodiny.

Výsledky obsahů zinku byly zpracovány v programu Excel 2016 a statisticky vyhodnoceny programem Statistika 12. Data byla hodnocena pomocí analýzy rozptylu (ANOVA) při $p < 0,05$ za použití Tukeyho testu. Byly porovnány rozdíly v obsazích zinku u jednotlivých typů hnojení a pro různé lokality. Změny obsahu zinku jsou pozorovány po dobu tří let (2012-2014).

5 Výsledky

V této části je diplomová práce zaměřena na hodnocení výsledků emisní spektrometrie, tedy výsledků celkového obsahu zinku v rostlinné biomase. Výsledky obsahu zinku brambor, pšenice a kukuřice jsou hodnoceny samostatně. Výsledky jsou znázorněny pomocí grafů č. 8-12 a tabulek 8-12.

5.1 Brambory

5.1.1 Hlízy brambor

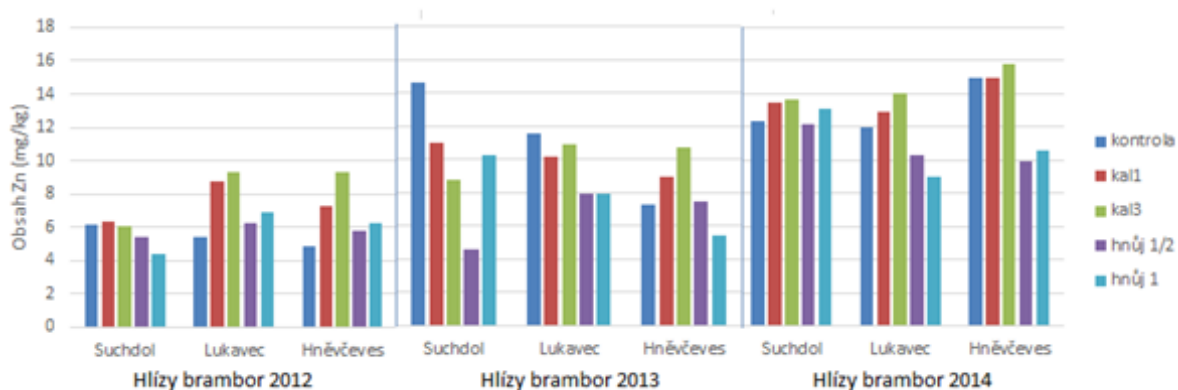
Koncentrace zinku v hlízách brambor se pohybovaly v rozmezí 4,403 až 15,80 mg.kg⁻¹ v závislosti na typu hnojiva a lokalitě (viz. tabulka č. 8 a graf č. 8). Průměrná hodnota zinku byla 9,7 mg.kg⁻¹. Nejnižší akumulace Zn v hlízách brambor byla naměřena v roce 2012 na lokalitě Suchdol při hnojení hnojem, oproti tomu nejvyšší koncentrace byla zjištěna v roce 2014 na lokalitě Hněvčeves u hnojení trojnásobnou dávkou kalu.

Rozdíly mezi roky jsou statisticky průkazné. Lokality se však mezi sebou statisticky významně neliší a ani z grafu není zcela jasný trend, který by naznačoval silný vliv podmínek prostředí. Statistickými testy nebyla potvrzena rozdílnost mezi vzájemnými typy aplikovaných hnojiv. Z dat je patrné, že větší vstup kalu téměř vždy na všech lokalitách zvýšil i obsahy Zn v hlízách, toto navýšení však není statisticky průkazné. Na všech lokalitách byly u varianty hnojení hnojem obsahy zinku v rostlinách nižší v porovnání s hnojením kaly. Na většině lokalit se pak projevilo hnojení hnojem nižším obsahem zinku v porovnání s kontrolou, statistický rozdíl se neprokázal.

Tabulka č. 8: Data obsahů Zn v hlízách brambor

rok	lokalita	ošetření	kontrola	kal1	kal3	hnůj1
2012	Suchdol		6,181	6,294	6,033	4,403
	Lukavec		5,369	8,759	9,339	6,912
	Hněvčeves		4,862	7,253	9,326	6,208
2013	Suchdol		14,66	11,01	8,750	10,30
	Lukavec		11,53	10,14	10,93	7,982
	Hněvčeves		7,275	8,974	10,76	5,459
2014	Suchdol		12,37	13,44	13,60	13,11
	Lukavec		11,96	12,86	14,02	8,958
	Hněvčeves		10,05	14,92	15,80	10,57

Graf č. 8: Obsahy Zn v hlízách brambor



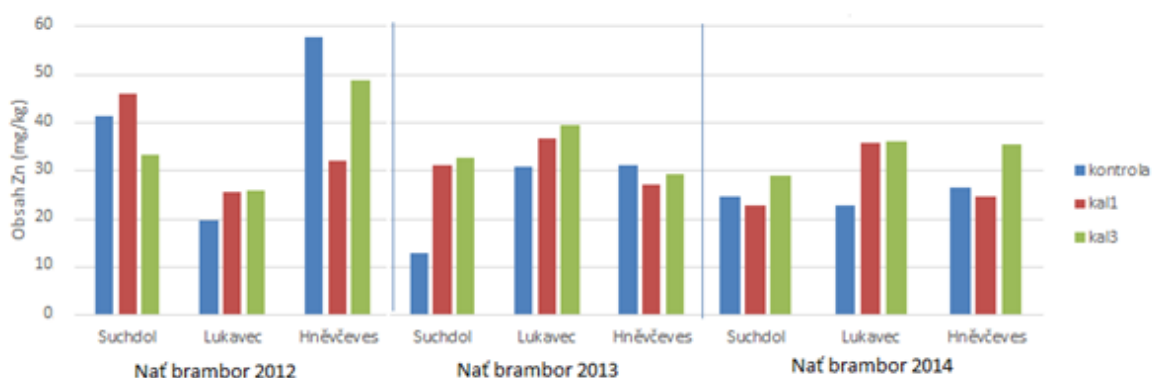
5.1.2 Nať brambor

Obsah Zn v nati brambor se pohyboval v rozmezí 13,02 až 57,91 mg.kg⁻¹. (viz. tabulka č. 9; graf č. 9). Nejnížší akumulace Zn v nati brambor byla zjištěna v roce 2013 a to na kontrolním stanovišti. Nejvyšší akumulace Zn byla zjištěna na kontrolní variantě v Hněvčevsi roku 2012. Průměrná hodnota je 31,89 mg.kg⁻¹, což je trojnásobné množství v porovnání s hlízami. Mezi hodnotami natí brambor se neprojevil žádný statisticky významný vztah.

Tabulka č. 9: Data obsahů Zn v nati brambor

rok	lokalita	ošetření	kontrola	kal1	kal3
2012	Suchdol		41,39	45,92	33,39
	Lukavec		19,80	25,51	25,99
	Hněvčeves		57,90	32,23	48,98
2013	Suchdol		13,02	31,06	32,64
	Lukavec		30,97	36,86	39,45
	Hněvčeves		31,26	27,06	29,26
2014	Suchdol		24,56	22,66	29,04
	Lukavec		22,95	35,92	36,19
	Hněvčeves		26,46	24,65	35,63

Graf č. 9: Obsahy Zn v nati brambor



5.2 Pšenice

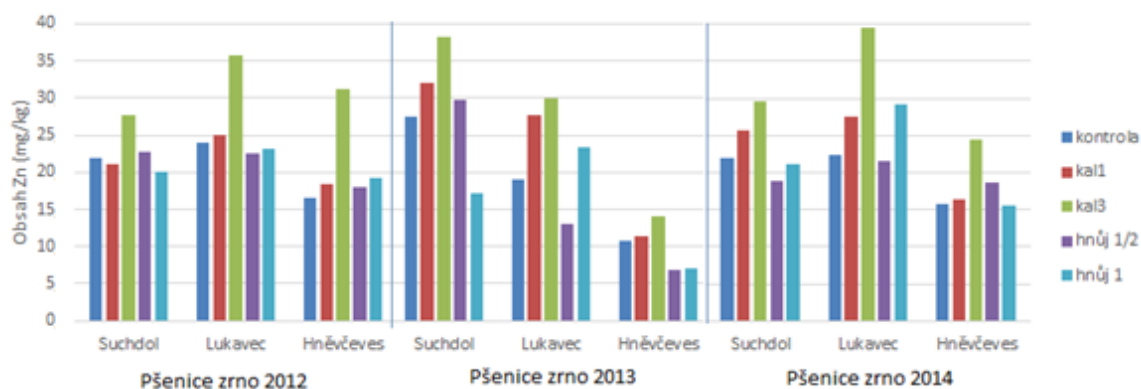
5.2.1 Zrno pšenice

Obsah Zn v zrnu pšenice se pohyboval v rozmezí 6,796 až 39,50 mg.kg⁻¹. (viz tabulka 10. a graf 10.). Nejnižší hodnoty byly naměřeny v Hněvčevsi u hnojení poloviční dávkou hnoje. Nejvyšších hodnot dosáhla varianta s trojnásobnou dávkou hnoje na lokalitě Lukavec roku 2014. Průměrná hodnota obsahu zinku v zrnu je 23,11 mg.kg⁻¹. Hodnoty zinku v průběhu let značně kolísaly, ale prokazatelný rozdíl mezi roky byl statisticky potvrzen pouze na lokalitě Hněvčeves. V roce 2013 byly v Hněvčevsi v porovnání s ostatními lokalitami, zjištěny velmi nízké hodnoty obsahu Zn. Statisticky byly potvrzeny rozdíly mezi lokalitami Suchdol-Hněvčeves a Hněvčeves-Lukavec. Ve všech variantách hnojení půd, mimo kalu3, byly mezi lokalitami statisticky významné rozdíly. Dále byl zjištěn rozdíl mezi kontrolou/kalem3, hnojem/kalem3 a mezi kalem1 a kalem3. Kal1 je v obsahu zinku v porovnání s hnojem téměř na stejné úrovni. Trojnásobná dávka kalu vždy projevila nejvyšší nárůst obsahu zinku v zrnu v porovnání s ostatními typy ošetření.

Tabulka č. 10: Data obsahů Zn v zrnu pšenice

rok	lokalita	ošetření	kontrola	kal1	kal3	hnůj1
2012	Suchdol		21,93	21,16	27,75	20,07
	Lukavec		23,96	24,92	35,74	23,24
	Hněvčeves		16,51	18,43	31,16	19,33
2013	Suchdol		27,41	32,09	38,16	17,20
	Lukavec		19,10	27,66	29,87	23,44
	Hněvčeves		10,85	11,28	14,12	7,14
2014	Suchdol		22,06	25,71	29,64	21,05
	Lukavec		22,33	27,61	39,49	29,20
	Hněvčeves		15,80	16,29	24,54	15,61

Graf č. 10: Obsahy Zn v zrnu pšenice



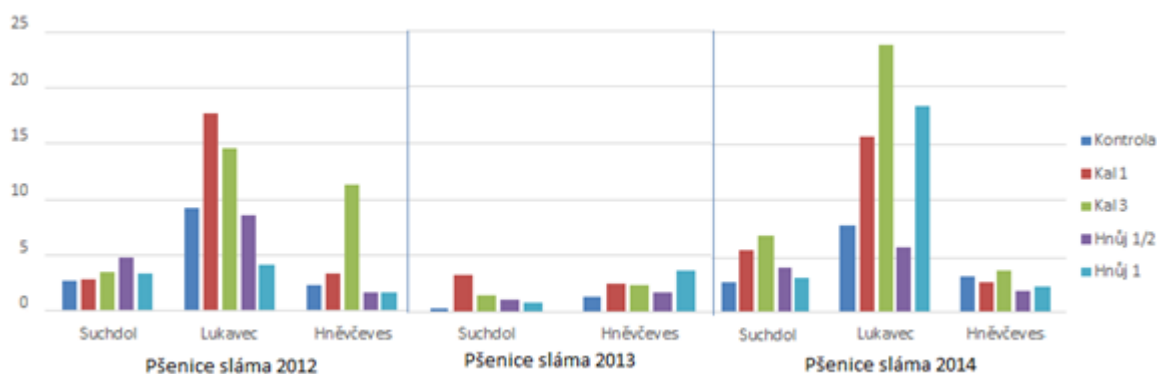
5.2.2 Sláma pšenice

Z technických důvodů nebyla hodnocena data slámy z lokality Lukavec v roce 2013. Obsah Zn ve slámě pšenice se pohyboval v rozmezí 0,365 až 23,63 mg.kg⁻¹. (viz. tabulka č. 11. a graf č. 11). Nejvyšších hodnot dosáhla trojnásobná dávka kalu na lokalitě Lukavec roku 2014. Nejnižší hodnota je z lokality Suchdol roku 2013. Nejvyšších hodnot dosahovala lokalita Lukavec, kde jsou hodnoty v porovnání s průměrem více než čtyřnásobně vyšší. Průměrný obsah zinku pro slámu pšenice vyšel 5,908 mg.kg⁻¹. Statisticky byl potvrzen rozdíl mezi lokalitami Lukavec-Suchdol a Lukavec-Hněvčeves. Dále vyšel statisticky významný rozdíl mezi roky 2012-2013 a 2013-2014. Všechna hodnocení rozdílů mezi ošetřeními vyšla jako statisticky nevýznamná.

Tabulka č. 11: Data obsahů Zn ve slámě pšenice

rok	lokalita	ošetření	kontrola	kal1	kal3	hnůj1
2012	Suchdol		2,707	2,826	3,491	3,423
	Lukavec		9,186	17,65	14,53	4,137
	Hněvčeves		2,325	3,341	11,28	1,721
2013	Suchdol		0,365	3,287	1,475	0,883
	Lukavec		X	X	X	X
	Hněvčeves		1,433	2,588	2,425	3,7671
2014	Suchdol		2,869	5,629	6,869	3,297
	Lukavec		7,649	15,62	23,63	18,44
	Hněvčeves		3,422	2,771	3,826	2,166

Graf č. 11: Obsahy Zn ve slámě pšenice



5.3 Kukuřice

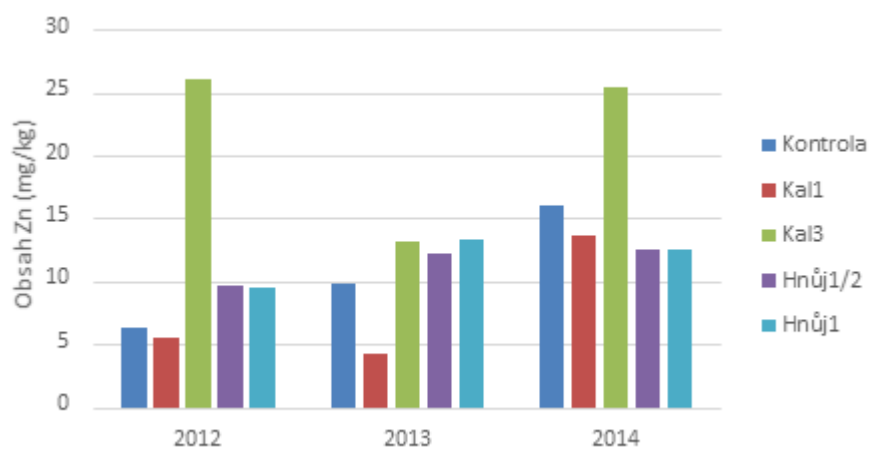
Kukuřice je z technických důvodů pěstována pouze na lokalitě Červený Újezd, jakožto náhrada za brambor.

Hodnoty zinku v kukuřici se pohybovaly v rozmezí od 4,345 do 26,14 mg.kg⁻¹ (viz. tabulka č. 12.). Nejvyšších koncentrací dosahovala kukuřice pěstovaná na variantě kal3 v roce 2012 a nejnižší koncentrace byla u kalu1 v roce 2013. Mezi roky se statisticky neprokázal rozdíl. Statisticky významného rozdílu bylo dosaženo mezi všemi typy hnojení. Graf č. 12 poukazuje, že trojnásobná dávka kalu zvyšuje i více než dvojnásobně hodnoty zinku v kukuřici v porovnání s ostatními typy hnojení. Avšak při statistickém zhodnocení nebyl mezi jednotlivými typy ošetření nalezen statisticky významný rozdíl.

Tabulka č. 12: Data obsahů Zn v kukuřici

rok	ošetření	kontrola	kal1	kal3	hnuj1	hnuj1/2
2012		6,448	5,594	26,14	9,574	9,683
2013		9,852	4,345	13,29	13,31	12,25
2014		16,12	13,71	25,49	12,64	12,63

Graf č. 12: Obsahy Zn v kukuřici



6 Diskuze

Intenzivně zemědělsky využívané půdy dle literárních zdrojů vykazují silný úbytek stopových prvků v plodinách (Ekholm et al., 2007; Kirchmann et al., 2008). Vzniklé problémy souvisí s obecně nízkým používáním statkových hnojiv a jejich náhradou za hnojiva minerální v podobě NPK. Nedostatek statkových hnojiv by mohl být z části vyřešen hnojením kaly z čistíren odpadních vod, které potřebné stopové prvky obsahují. V některých zemích světa je zinek v tak silném nedosatku, že jej musí do půdy dodávat jako součást hnojiv.

Zinek je na většině obhospodařovaných plochách v nedostatku. Proto by mohla být aplikace kalu v tomto ohledu brána jako pozitivní vliv (Graham et al., 1992; White et Zasoski, 1999; Cakmak, 2002, 2004; Alloway, 2004).

Koncentrace zinku v rostlinách je nejvíce závislá na podmínkách prostředí. Tento jev byl pozorován nejen v této práci, ale hned v několika jiných článcích, které se zabývají ať už problematikou deficitu zinku, či jeho zvýšenou koncentrací (Tsonev, 2012; Thoresby et Thornton, 1979; Kabata-Pendias et Pendias, 2001; Antoniadis et al., 2008; Smith, 1994a, 1994b; Ottaviani et Fulvio, 1991; Sanders et al., 1986; Hamnér et Kirchman, 2015).

Obsah zinku v rostlinách na průměrných neošetřovaných půdách se dle Bowen (1979) pohybuje v rozmezí 2-4 mg.kg⁻¹. Jiné práce uvádějí za normální poněkud vyšší hodnoty, a to hodnoty v rozpětí 20-100 mg/kg a jako deficitní koncentrace obsahy pod 20 mg/kg (Vaněk, 2007). Dle Beneše (1994) je normální obsah zinku v rostlinách mezi 25-150 mg/kg. Při koncentracích 400 mg/kg se již začíná projevovat toxický efekt. V kukuřici, sóji, vojtěšce, cukrovce a obilninách se dle Rehm et al. (2002) koncentrace Zn pohybuje mezi 15 a 70 mg/kg. V práci Haslett et al. (2001) uvádí obsah Zn v zrnu pšenice 12,2 mgZn/kg. Beneš (1994) uvádí koncentrace v hlízách brambor na nekontaminovaných půdách v rozmezí od 10-25 mg.kg⁻¹. Dále uvedl zvýšenou koncentraci v nati brambor jako 50 mg.kg⁻¹, této hodnoty bylo v diplomové práci dosaženo pouze 1krát, a to na kontrolním stanovišti v Hněvčevsi roku 2012.

Jelikož jsou čistírenské kaly velmi heterogenní materiál, který se liší zejména mezi čistírnami, mohou tak být výsledky literárních zdrojů značně odlišné.

Dvořák et al. (2003) vypracovali studii, která předcházela výzkumu této diplomové práce. Hodnoty výše zmiňované studie byly měřeny před 20 lety (1997) a při porovnání výsledků vychází podstatný pokles obsahů zinku u všech variant a lokalit pro hlízy brambor i jejich natě. Ve studii uvádí koncentraci zinku u hlíz v rozmezí 11,7-19,1 mg.kg⁻¹ a u natě 26,7-88,7 mg.kg⁻¹. Hodnoty v diplomové práci se pohybovaly u hlíz mezi 4,40 až 15,80 mg.kg⁻¹ a u natě

13,020 až 57,909 mg.kg⁻¹. U pšenice je většina hodnot také podstatně nižších, jen u varianty s trojnásobnou dávkou kalu se na lokalitě Hněvčeves koncentrace zinku mírně zvýšila. Dvořák et al. dále uvádí koncentrace u pšenice v rozmezí 4-38 mg.kg⁻¹ pro slámu a 17-45 mg.kg⁻¹ pro zrno, přičemž hodnoty diplomové práce se pohybují u zrna 6,8-39,5 mg.kg⁻¹ a u slámy 0,37-23,6 mg.kg⁻¹. Nejnižší koncentrace naměřili na lokalitě Hněvčeves, oproti tomu nejvyšší na lokalitě Humpolec. Tyto rozdíly přičítají rozdílným hodnotám půdního pH. Pokles koncentrací přijatelných forem zinku po dlouhodobé aplikaci organických hnojiv prokázal Essington (2015). Snížení přijatelnosti vysvětluje vazbou na sulfidy a karbonáty.

Obsahy zinku v rostlinách mezi lety, mezi lokalitami, ale také mezi typem ošetření značně kolísaly. Nelze tedy jednoznačně určit trend, kterým by se dala tato data popsat. Velké rozdíly v příjmu zinku rostlinami mezi jednotlivými roky zaznamenali také McGrath et al. (2000). Různorodých výsledků v příjmu zinku rostlinami po aplikaci kalu a hnoje dosáhly i jiné studie (Codling, 2014; Gartler et al., 2013; Hamnér et Kirchmann, 2015). Většina prací se přiklání k variantě, že je přijatelnost rizikových prvků ovlivněna nespočteným množstvím faktorů, jako je roční úhrn srážek, teplota, typ půdy, obsahy různých prvků, apod. Rozdílných hodnot a výsledků lze dosáhnout i se stejnou zemínou. Tento jev je dobře viditelný i při porovnání dvou podobných prací, kdy Balík et al. (1998) prokázali v nádobovém pokusu s půdou z Červeného Újezdu po aplikaci čistírenských kalů zvýšené koncentrace zinku v kukuřici. Oproti tomu Dvořák et al. (2003), kteří pěstovali kukuřici přímo na půdách Červeného Újezdu, které hnojili čistírenským kalem, neprokázali statisticky významné rozdíly mezi typem ošetření a kontrolou, a to ani mezi trojnásobnou dávkou kalů a kontrolou.

U zrna pšenice byla dle literárních zdrojů předpokládána vysoká odolnost vůči kontaminaci. Literatura uvádí, že vstup zinku je do zásobních orgánů nejčastěji limitován spotřebou zinku v zrnu (Lübben et Sauerbeck, 1991b; Ailincăi et al., 2012).

Studie od Ailincăi et al. (2012) hodnotí zvýšení koncentrace Zn v osmiletém pokusu na kukuřici a pšenici při užití čistírenských kalů v porovnání s kontrolním stanovištěm. Každé dva roky bylo na stanovišti rozmetáno 30 tun kalu na hektar. U zrna pšenice na kontrolním stanovišti byly naměřeny průměrné hodnoty 13,9 mg.kg⁻¹. Hnojení kalem způsobilo nárůst koncentrace zinku v zrnu na hodnotu 15,8 mg.kg⁻¹. Koncentrace Zn ve slámě se také zvýšila a to z 15,8 na 18,9 mg.kg⁻¹. Nárůst hodnot Zn u kukuřice byl větší než u pšenice, tedy u zrna z 15,2 na 24,6 mg.kg⁻¹ a u stonků z 16,3 na 24,3 mg.kg⁻¹. Ailincăi et al. (2012) dále uvedli statisticky průkazný výsledek, že většina přijatého zinku je ukládána mimo generativní orgány, tedy do listů a stonku. Tento efekt se v diplomové práci neprojevil, i v jiných studiích

byl vyvrácen. Obsahy zinku i síla akumulace jsou většinou uváděny vyšší v zrně, než v jiných částech rostlin (Dvořák et al., 2003; Haslett et al., 2001).

Ve většině pozorování se projevila vyšší dávka kalu zvýšením obsahu zinku v rostlině. Ve studii Hamner et Kirchmann (2015) také potvrzují zvýšený příjem zinku v několika obilovinách po dlouhodobé aplikaci čistírenských kalů.

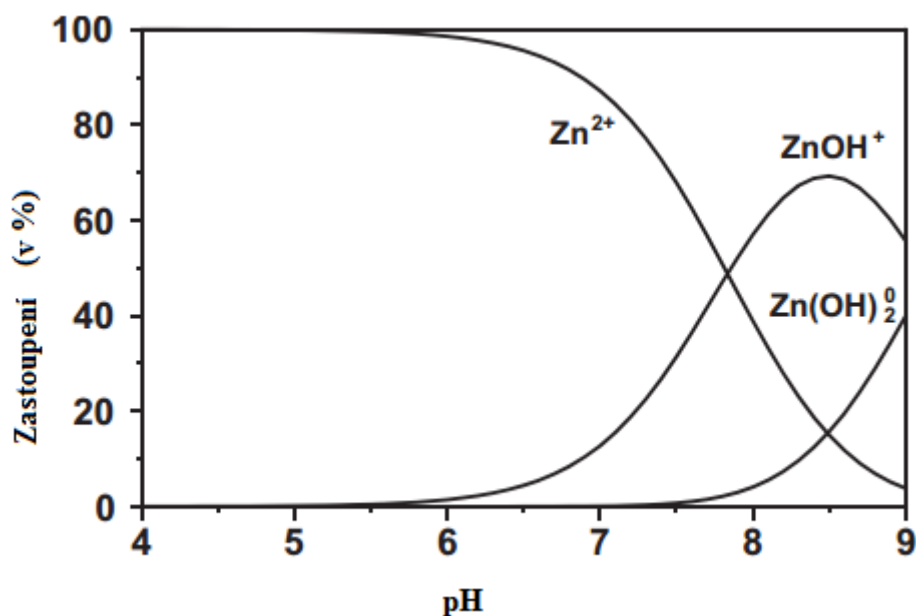
Podobné závěry publikovali i Dvořák et al. (2003), kteří sledovali vliv aplikace čistírenských kalů na kumulaci zinku v plodinách pěstovaných v dlouhodobých pokusech na pěti stanovištích. Podle jejich výsledků po aplikaci čistírenského kalu akumulovaly brambory (především nadzemní biomasa), pšenice a ječmen více Zn v porovnání s kontrolou. Naopak v biomase kukuřice byl zaznamenán jeho pokles.

Balík et al. (1998a, 1998b) a Tlustoš et al. (1997, 2000, 2001, 2009) také popsali tendenci plodin ke zvýšenému obsahu zinku po aplikaci kalů. Autoři neuvádějí jednoznačné zvýšení obsahu tohoto prvku, rozhodující vliv měla testovaná zemina, zejména hodnota pH.

Suchdol a Hněvčevy patří mezi lokality s vyšším pH. Na těchto lokalitách tak byly v několika případech vyhodnoceny nižší hodnoty koncentrací Zn v plodinách v porovnání s lokalitou Lukavec. Nejvyšších rozdílů mezi lokalitami bylo dosaženo u slámy a natě. Tyto části rostlin reagují na zvýšenou přijatelnost následkem nízkého pH nejsilněji. Mnoho literárních zdrojů uvádí hodnotu pH jako hlavní vliv mobility zinku v půdě a jeho přijatelnosti rostlinami (Williams et al., 1987; Alloway et Jackson, 1991; Smith, 1994a, 1994b; Hooda et Alloway, 1996; Davis-Carter et Shuman, 1993; Tlustoš et al., 2006; Yeganeh et al., 2010; Sauerbeck, 1991; Planquart et al., 1999; Száková et al., 2001). Při hodnotě pH vyšší než 6 je přijatelnost zinku většinou velmi nízká (Hafeez et al., 2013). Autor Sauerbeck (1991) prokázal, že organická hmota a textura půdy nejsou tak důležité jako koncentrace těžkých kovů a hodnota pH. Ve studii také uvádí až 44% pokles obsahu zinku po vápnění, čímž došlo k navýšení pH okolo hodnoty 7. Tato změna se statisticky projevila u mrkve a špenátu. U pšenice se prokazatelné snížení Zn neprojevilo.

Esiington (2004) uvedl zastoupení přijatelné formy zinku na hodnotě pH (viz. graf č. 13)

Graf č. 13: Zastoupení formy Zn na hodnotě pH (upraveno dle Essington, 2004)



Tlustoš et al. (2006) uvádí studii, ve které byla v nádobovém a polním pokusu pěstována pšenice při odlišné síle vápnění půd. Z výsledků je patrné, že vápnění, a to hlavně změna pH, silně ovlivňuje poměr přijatelné formy zinku. V pokusu klesly přijatelné formy Zn až o 80%.

Čistírenské kaly obsahují velká množství organické hmoty, přičemž právě organická hmota je často považována za vhodný sorbent těžkých kovů. Existují dvě teorie interakcí těžkých kovů s organickou hmotou. Chang et al. (1997) popisují teorii s názvem „Plateau theory“, dle které biomasa akumuluje těžké kovy a postupným rozkladem je v nízkých koncentracích uvolňuje do prostředí. Oproti tomu McBride (1995) vysvětluje teorii s názvem „Sludge time bomb theory“, při které se po přidavku kalů naakumulují těžké kovy do struktur organické hmoty. Po vynechání dodávky organického materiálu dochází k rychlému rozkladu organické hmoty. Prvky se uvolňují nárazově, a to i v rozpustnějších formách, než v jakých vstupovaly.

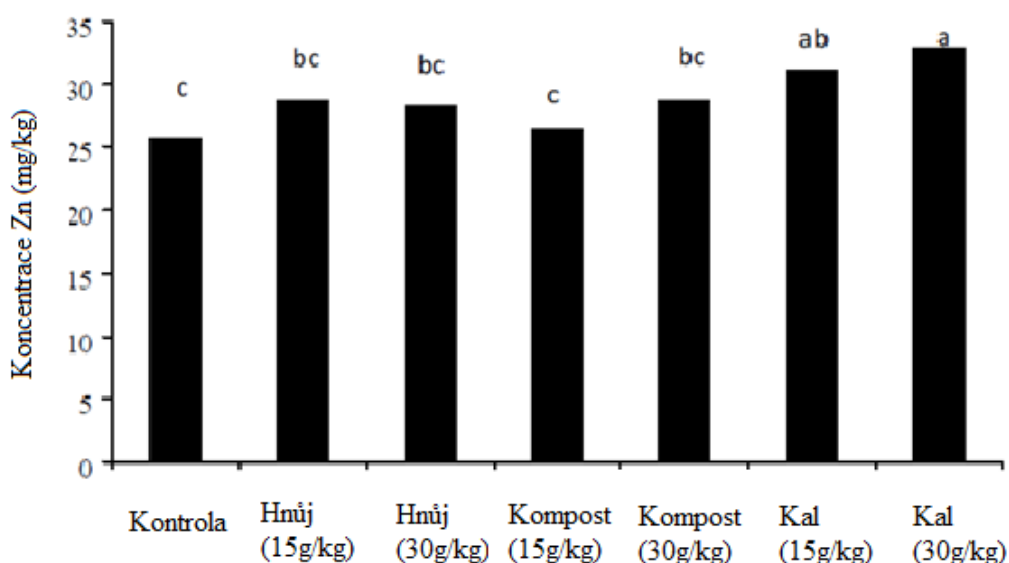
Mezi silný vliv obsahu přijatelných forem zinku Essington (2004) uvádí také teplotu, která ovlivňuje stabilitu sloučenin zinku. Porovnání hodnot bylo mezi teplotami 10 a 40°C. Při teplotě 10°C je stabilita minerálů v následujícím pořadí: zinkit > hydrozinkit > hopeite (fosforečnan zinečnatý) > franklinit > smithsonit > willemmit a při 40°C: hopeite > zinkit > smithsonit > hydrozinkit > willemmit > franklinit.

Mantovi et al. (2007) ve své studii uvádí 15-ti letý projekt, ve kterém na pokusných pozemcích využívají kalů z ČOV jakožto hnojiva. Bylo zde pěstováno několik kultur jako kukuřice a ozimá pšenice. Z výsledků práce vyplývá, že koncentrace rizikových kovů, a to zejména Zn a Cu, se v půdním prostředí velmi zvýšila. Zvýšenou koncentrací Zn v rostlinách

statisticky prokázali pouze u zrna pšenice, a to jen v porovnání s kontrolním nehnojeným pozemkem. Zvýšení obsahů Zn ve slámě pšenice a kukuřici statisticky neprokázali.

Najafi (2016) ve svém pokusu pozoroval změny koncentrace zinku v kukuřici při různém typu hnojení. Nejvíce zinku bylo shledáno při použití čistírenských kalů ve vyšších dávkách, ale i při takovémto zatížení nedochází k většímu navýšení v porovnání s kontrolou, jak je patrné z grafu č. 14.

Graf č. 14: Obsahy Zn v kukuřici při použití organických hnojiv (upraveno dle Najafi, 2016)



Studie Yeganeh et al. (2010) kde byly kaly dávkovány v dávkách 25, 50 a 100 t/ha za rok po dobu čtyř let pod kultury pšenice a kukuřice dokazuje, že vysoké koncentrace těžkých kovů v rostlinách lze dosáhnout nejen vysokou dávkou a četností hnojení, ale také tou nejmenší dávkou s nízkým opakováním aplikace. Výsledek přisuzuje vyššímu pH půdy. Autor upozorňuje, že i jediná vysoká dávka, která přesahuje 50, či dokonce 100 t/ha, dodá půdě tolik živin a těžkých kovů, že je plodiny nestačí využít a půda je neudrží. Následně tak mohou kontaminovat podzemní vody a tím ohrozit zdraví ekosystémů a člověka. Proto doporučuje dávky, které by měly být nižší než 20 t/ha v jedné dávce každých 4-5 let, nebo 4-5 t/ha s každoročním dávkováním. Ailincäi et al. (2012) vypočítali maximální dlouhodobě bezpečně použitelnou dávku kalu na dávku obsahující maximálně 30 kg Zn/ha/rok⁻¹.

Toxická koncentrace zinku pro rostliny je několikanásobně vyšší, než hodnoty naměřené v této diplomové práci. Bod toxické koncentrace není zcela stabilní, a to nejen mezi druhy rostlin, ale také v druhu samotném. Hraniční koncentrací toxicity v sušině rostlin udává mnoho zdrojů zhruba 200 mg/kg (Adrino, 2001; Cakmak, 2008; Sářka, 2002; Hlušek et al., 2002; Vaněk et al., 2007). Autoři (Chaney, 1993; Marschner, 1995) uvádí za toxickou

koncentraci $[Zn]_{(v \text{ listech})} > 300 \text{ mg.kg}^{-1}$, ale pro některé rostliny i koncentraci $[Zn]_{(v \text{ listech})} < 100 \text{ mg.kg}^{-1}$. Mezi náchylnější rostliny patří dvouděložné rostliny, zvláště pak listová zelenina a čeleď laskavcovité. Naměřené hodnoty se však nijak nedotýkají hodnot diplomové práce. Tudíž nelze říci, že by po 18-ti letech (1996-2014) vysoce nadlimitních dávek kalů, byla koncentrace natolik vysoká, aby se projevil toxický efekt.

Autoři McBride et al. (2015) založili pokus týkající se bioakumulace těžkých kovů salátem a amarantem ve sklenících s 35 let starou kontaminací zinkem. Je známo, že listová zelenina akumuluje lépe těžké kovy, než ostatní plodiny (McBride et al., 1997; Bai et al., 2010). Půda byla hnojena silně kontaminovanými kaly o hodnotách zinku 4130 mg.kg^{-1} . Tím bylo dosaženo koncentrace v půdě 1210 mg.kg^{-1} . Obsah zinku v salátu tak dosahoval kritických hodnot $507\text{-}533 \text{ mg/kg}$ a u amarantu $458\text{-}749 \text{ mg.kg}^{-1}$.

V článku Muchuweti et. al. (2006) představují pokus s kukuřicí, která byla nekontrolovaně pěstována na kalech a stokových vodách. Koncentrace v rostlinách dosahovaly hodnot až 221 mg.kg^{-1} , což jsou desetinásobně vyšší hodnoty oproti výsledkům hodnot kukuřice v diplomové práci při hnojení trojnásobnou dávkou kalu a více než dvacetinásobně vyšší v porovnání s kontrolou. Takto silné kontaminace půd jsou z dlouhodobého pohledu velmi problematické. McBride et al. (1997) uvedl, že 62% dodaného zinku kaly lze ve svrchní části půdního horizontu nalézt i 15 let po aplikaci kalu. McGrath (1987) upozorňuje, že i po ukončení aplikování čistírenských kalů lze díky perzistenci rizikových prvků, a to i včetně zinku, tyto kontaminace zjistit i po několika desetiletích.

Studie Hooda et al. (1997) se zabývala pěstováním mrkve, ozimé pšenice a špenátu na třinácti různých lokalitách, které byly zatíženy hnojením čistírenskými kaly. Z výsledků vyplývá velká odlišnost příjmu zinku mezi jednotlivými druhy plodin a silný vliv půdního pH na přijatelnost těchto kovů. Zrno pšenice pěstované na kontrolní půdě mělo koncentraci zinku $47,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ a na půdě upravené kalem koncentraci $58,35 \text{ mg.kg}^{-1}$. Mrkev a špenát vykazují větší změny v koncentracích při aplikaci kalu než semena pšenice. Pro špenát byl rozdíl více než dvojnásobný, a to z 206 na $455,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Rozdíl mezi plodinami potvrzuje i mnoho jiných studií (Schauer et al., 1980; Keefe et al., 1986; Vigerust et Selmer-Olsen, 1986; Lübber et Sauerbeck, 1991b; Sauerbeck, 1991; Smith, 1994a; 1994b).

7 Závěr

Cílem práce bylo v dlouhodobém polním pokusu posoudit možnosti využití čistírenských kalů v zemědělství s ohledem na možné zvýšení koncentrace zinku v rostlinách brambor, pšenice a kukuřice.

- Z naměřených a vyhodnocených výsledků vyplynulo, že se po aplikaci kalu koncentrace zinku u hlíz brambor průkazně nezvýšila, a to ani při aplikaci trojnásobné dávky kalů. V nati brambor nebyla prokázána rozdílnost koncentrací Zn mezi variantami hnojení. Průkazná odlišnost nebyla ani v porovnání trojnásobných dávek kalů s kontrolním stanovištěm.
- U zrna pšenice se odlišnosti mezi typy ošetření již statisticky potvrdily. V zrnu, při hnojení trojnásobnou dávkou kalu, byla vždy zřetelně vyšší koncentrace zinku oproti ostatním typům hnojení. Statisticky významných rozdílů bylo dosaženo jen mezi kontrolou a trojnásobnou dávkou kalu, hnojem a trojnásobnou dávkou kalu a mezi kalem a trojnásobnou dávkou kalu. U koncentrace Zn ve slámě pšenice nebylo mezi typy hnojení dosaženo statisticky významných rozdílů.
- U koncentrací Zn v rostlinách kukuřice se prokázaly statisticky významné rozdíly mezi typy hnojení. Mezi jednotlivými typy hnojení se však rozdíly statisticky neprokázaly.
- Lze tedy shrnout, že po aplikaci kalu, a to i při trojnásobných dávkách, nedochází k navýšení nad normální průměrné hodnoty zinku v rostlinách, které udává literatura.

Jelikož jsou dle literatury považovány za nejzásadnější vlivy počasí a prostředí, obzvláště odlišnost pH půd, byly posouzeny i vlivy jednotlivých roků a vliv lokalit.

- Rozdílnost mezi roky se statisticky průkazně projevila u hlíz brambor a u zrna pšenice jen na lokalitě Hněvčeves, u slámy pšenice je rozdíl mezi roky 2012-2013 a 2013-2014.
- Vliv lokality se potvrdil u zrna pšenice, a to mezi lokalitami Suchdol-Hněvčeves a Hněvčeves-Lukavec. U slámy pšenice měla lokalita statisticky významný vliv mezi lokalitami Lukavec-Suchdol a Lukavec-Hněvčeves. Z těchto porovnaní usuzují, že na vlivy půdního pH a vlivy prostředí lépe reagují obiloviny, což potvrzuje i literatura.
- Dle výsledků této práce a literárních zdrojů lze usoudit, že aplikací kalů v uzákoněných dávkách nelze dosáhnout toxických hodnot zinku v rostlinách, a to ani po dlouhodobé aplikaci.

8 Literatura

- Adriano D.C., 2001, Trace elements in terrestrial environment. Springer-Verlag, New York, pp. 867, ISBN 978-0-387-21510-5.
- Ailincăi C., Jităreanu G., Bucur D., Ailincăi D. 2012: Soil quality and crop yields, after utilization of sewage sludge on agricultural land, in the moldavian plain, romania, Cercetări Agronomice in Moldova 45, Romania, pp. 5-18.
- Alloway B. J., Jackson A. P. 1991: Behaviour of trace metals in sludge-amended soils. *Sci Total Environ* 100, pp. 151-176.
- Alloway B. J. 2004, Zinc in soils and crop nutrition, International Zinc Association, Brusel, pp. 128.
- Altman V. 1996: Odpadové hospodářství; Ostrava, TU VŠB, 89 s.
- Andrade S. A., Gratão P. L., Schiavinato M. A., Silveira A. P., Azevedo R. A., Mazzafera P. 2009. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. *Chemosphere*, 75, pp. 1363-1370.
- Antolin M.C., Pascual L., Garcia C., Polo A., Sanchez-Diaz M. 2005: Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Res.*, 94, pp. 224-237.
- Antoniadis V., Robinson J. S., Alloway B. J. 2008: Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge-amended field. *Chemosphere* 71, pp. 759-764.
- Azzarello E., Pandolfi C., Giordano C., Rossi M., Mugnai S., Mancuso S. 2012: Ultramorphological and physiological modifications induced by high zinc levels in *Paulownia tomentosa*. *Environ Exp Bot* 81, pp. 11-17.
- Baath E. 1992: Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation. *Soil Biological biochemistry* 24, pp. 1167-1172.
- Bai W., Zhang Z., Tian W., He X., Ma Y., Zhao Y., Chai Z. 2010: Toxicity of zinc oxide nanoparticles to zebrafish embryo: a physicochemical study of toxicity mechanism. *Journal of Nanoparticle Research* 12, pp. 1645-1654.

- Baker A. J. M., Brooks R. R. 1989: Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry 1, pp. 81-126.
- Balík J., Tlustoš P., Pavlíková D., Száková J., Blahník R., Kaewrahn S. 1998a: Vliv čistírenských kalů na obsah zinku v půdě a rostlinách. Rostl. Výr., 44, pp. 457-462.
- Balík J., Tlustoš P., Száková J., Pavlíková D., Balíková M., Blahník R. 1998b: Změny obsahu kadmia v rostlinách po aplikaci čistírenských kalů. Rostl. Výr., 44, pp. 449-456.
- Baumann A. (1885) Das Verhalten von Zinksalzen gegen Pflanzen und in Boden. Landwirtschaftliche Versuchsstation 31, pp. 1-53.
- Barone A., Ebesh O., Harper R. G., Wapnir R. A. 1998: Placental copper transport in rats: effects of elevated dietary zinc on fetal copper, iron and metallothionein. J. Nutr. 128, pp. 1037-1041.
- Barzegar A.R., Yousefi A., Daryashenas A. 2002: The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. Plant and Soil 247, pp. 295-301.
- Bencko V., Cikrt M., Lener J. 1995. Toxické kovy v životní a pracovním prostředí člověka. Grada Publishing, spol. s r. o, Praha, 288 str.
- Beneš S., 1994, Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 88 str.
- Benešová L., Runštuk J., Tonika J. 2004: Nakládání s vodárenskými kaly a trendy využití v budoucích letech. Sborník konference Pitná voda, pp. 117-131.
- Beyer W., Green C., Beyer M., Chaney R. 2013: Phytotoxicity of zinc and manganese to seedlings grown in soil contaminated by zinc smelting. Environ. Pollut. 179, pp. 167-176.
- Bjerre G. K., Schierup H. H. 1985: Uptake of six heavy metals by oat as influenced by soil type and additions of cadmium, lead, zinc and copper. Plant Soil, 88, pp. 57-69.
- Blake L., Goulding K. W. T., 2002: Effect of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK, Plant and Soil 240, pp. 235-251.

- Bozkurt M. A., Yarılgaç T. 2003: The effects of sewage sludge applications on the yield, growth, nutrition and heavy metal accumulation in apple trees growing in dry conditions. *Turk J Agric For* 27, pp. 285-292.
- Bowen H., Page E., Valente I., Wade R. 1979: Radio-tracer methods for studying speciation in natural waters. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 48, pp. 9-16.
- Břízová K. 2013: Současná legislativa v oblasti nakládání s kaly z ČOV a její budoucí vývoj. 18. mezinárodní vodohospodářská výstava Vodovody-Kanalizace. Ministerstvo životního prostředí ČR.
- Cabala J., Krupa P., Misz-Kennan M. 2008: Heavy Metals in mycorrhizal rhizospheres contaminated by Zn–Pb mining and smelting around Olkusz in Southern Poland. *Water Air Soil Poll* 199, pp. 139-149.
- Cabala J., Teper L. 2007: Metalliferous constituents of rhizosphere soils contaminated by Zn-Pb mining in Southern Poland. *Water Air Soil Poll* 178, pp. 351-362.
- Cakmak I. 2002: Plant nutrition research: priorities to meet human needs for food in sustainable ways. *Plant and Soil* 247, pp. 3-24.
- Cakmak I. 2004: Identification and correction of widespread zinc deficiency in Turkey – a success story (a NATO-Science for Stability Project). *Proceedings of the International Fertiliser Society* 552, pp. 1-26.
- Cakmak I. 2008: Enrichment of cereal grains with zinc. Agronomic or genetic biofortification, *Plant Soil* 302, pp. 1-17.
- Cakmak I., Yilmaz A., Kalayci M., Ekiz H., Torun B., Ereno B., Braun H. J. 1996: Zinc deficiency as a critical problem in wheat production in Central Anatolia. *Plant and Soil*, 180(2), pp. 165-172.
- Cibulka J. 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře, 1. vydání, Academia Praha 1991, 427 str, ISBN 80-200-0401-7.
- Cobbett C., 2003: Heavy metals and plants-model systems and hyperaccumulators. *New Phytologist* 159, pp. 289-293.
- Cotton F. A., Wilkinson J. 1973: Anorganická chemie, souborné zpracování pro pokročilé. ACADEMIA, Praha, 1104 str.

- David C., Stephan K. 2007: Function of siderophores in the plant rhizosphere. In: The rhizosphere. Soils, plants, and the environment. CRC Press, Florida, pp. 154-163.
- Davis-Carter J.G., Shuman L.M. 1993: Influence of texture and pH of kaolinitic soils on zinc fractions and zinc uptake by peanuts. *Soil Sci.* 155, pp. 376-384.
- Dessureault-Rompré J., Luster J., Schulin R., Tercier-Waeber M. L., Nowack B. 2010: Decrease of labile Zn and Cd in the rhizosphere of hyperaccumulating *Thlaspi caerulescens* with time. *Environ Pollut* 158, pp. 1955-1962.
- Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., Stentiford, E. 2007: Compost science and technology. Waste management series 8. Elsevier. Amsterdam, The Netherlands, pp. 364.
- Dietz A.C., Schnoor J.L. 2001: *Environmental Health. Perspectives* 109, pp. 163-168.
- Doelman P, Haanstra L. 1984: Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. *Plant Soil.* 79, pp. 317-327.
- Dohányos M., Zábranská J. 2004: Současné trendy nakládání s kaly. *SOVAK* 13, pp. 12-14.
- Dvořák P., Tlustoš P., Száková J., Černý J., Balík J. 2003: Distribution of soil fractions of zinc and its uptake by potatoes, maize, wheat and barley after soil amendment by sludge and inorganic Zn salt. *Plant Soil and Environment*, 49, pp. 203-212.
- Codling E. E. 2014: Long-term effects of biosolid-amended soils on phosphorus, copper, manganese and zinc uptake by wheat. *Soil Science* 179, pp. 21-27.
- Comber S. D. W., Gunn A. M. 1994: Diffuse sources of heavy metals to sewers, final report to Department of Environment.
- Cordova A., Alvarez-Mon M. 1995. Behaviour of zinc in physical exercise: a special reference to immunity and fatigue. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews* 19/3, pp. 439-445.
- Ekholm P., Reinivuo H., Mattila P., Pakkala H., Koponen J., Happonen A., Ovaskainen M. L. 2007: Changes in the mineral and trace element contents of cereals, fruits and vegetables in Finland. *Journal of Food Composition and Analysis*, 20, pp. 487-495.
- Eriksson J. E. 1989: The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to soils. *Water Air Soil Pollution* 48, pp. 317-335.
- Essington M. E. 2004: *Soil and water chemistry: an integrative approach.* CRC Press, Boca Raton, FL., 553 str. ISBN: 978146657315

- Essington M. E. 2015: Soil and water chemistry. an integrative approach. CRC press. ISBN: 978-1-4665-7323-9
- European Commission 2003a: First meeting of the Advisory Forum on the Soil Thematic Strategy, Brussels, Document N°3-Specific Mandates, 8 str.
- European Commission 2003b: European Commission-Soil Thematic Strategy, Technical Working Group “Organic Matter”, Task 4: “Responses: Exogenous organic matter”, Report Task 4 – Rev 5 – 23, July 2003, 58 str.
- Fent K., Weston A. A., Caminada D., 2006: Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, pp. 122-159.
- Fomina M., Charnock J. M., Hillier S., Alexander I. J., Gadd G. M. 2006: Zinc phosphate transformations by the *Paxillus involutus*/pine ectomycorrhizal association. *Microb Ecol* 52, pp. 322-333.
- Fomina M., Charnock J., Bowen A. D., Gadd G. M. 2007: X-ray absorption spectroscopy (XAS) of toxic metal mineral transformations by fungi. *Environ Microbiol* 9, pp. 308-321.
- Frossard E., Bucher M., Mächler F., Mozafar A., Hurrell R. 2000: Potential for increasing the content and bioavailability of Fe, Zn and Ca in plants for human nutrition. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 80, pp. 861-879.
- Gadd G. M. 2007: Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycol Res* 111, pp. 3-49.
- Gartler J., Robinson B., Burton B. Clucas L. 2013: Carbonaceous soil amendments to biofortify crop plants with zinc. *Science of the Total Environment* 465, pp. 308-313.
- Graham R. D., Ascher J. S., Hynes S.C. 1992: Selecting zinc-efficient cereal genotypes for soils of low zinc status. *Plant and Soil* 146, pp. 241-250.
- Grayston S. J., Vaughan D., Jones D. 1997: Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. *Appl Soil Ecol* 5, pp. 29-56.
- Greenwood N.N.; Earnshaw A. 1984: Chemistry of the elements. Pergamon Press.
- Gyorffy E. J., Chan H. 1992: Copper deficiency and microcytic anemia resulting from prolonged ingestion of over the counter zinc. *Am. J. Gastroenterol* 87, pp. 1554-1555.

- Hafeez B., Khanif Y. M., Saleem M., 2013: Role of Zinc in plant nutrition. *American Journal of Experimental Agriculture* 3, pp. 374-391.
- Hammér K., Kirchmann H. 2015: Trace element concentrations in cereal grain of long-term field trials with organic fertilizer in Sweden. *Nutr Cycl Agroecosyst* 103, pp. 347-358.
- Haslett B. S., Reid R. J., Rengel Z. 2001: Zinc mobility in wheat: uptake and distribution of zinc applied to leaves or roots. *Annals of Botany*, 87, pp. 379-386.
- Hemphill D. D. Jr., Jacobson T. L., Martin L. W., Kiemnec G. L., Hanson D., Volk V. V. 1982: Sweet corn response to application of three sewage sludges. *J. Environ Qual* 11, pp. 191-196.
- Hildebrandt U., Regvar M., Bothe H. 2007: Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry* 68, pp. 139-146.
- Hinojosa M. B., Carreira J. A., Rodríguez-Maroto J. M., García-Ruiz R. 2008: Effects of pyrite sludge pollution on soil enzyme activities: ecological dose-response model. *Science of the total environment* 396, pp. 89-99.
- Hlušek J., Richter R., Ryant P., 2002: *Výživa a hnojení zahradních plodin*. Zemědělec, Praha, 81 str.
- Hohenberger, E. 1999: *Půda, kompost, hnojení*; Praha, Euromedia Group - Knižní klub – Balios, 80 str.
- Hooda P. S., Aitken M. N., McNulty D., Alloway B. J. 1997: Plant Availability of Heavy Metals in Soils Previously Amended with Heavy Applications of Sewage Sludge. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 73, pp. 446-454.
- Hooda P. S., Alloway B. J. 1996: The effect of liming on heavy metal concentration in wheat, carrots and spinach grown on previously sludge-applied soil. *J. Agric, Sci.* 127, pp. 289-294.
- Hotz Ch., Brown K. H., 2004: Assessment of the Risk of Zinc Deficiency in Populations and Options for Its Control. *Food Nutr Bull*, 25, pp. 194-195.
- Hotz Ch., DeHaene J., Woodhouse L. R., Villalpando S., Rivera J. A., King J. C. 2005: Zinc absorption from zinc oxide, zinc sulfate, zinc oxide + EDTA, or sodium-zinc EDTA does not differ when added as fortificants to maize tortillas. *Journal of Nutrition* 135, pp. 1102-1105.

- Hussein A. H. A. 2009: Impact of Sewage Sludge as Organic Manure on Some Soil Properties, Growth, Yield and Nutrient Contents of Cucumber Crop. *Journal of Applied Sciences*, 9, pp. 1401-1411.
- Hušková R., Beneš O. 2015: Mikropolutanty a situace na čistírnách odpadních vod v ČR. *sborník voda Zlín*, 47 str.
- Chaboud A., Rougier M. 1990: Comparison of maize root mucilages isolated from root exudates and root surface extracts by complementary cytological and biochemical investigations. *Protoplasma* 156, pp. 163-173.
- Chaney R. 1993: Zinc phytotoxicity. In *Zinc in soils and plants*, pp. 135-150.
- Chang A. C., Hyun H., Page A. L. 1997: Cadmium uptake for Swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? *Journal of Environmental Quality* 26, pp. 11-19.
- James B. R., Bartlett R. J. 1984: Nitrification in soil suspensions treated with chromium (III, VI) salts or tannery wastes. *Soil Biol Biochem* 16, pp. 293-295.
- Jelic A., Gros M., Ginebreda A., Cespedes-Sánchez R., Ventura F, Petrovica M., Barceloa D. 2011: Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research* 45, pp. 1165-1176.
- Jiránek J., Weger J., 2000: Specific Conditions for Biomass Utilization in The Czech Republik. *Proceed. of The 1 st World Conf. on Biomass for Energy And Industry, Sevilla*.
- Jirman P. 2003: *Analýza možnosti spalování kalů z ČOV v cementárně, Fakulta strojní VUT Brno*
- John E., Laskow T.C., Buchser W.J., Pitt B.R., Basse P.H., Butterfield L.H., Kalinski P., Lotze M.T. 2010: Zinc in innate and adaptive tumor immunity. *Journal of Translational Medicine* 8, pp. 118.
- Jones B. T., Xiandeng Hou, 2000: Inductively Coupled Plasma/Optical Emission Spectrometry. *Encyclopedia of Analytical Chemistry, John Wiley & Sons Ltd, Chichester*, pp. 9468-9485.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 2001: *Trace elements in soils and plants, CRC Press LLC, 505 str. ISBN 978-1-4200-9368-1.*

- Kafka Z., Punčochářová A. J. 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy, Praha: Česká společnost chemická 7, pp. 611-617.
- Keefer R. F., Singh R. N., Horvath D. J. 1986: Chemical composition of vegetables grown on agricultural soils amended with sewage sludge. J. Environ Qual 15, pp. 146-152.
- Kenšová R., Hynek D., Adam V., Kizek R., 2014: Působení zinku na živé organismy, Mendelova univerzita v Brně, Journal of Metallomics and Nanotechnologies 3, pp. 29-31.
- Kiely G. 1997: Environmental Engineering, London, McGraw-Hill, 979 str.
- Kirchmann H., Bergström L., Kätterer T., Andrén O., Andersson R. 2008: Can organic crop production feed the world? Organic Crop Production—Ambitions and Limitations, Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 39-72.
- Kolář L. 1988: Cesty omezení vstupu těžkých kovů do zemědělské produkce. In: Cizorodé látky v půdě a v rostlině. ČSVTS Tábor: 126-137
- Komínková D. 2008: Ekotoxikologie. České vysoké učení technické, Praha, 156 str. ISBN 978-800-1040-584.
- Kotýza J., Soudek P., Kafka Z, Vaněk T. 2009: Léčiva – „nový“ environmentální polutant, Chem. Listy 103, pp. 540-547.
- Král M. 2004: Co přináší euronovela vodního zákona pro vodovody a kanalizace? SOVAK 13, pp. 1-4.
- Krizkova S., Ryvolova M., Hrabeta J., Adam V., Stiborova M., Eckschlager T., Kizek R. 2012: Metallothioneins and zinc in cancer diagnosis and therapy. Drug Metabolism Reviews 44, pp. 287-301.
- Kunito T., Saeki K., Goto S., Hayashi H., Oyaizu H., Matsumoto S. 2001: Copper and zinc fraction affecting microorganisms in long-term sludge-amended soils. Bioresource Technology 79, pp. 135-146.
- Kuo S., Jellum E. J., Baker A. S. 1985: Effects of soil type, liming and sludge application on zinc and cadmium availability to Swiss chard. Soil Sci. 139, pp. 122-130.
- Lamb D. T., Ming H, Megharaj M, Naidu R. 2009: Heavy metal (Cu, Zn Cd and Pb) partitioning and bioaccessibility in uncontaminated and long-term contaminated soils. Journal of Hazardous Materials 171, pp. 1150-1158.

- Laser H. 2007: Effect of liming and nitrogen application on the trace element concentrations of pastures in low mountain range. *Plant Soil Environ.* 53, pp. 258-266.
- Linstow O. von 1924: Die natürliche Anreicherung der Metallsalzen und anderen anorganischen Verbindungen in den Pflanzen. *Feddes Repertorium* 31, pp. 1-151.
- Logan T. J., Lindsay B. J., Goins L. E., Ryan J. A. 1997: Field Assessment of Sludge Metal Bioavailability to Crops: Sludge Rate Response. *Journal of Environmental Quality*, 27, pp. 534-542.
- Lübber S, Sauerbeck D. R. 1991a: The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. *Water Air Soil Pollut* 56, pp. 239-247.
- Lübber K. R., Sauerbeck D. R. 1991b: Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetallübergang Boden-Pflanze. *Forschungszentrum Jülich GmbH* 6, pp. 161-173.
- Madera P., Čurdová E. 1997: Metody rozkladu biologických materiálů pro stanovení stopových prvků. *Chemické listy* 91, pp. 227-236.
- Maderova L., Paton G. I. 2013: Deployment of microbial sensors to assess zinc bioavailability and toxicity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 66, pp. 222-228.
- Mantovi P., Baldoni G., Dal Re L., Piccinini S., Rossi L. 2007: Effects of 15 years sludge application on cropland, *Water Practice & Technology* 2, wpt.2007.015.
- Marschner H. 1995: The soil-root interface (rhizosphere) in relation to mineral nutrition. In: *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, 645 str. ISBN: 978-0-12-384905-2.
- Martens M. 2003: Suitability of different test organisms as parameter to evaluate the hygiene. Effectiveness of composting and digestion, ECN/ORBIT e.V. *Animal-by-Products Regulation*. Workshop, Maastricht, NL, Presentation No. 6.
- Matějů L., Zimová M. 2008: Hodnocení technologií zpracovávajících bioodpad na základě mikrobiologických rozborů. *APROCHEM – Odpadové fórum 2008* 16. -18. 4. 2008, pp. 3168-3171.
- McBride M. B. 1995: Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? *Journal of Environmental Quality* 24, pp. 5-18.
- McBride M. B., Richards B. K., Steenhuis T., Russo J. J., Sauve S. 1997: Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.* 162, pp. 487-499.

- McBride M. B., Tai Y., Li Z. 2015: Natural attenuation of toxic metal phytoavailability in 35-year-old sewage sludge-amended soil, *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 241 str., ISSN: 0167-6369.
- McGrath S. P. 1987: Long-term studies of metal transfer following the application of sewage sludge. In: *Pollutant Transport and Fate in Ecosystems*, eds Coughtrey P. J., Martin M. H. & Unsworth M. H. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 301-317.
- McGrath S. P., Zhao F. J., Dunham S. J., Crosland A. R., Coleman K. 2000: Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. *J. Environ. Qual.* 29, pp. 875-883.
- McKenna I. M., Chaney R. L., Tao S. H., Leach R. M., Williams F. M. 1992: Interactions of plant zinc and plant-species on the bioavailability of plant cadmium to japanese-quail fed lettuce and spinach. *Environ. Res.*, 57, pp. 73-87.
- Morel J. L., Mench M., Guckert A. 1986: Measurement of Pb²⁺, Cu²⁺ and Cd²⁺ binding with mucilage exudates from maize (*Zea mays* L.) roots. *Biol Fertil Soils* 2, pp. 29-34.
- Merian E., Clarkson T. W. 1991: *Metals and their compounds in the environment*, Wiley-VCH, Weinheim, 1438 str., ISBN: 352726521X
- Mertz W. 1981: The essential trace elements. *Science* 213, pp. 1332-1338.
- Morteani G., Moller P., Fuganti A., Paces T. 2006: Input and fate of anthropogenic estrogens and gadolinium in surface water and sewage plants in the hydrologic basin of Prague. *Environ. Geochem. Health* 28, pp. 257-264.
- Moffett B. F., Nicholson F. A., Uwakwe N. C., Chambers B. J., Harris J. A., Hill T. C. J. 2003. Zinc contamination decreases the bacterial diversity of agricultural soil. *FEMS Microbiology Ecology* 43, pp. 13-19.
- Mousavi S. R. 2011: Zinc in Crop Production and Interaction with Phosphorus. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 5, pp. 1503-1509. ISSN 1991-8178.
- Muchuweti M., Birkett J.W., Chinyanga E., Zvauya R., Scrimshaw M. D., Lester J. N. 2006: Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, pp. 41-48.

Najafi N. 2016: Differential concentrations of some nutrients in forage of corn (*Zea mays* L.) as affected by organic fertilizers and soil, *Journal of Crop Ecophysiology* 9, pp. 561-582.

Naidu R., Bolan N. S. 2008: Contaminant chemistry in soils: key concepts and bioavailability. *Developments in Soil Science* 32, pp. 9-37.

Němeček J., Sánka M., Podlešáková E., Vácha R., Beneš S., 2002: Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce, *Zpráva pro MŽP ČR*, říjen 2002, 60 str.

Nijkamp P. 1990: Regional Sustainable Development and Natural Resource Use. *Rev. of World Bank Annual Conference*, 4.

Novák P., Zabloudil F., Šoch M., Juriš P., Vráblíková J. 2001: Kompostování – preventivní opatření k omezení přenosu infekčních a parazitárních nemocí v chovech hospodářských zvířat. *Sborník příspěvků z 2. konference s mezinárodní účastí, pořádané na téma "Využití doplňkové a nekonvenční péče o zdraví v chovech hospodářských a domácích zvířat" část A.* ZF JU České Budějovice, pp. 29-32, ISBN 80-7305-419-1.

Novák P., Zabloudil F., Vráblíková J., Šoch M. 1999: Potenciální rizika při ozdravení agroekosystémů. *Potential risks of using compost for rehealthing of the agroecosystems.* *Sborník příspěvků „Ekologické formy hospodaření v krajině“, Acta Universitatis Purkynianae*, 49, *Studia oecologica VII*, FŽP UJEP Ústí n. Labem, pp. 78-87. ISBN 80-7044-272-7.

Ottaviani M., Fulvio S. 1991: Availability of heavy metals from sewage sludge and its possible impact on regulatory activity in Italy. *Instito Superiore di sanità* 27, pp. 665-670.

Pepper I. L., Bezdicsek D. F., Baker A. S., Sims J. M. 1983: Silage corn uptake of sludge applied zinc and cadmium as affected by soil pH. *J Environ Qual* 12, pp. 270-275.

Pitter P. 1999: *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, Praha, ISBN 978-80-7080-701-9.

Planquart P., Bonin G., Prone A., Massiani C. 1999: Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *Science of the Total Environment* 241, pp. 161-179.

Procházka S., Macháčková I., Krkule J., Šebánek J. 1998: *Fyziologie rostlin*. Akademi Praha, pp. 243.bau

- Qin R., Hirano Y., Brunner I. 2007: Exudation of organic acid anions from poplar roots after exposure to Al, Cu and Zn. *Tree Physiol* 27, pp. 313-320.
- Rausser W. E. 1999: Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin and metallothioneins. *Cell Biochemistry and Biophysics* 31, pp. 19-48 .
- Richter R., Hlušek J., 1994, *Výživa a hnojení rostlin (I. Obecná část)*, Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, 177 str., ISBN 80-7157-138-5.
- Rodová A. 2007: Dekontaminace organického znečištění v čistírenských kalech cíleným intenzivním kompostováním a využití kompostů pro podporu biodegradace persistentních organických látek v zeminách II., VZ-S-1735.
- Rule K. L., Comber S. D. W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C. K., Rautiu R. 2006: Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment. *Chemosphere* 63, pp. 64-72.
- Růžek P., Kusá H., Hrazdira J. 1998: Využití kalů z čistíren odpadních vod. *Odpady* 3, ročník VIII., ECONOMIA, a.s., Praha 7, pp. 10-11, ISSN 1210-4922.
- Růžička V. 1999: Lymeská borelióza. *Interní medicína pro praxi* 1, pp. 22-26.
- Sanders J. R., McGrath S. P., Adams T. 1986: Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 37, pp. 961-968.
- Sauerbeck D. R. 1991: Plant element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. *Water, Air and Soil Pollution* 57-58, pp. 227-237.
- Sánka M., Havlíková Š., Němec P., Malý S., Chvátal V. 2002: Kontrola a monitoring cizorodých látek v zemědělské půdě a vstupech do půdy, Zpráva za rok 2001, ÚKZÚZ Brno.
- Schauer P. S., Wright W. R., Pelcha J. 1980: Sludge-borne heavy metal availability and uptake by vegetable crops under Deld conditions, *J. Environ Qual* 9, pp. 69-73.
- Singh P. K., Tewari R. K. 2003: Cadmium toxicity induced changes in plant water relations and oxidative metabolism of *Brassica juncea* L. plants. *Journal of Environmental Biology*, 24, pp. 107-112.

- Smith S. R. 1994a: Effect of soil pH on availability of metals in sewage sludge-treated soils. II. Cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake. *Environ Pollut* 86, pp. 5-13.
- Smith S. R. 1994b: Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass, *Environmental Pollution* 85, pp. 321-327.
- Soetan K. O., Olaiya C. O., Oyewole O. E., 2010: The importance of mineral elements for humans, domestic animals and plants. *African Journal of Food Science* 4, pp. 200-222, ISSN 1996-0794.
- Srivastava S., Prakash S., Srivastava M. M. 1999: Studies on mobilization of chromium with reference to its plant availability role of organic acids. *Biometals* 12, pp. 201-207.
- Strnadova N., Matejkova D. 2006: Adsorption of Copper and Zinc from Aqueous Solution on Mg(OH)₂. *Chemické listy* 100, pp. 803-808.
- Suntornvongsagul K., Burke D. J., Hamerlynck E. P., Hahn D. 2007a: Fate and effects of heavy metals in salt marsh sediments. *Environ Pollut* 149, pp. 79-91.
- Suntornvongsagul K., Burke D., Hahn D. 2007b: Uptake and translocation of heavy metals in salt marsh sediments by *Spartina patens*. *Bull Environ Contam Toxicol* 78, pp. 275-279.
- Szákóvá J., Tlustoš P., Balík, J., Pavlíková D., Balíková M. 2001: The application of sequential extraction procedure to evaluation of influence of sewage sludge amendment on Cd and Zn mobility in soil. *Chemické Listy* 95, pp. 645-648.
- Šťastná P., Boráň J., Bébar L., Oral J., Sponar J., Stehlík P. 2003: Alternativní možnosti zpracování čistírenských kalů. *SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací* 3, pp. 19-87.
- Ternes T. A., Joss A., Siegrist H., 2004: Scrutinizing Pharmaceuticals and Personal Care Products in Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology* 38, pp. 392-399.
- Ternes T. A., Bonerz M., Herrmann N., Teiser B., Andersen H. R. 2007: Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere* 66, pp. 894-904.
- Thoresby P., I. Thornton 1979: Heavy metals and arsenic in soil, pasture herbage and barely in some mineralised areas in Britain. D. D. Hemphill (Ed.). *Trace Subst. Environ. Health* 13, University of Missouri, Columbia, pp. 4-7.

- Tichý M. 2002: Toxikologie pro chemiky. Karolinum, Praha, 90 str.
- Tkalec M., Štefanić P. P., Cvjetko P., Šikić S., Pavlica M., Balen B. 2014: The effects of cadmium-zinc interactions on biochemical responses in tobacco seedlings and adult plants. PLoS One 9, e87582.
- Tlustoš P., Balík J., Dvořák P., Száková J., Pavlíková D. 2001: Zinc and lead uptake by three crops planted on different soils treated by sewage sludge. Rostl. Výr. 47, pp. 129-134.
- Tlustoš P., Balík J., Pavlíková D., Száková J., Kaewrahn S. 2000: The accumulation of potentially toxic elements in spinach biomass grown on nine soils treated with sewage sludge. Rostl. Výr. 46, pp. 9-16.
- Tlustoš P., Száková J., Kořínek K., Pavlíková D., Hanč A., Balík J. 2006: The effect of liming on cadmium, lead, and zinc uptake reduction by spring wheat grown in contaminated soil. Plant soil environ. 52, pp. 16-24.
- Tlustoš P., Balík J., Száková J., Pavlíková D. 1997: Sewage Sludge Use in Agriculture with Regard to the Accumulation of Risk Elements in Soil and Quality of the Production. Czech University of Life Sciences Prague 16.
- Tran T. A., Popova L. P. 2013: Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospect. Turkish Journal of Botany 37, pp. 1-13.
- Třebichavský J., Havrdová D., Blohberger M. 1998: Toxické kovy. NSO – Ing. František Nekvasil, Kutná Hora, 483 str.
- Tsonev T., Lidon F. C. 2012: Zinc in plants - An overview. Emirates Journal of Food and Agriculture 24, pp. 322-333.
- Ueno D., Zhao F. J., Shen R., Ma J.F. 2004: Cadmium and zinc accumulation by the Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* from soils enriched with insoluble metal compounds. Soil Science and Plant Nutrition 50, pp. 511-515.
- Urase T., Kikuta T., 2005: Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. Water Research 39, pp. 1289-1300.
- Valterová B., Száková J., Koplík R., Havlík J., Tlustoš P., Mestek o., 2012: frakcionace a speciace As, Cd A Zn v nadzemní biomase penízku modravého (*Thlaspi caerulescens* J. & C. PRESL), Chem. Listy 106, pp. 392-397.

- Vaněk V., Balík J., Pavlíková D., Tlustoš P. 2007: Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press, 176 str., ISBN 976-80-86726-25-0.
- Vaněk A., Borůvka L., Drábek O., Mihaljevič M., Komárek M. 2005: Mobility of lead, zinc and kadmium in alluvial soil heavily polluted by smelting industry. *Plant, Soil and Environment*, 51, pp. 316-321.
- Vigerust E., Selmer-Olsen A. R. 1986: Basis for metal limits relevant to sludge utilisation. In: *Factors Influencing Sludge Utilisation Practices in Europe*, eds Davis R D, Haeni H & L'Hermite P. Elsevier Applied Science Publishers, London, pp. 26-42.
- Vivas A., Biró B., Ruíz-Lozano J. M., Barea J. M., Azcón R. 2006: Two bacterial strains isolated from a Zn-polluted soil enhance plant growth and mycorrhizal efficiency under Zn toxicity. *Chemosphere* 62, pp. 1523-1533.
- Vostoupal B., Gjurrov V. 2009: Zpracování čistírenských kalů na ČOV metodou intenzivního kompostování, *Ekologické poradenství*, České Budějovice.
- Watson J. S. 1999: *Separation methods for waste and environmental applications*; New York, Marcel Dekker, 600 s.
- Weckx J. E. J., Clijsters H. M. M. 1997: Zn phytotoxicity induces oxidative stress in primary leaves of *Phaseolus vulgaris*. *Plant Physiol. Biochem.* 35, pp. 405-410.
- White J. G., Zasoski R. J. 1999: Mapping soil micronutrients. *Field Crops Research* 60, pp. 11-26.
- WHO. 1996: Trace elements in human nutrition and health. Chapter 5. Zinc. Geneva, World Health Organization, pp. 72-103. ISBN: 9241561734.
- Williams D. E., Vlamis J., Pukite J., Corey J. E. 1987: Metal movement in sludge-amended soils: a nine year study. *Soil Science* 143, pp. 124-131.
- Wyszkowska J., Borowik A., Kucharski M., Kucharski J. 2013. Effect of cadmium, copper and zinc on plants, soil microorganisms and soil enzymes. *Journal of Elementology* 18, pp. 769-796.
- Xu W. H., Liu H., Ma Q. F., Xiong Z. T. 2007: Root exudates, rhizosphere Zn fractions, and Zn accumulation of ryegrass at different soil Zn levels. *Pedosphere* 17, pp. 389-396.

Yang X. E., Ye H. B., Long X. X., He B., He Z. L., Stoffella P. J., Calvert D. V. 2004: Uptake and accumulation of cadmium and zinc by *Sedum Alfredii* Hance at different Cd/Zn supply levels. *Journal of Plant Nutrition* 27, pp. 1963-1977.

Yeganeh M., Majid A., Khoshgoftarmanesh A, Rezainejad Y. 2010: Transport of zinc, copper, and lead in a sewage sludge amended calcareous soil. *British Society of Soil Science, Soil Use and Management* 26, pp. 176-182.

Yli-Halla M. 1993: Plant availability of soil and fertilizer zinc in cultivated soils of Finland, *Agricultural Science in Finland* 2, pp. 197-270.

Yoo M. S., James B. R. 2002: Zinc extractability as a function of pH in organic waste-amended soils. *Soil Science* 167, pp. 246-259.

Zarei M., Saleh-Rastin N., Jouzani G. S., Savaghebi G., Buscot F. 2008: Arbuscular mycorrhizal abundance in contaminated soils around a zinc and lead deposit. *Eur J Soil Biol* 44, pp. 381-391.

Zimová M. 2003: Využití čistírenských kalů ve smyslu současné legislativy. *Odpady 5/2003*, ročník XIII, ECONOMIA, a.s., Praha 7, ISSN 1210-4922, s. 12-14.

8.1 Internetové zdroje

ČSÚ 2016: Databáze výsledků využívání kalů v ČR. Český statistický úřad. [online]. [31.3.2017] Dostupné z WWW: <<https://www.czso.cz/>>

Diez Th., Krauss M. 1995: Příjem těžkých kovů plodinami z různě kontaminovaných půd, Česko-bavorský seminář: Těžké kovy v zemědělské půdě a rostlinách 1995. Dostupný z WWW: <<http://www.stary.biom.cz/biom.html>>.

Eagri 2013: Bazální monitoring půd, [online]. [31.3.2017] Dostupné z WWW: <<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/monitoring-pud/bazalni-monitoring-zemedelskych-pud/>>

Havelka P. 2016: K aplikaci organické hmoty do půdy lze využít i vodárenských Kalů. AGRIS. [online]. [04.11.2016]. Dostupný z WWW: <<http://www.agris.cz/detail.php?id=174169&iSub=518>>

Hlavánek P. 2015: Mikrovlákná pyrolýza čistírenského kalu. *Vodovod.info-vodárenský informační portál*. [online]. [16.11.2016]. Dostupný z WWW: <<http://vodovod.info>> ISSN 1804-7157

- Poláková Š., Kubík L., Prášková L., Houček J., Malý S., Fiala J., Klašková L. 2015: Kontrola a monitoring cizorodých látek ÚKZÚZ Brno, [online]. [31.3.2017] Dostupné z WWW: <<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/monitoring-pud/kontrola-a-monitoring-cl/kontrola-a-monitoring-cizorodych-2015.html>>.
- Raclavská H., Kuchařová J., Plachá D. 2008: Přehled metod a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registrech úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do půd, VŠB, MŽP Praha. [online]. [24.1.2017] Dostupné z WWW: <http://www.irz.cz/dokumenty/irz/metody_mereni/puda/Nikl_a_slouceniny.pdf>.
- Randák T. 2013: Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ryby [online]. [2016-08-15]. Dostupné z WWW: <<http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/cizorode-latky-ve-vodnim-prostredi-a-jejich-vliv-n.pdf>>
- Rehm, G., Schmitt, M., 2002: Zinc for crop nutrition, [online]. [28.1.2017] Dostupné z WWW: <dostupné z www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/DC07.html>
- Richter R. 2004: [Online] [21.1.2017] Dostupné z WWW: <http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_tk.htm>
- Richter R. 2007: Živný režim půd: Zinek v půdě Ústav agrochemie a výživy rostlin Brno, [online]. [28.1.2017] Dostupné z WWW: <http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_zn.htm>
- SZÚ. 2015: Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí, Souhrnná zpráva za rok 2015, Státní zdravotní ústav, [online]. [28.2.2017] Dostupné z WWW: <http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/souhrnna_zprava/Souhrnna_15_CD.pdf>.
- Tlustoš P., Habart J., 2009: Využití průmyslových rostlin k remediaci kontaminovaných půd. [online]. [14.1.2017] Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-prumyslovych-rostlin-k-remediaci-kontaminovanych-pud>>. ISSN: 1801-2655.
- Valečko Z. 2003: Čistírenské kaly lze spalovat, ale ne energeticky využívat. [online]. [2016-08-27]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/cistirenske-kaly-lze-spalovat-ale-ne-energeticky-vyuzivat>>. ISSN: 1801-2655.

Váňa M., Wanner F., Fuksa J., Matoušová L., Pospíchalová D. 2015: Mikropolutanty a situace na čistírnách odpadních vod v ČR, výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka. [online]. [2017-01-04]. Dostupné z WWW:

<<http://www.vodarenstvi.com/media/konference/vodaforum-prednasky/30-02-vana-situace-na-cov.pdf>>

Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně, Dostupné z WWW:

<<http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/102275321.html>>

185/2001 Sb., Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění účinném k 19.9.2016. Dostupné z WWW:

<<http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/8fc3e5c15334ab9dc125727b00339581?OpenDocument>>

Súkl (Státní ústav pro kontrolu léčiv) 2016: „Spotřeba“ léčiv v české republice v roce 2015.

Dostupné z: <<http://www.sukl.cz/>>

9 Přílohy

Příloha č. 1: Produkce a zneškodnění kalů v jednotlivých krajích ČR (ČSÚ, 2016)

tuny sušiny	Způsob zneškodnění kalu					
Území, kraj	Kaly produkované v ČOV celkem	přímá aplikace a rekultivace	kompostování	skládkování	spalování	jinak
Česká republika	172 997	63 061	67 065	6 513	2 167	34 191
Hl. město Praha	24 495	23 218	1 269	0	0	8
Středočeský	18 017	4 976	10 477	1 344	2	1 218
Jihočeský	9 364	1 131	8 077	56	0	100
Plzeňský	8 095	1 132	1 654	649	0	4 660
Karlovarský	4 429	0	1 778	1 248	0	1 403
Ústecký	16 626	10 377	223	8	0	6 018
Liberecký	5 872	5 512	18	257	0	85
Královéhradecký	9 905	3 915	4 984	671	114	221
Pardubický	6 952	1 397	1 966	386	0	3 203
Vysočina	7 701	4 898	2 176	102	0	525
Jihomoravský	19 284	1 084	13 602	449	2 046	2 103
Olomoucký	10 330	1 793	7 677	325	5	530
Zlínský	11 742	3 585	3 872	72	0	4 213
Moravskoslezský	20 185	43	9 292	946	0	9 904

**Limitní hodnoty rizikových prvků v hnojivech, pomocných půdních látkách,
pomocných rostlinných přípravcích a substrátech**

1. Minerální hnojiva, pomocné půdní látky, pomocné rostlinné přípravky

a) minerální hnojiva s fosforečnou složkou, u nichž je hmotnostní zlomek celkového fosforu jako P_2O_5 5 % a více:

mg/kg P_2O_5	mg/kg hnojiva			
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom
50	15	1,0	20	150

b) minerální hnojiva s fosforečnou složkou, u nichž je hmotnostní zlomek celkového fosforu jako P_2O_5 menší než 5 %, ostatní minerální hnojiva neobsahující fosfor, pomocné půdní látky, pomocné rostlinné přípravky:

mg/kg hnojiva, pomocné půdní látky, pomocného rostlinného přípravku				
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom
1 ¹⁾	10	1,0	20	50

c) minerální vápenatá a hořečnatovápenatá:

mg/kg sušiny				
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom
1,5	30	0,5	20	50

d) popele ze samostatného spalování biomasy:

mg/kg sušiny					
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom	PAU ⁴⁾
5	50	0,5	20	50	20

2. Organická hnojiva, substráty, statková hnojiva

a) substráty

mg/kg sušiny								
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom	měď	molybden	nikl	zinek
2 ²⁾	100	1,0	20	100	100	5 ³⁾	50	300

b) organická a statková hnojiva se sušinou nad 13 %

mg/kg sušiny								
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom	měď	molybden	nikl	zinek
2	100	1,0	20	100	150	20	50	600

c) organická a statková hnojiva se sušinou nejvýše 13 %

mg/kg sušiny								
kadmium	olovo	rtuť	arsen	chrom	měď	molybden	nikl	zinek
2	100	1,0	20	100	250	20	50	1200