

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Využití zemědělských odpadů při pěstování konopí setého**

**Diplomová práce**

**Autor práce:**

**Anna Heislerová**

**Konzultant práce:**

**Ing. Lukáš Kaplan**

**Vedoucí práce:**

**prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.**

© 2015 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Využití zemědělských odpadů při pěstování konopí setého" jsem vypracovala 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 autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne .....

\_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala panu profesorovi Tlustošovi za cenné rady a vedení při psaní diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala panu inženýrovi Kaplanovi za jeho vedení, praktické rady i pomoc při zpracování výsledků této práce.

Vypracování této diplomové práce bylo podpořeno výzkumným projektem MZe ČR NAZV QJ 1210085 „Využití digestátu a jeho separovaných složek v zemědělství a v zahradnictví pro aplikaci v hnojivých systémech výživy rostlin a pro výrobu pěstebních substrátů“

## Využití zemědělských odpadů při pěstování konopí setého

### **Souhrn**

V dnešní době je snahou zvýšit podíl obnovitelných zdrojů energie. Jedním z těchto zdrojů je i biomasa a to její spalování pro výrobu tepla či její využití k výrobě bioplynu anaerobní fermentací. Při těchto činnostech však vznikají vedlejší produkty, které mají potenciál být dále využity hlavně díky obsahu živin, které si i po zpracování zachovávají. Je však nutné počítat s rizikem, že tyto produkty mohou obsahovat nadlimitní množství rizikových prvků z použité biomasy.

Literární část této diplomové práce je zaměřena na charakteristiku popelu, fugátu a separátu jako vedlejších zemědělských produktů ze zpracování biomasy. Je zde zmíněna i problematika rizikových prvků a to především arzenu, chromu, kadmia, mědi, olova a zinku. Dále je zde charakterizováno konopí seté (*Cannabis sativa* L.) z botanického hlediska, jeho nároky na výživu, pěstování a potenciální fytoimediační účinky této rostliny.

Experimentální část této práce je založena na nádobovém experimentu s deseti variantami, ve kterém byl do zeminy v různých koncentracích aplikován popel ze spalování biomasy, separát nebo fugát. Kontrolní varianta byla přihnojena NPK v dávce 1 g N, 0,5 g P a 1,5 g K. Po sklizni byly analyzovány zeminy i jednotlivé části rostlin (kořen, stonek a list). U rostliny byl hodnocen hlavně její celkový výnos a obsah makroživin, mikroživin a rizikových prvků v jednotlivých částech rostliny. U zeminy byly vyhodnoceny základní agrochemické vlastnosti, obsahy makroživin, mikroživin a rizikových prvků.

Nejvyššího výnosu suché biomasy dosáhla kontrolní varianta s přihnojením dusíkem, fosforem a draslíkem. Nejnižší výnos naopak vykazovala varianta s přidáním 100 g popele a bioefektoru Proradix. Z celkového hodnocení využití vedlejších zemědělských produktů nejlépe obstál popel – nejen díky vysokým obsahům makroživin, ale i díky zvýšení hodnoty pH zeminy a tím i snížení mobility rizikových prvků. Vzhledem k nízkým účinkům fugátu a separátu by bylo vhodné jejich dávky zvýšit a u fugátu dbát na jeho správnou aplikaci.

**Klíčová slova:** konopí seté (*Cannabis sativa* L.), fugát, separát, popel, těžké kovy

## **Utilization of Agricultural By-products in Hemp Growing**

### **Summary**

At this time, we try to increase the proportion of renewable energy sources among all the possible energy sources. Two of these sources are biomass used for heat generation or for biogas production by anaerobic fermentation. In such processes, certain by-products are created that have the potential to be further used; mainly due to the nutrient content these retain even after being processed. However, such products may contain an excessive level of toxic elements from the biomass used. We need to take this point into consideration.

The theoretical part of this thesis is focused on the characteristics of biomass combustion ash and the liquid part of the digested and separated ash, all agricultural by-products of biomass processing. Also several problems need to be mentioned regarding the presence of risk elements: arsenic, chromium, cadmium, copper, lead and zinc. A description of hemp (*Cannabis sativa* L.) from a botanical point of view, its nutritional and growth requirements, and potential phytoremedial effects is enclosed.

The scientific part of this work is based on an experiment with ten different conditions in separate pots. The biomass combustion ash, the liquid part of digested and separated ash was applied to the soil in different concentrations. A control variant was fertilized with NPK in a dose of 1 g of N (nitrogen), 0.5 g P (phosphorus) and 1.5 g K (potassium). Both the soil and the individual parts of the plants (root, stem and leaf) were analyzed after the harvest. Plants were evaluated based mainly on their total revenue, macronutrient and micronutrient content in different parts of the plant and the content of risk elements therein. The basic agrochemical properties, content of macronutrients, micronutrients and risk elements were evaluated in the soil samples.

The highest gain of dry biomass was reached in the control variant with additional nitrogen, phosphorus and potassium. The lowest gain, on the contrary, was shown by variant with the addition of 100 g of biomass combustion ash and Proradix bioeffector. The overall assessment of agricultural by-products proved ashes to be the best candidate for utilization - not only because of the high level of macronutrients found in it, but also due to the increase in pH thereby reducing the mobility of the risk elements. The liquid part of the digested and separated ash showed rather underwhelming effects. It would be appropriate to increase their dosage and ensure proper application of the liquid part of the digested ash.

**Keywords:** Hemp (*Cannabis sativa* L.); liquid part of digestate; separated digestate; biomass combustion ash, heavy metals

# Obsah

1	Úvod.....	1
2	Vědecká hypotéza a cíle práce .....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Odpadní suroviny ze zemědělství .....	3
3.1.1	Anaerobní digesce.....	3
3.1.2	Produkty anaerobní fermentace .....	4
3.1.3	Produkty spalování organických materiálů.....	10
3.2	Rizikové prvky .....	15
3.2.1	Olovo .....	16
3.2.2	Kadmium .....	17
3.2.3	Chrom .....	17
3.2.4	Arzen.....	18
3.2.5	Měď.....	19
3.2.6	Zinek .....	20
3.2.7	Odstranění těžkých kovů fytořemediací .....	20
3.3	Konopí seté.....	22
3.3.1	Popis rostliny .....	22
3.3.2	Využití rostliny .....	23
3.3.3	Pěstování konopí.....	25
4	Materiál a metody .....	28
4.1	Založení vegetačního pokusu .....	28
4.2	Charakteristika a složení pěstebních zemin a jejich přihnojování .....	28
4.3	Sklizeň rostlin a odběr vzorků.....	30
4.4	Použité metody k analyzování vzorků .....	30
4.4.1	Metody stanovení živin rostlinného materiálu.....	30
4.4.2	Mikrovlnný rozklad rostlinného materiálu .....	30
4.4.3	Stanovení obsahu dusíku v rostlinném materiálu .....	31
4.5	Stanovení chemických vlastností zemin .....	31
4.3.3	Stanovení přijatelných živin v zemině dle Mehliche III .....	31
4.3.4	Stanovení obsahu dusíku v zeminách pomocí kalorimetrické metody .....	31
4.3.5	Stanovení hodnoty pH a obsahu rozpuštěných solí v zeminách.....	32
5	Výsledky .....	33
5.1	Hodnocení zeminy po sklizni konopí.....	33
5.1.1	Hodnocení pH a EC .....	33
5.1.2	Obsah makroživin v zeminách.....	34
5.1.3	Obsah mikroživin v zeminách .....	35
5.1.4	Obsah rizikových prvků v zeminách .....	36

5.2	Konopí seté.....	37
5.2.1	Výška rostlin.....	37
5.2.2	Výnos suché biomasy .....	38
5.2.3	Makroprvky v konopí setém.....	39
5.2.4	Mikroprvky v konopí setém.....	43
5.2.5	Rizikové prvky v konopí setém .....	45
6	Diskuse.....	49
6.1	Fugát a separát.....	49
6.2	Popel.....	54
6.3	Fytoremediace konopím setým .....	56
7	Závěr .....	57
8	Seznam literatury .....	58
9	Samostatné přílohy.....	67





# 1 Úvod

V posledních letech je kladen čím dál větší důraz na zvýšení podílu energie z obnovitelných zdrojů. Jedním z obnovitelných zdrojů je i biomasa, a to zejména k výrobě energie i tepla jejím spalováním a anaerobní digescí v bioplynových stanicích. Po výrobě energie se však stává problematické využití odpadu z biomasy ať už ve formě popelu nebo digestátu. Snahou je maximálně využít těchto odpadních surovin především jako hnojiva, a tím tak navrátit potřebné živiny z biomasy zpět do půdy.

Popel je v dnešní době aplikován na zemědělskou půdu pro své vysoké obsahy makroživin jako je fosfor, draslík či hořčík a může tak zastoupit průmyslově vyráběná minerální hnojiva. Jeho největší nevýhodou je však možný vysoký obsah rizikových prvků. Využití popela však začíná být aktuálnější vzhledem k rostoucímu vývoji spalování cíleně pěstované biomasy. Tento trend se snaží zohlednit i nová vyhláška o hnojivech č. 131/2014 Sb., která dovoluje aplikovat popel ze spalování biomasy při splnění určitých podmínek (např. dodržení limitu obsahu těžkých prvků) na ornou půdu, zatímco dříve bylo s tímto produktem ze spalování nakládáno jako s odpadem.

Produkt bioplynové stanice - digestát - může obsahovat stejně jako popel rizikové prvky, které komplikují jeho využití jako hnojivo. Mnohé studie však dokazují přínos tohoto odpadního produktu z hlediska dodání makroživin zpět do půdy. V tomto případě je cenný především fugát, který obsahuje většinu mobilních živin po separaci digestátu. Vyskytují se však i opačné názory o neefektivnosti hnojení digestátem kvůli ztrátám živin ze vstupních surovin během procesu anaerobní digesce.

I přes stálé snahy o zlepšení životního prostředí se v přírodě postupně akumulují rizikové prvky, což je způsobeno tím, že jsou nedegradovatelné. Obzvláště vysokých hodnot dosahují tyto prvky v průmyslově zatížených oblastech, např. na Příbramsku, kde se v minulosti těžily a zpracovávaly neželezné rudy. Jako ideální spojení se tedy nabízí pěstování fytoimediačních rostlin (jako je např. konopí seté) v těchto lokalitách a k jejich přihnojování využít produktů z jejich zpracování, ať už popelu či digestátu. Tím by byl udržen koloběh živin a zároveň by se mohl regulovat obsah rizikových prvků v těchto kontaminovaných oblastech.

## 2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Předpokládáme, že digestát (ať už ve formě fugátu či separátu) a popel ze spalování biomasy mohou být velmi cenným zdrojem živin a lze je použít jako hnojivo při pěstování rostlin.

Dále předpokládáme, že konopí seté (*Cannabis sativa* L.) má dostatečné fytoimediační účinky a je schopno očistit půdu od těžkých kovů, zvláště v oblastech potýkajících se se zvýšeným obsahem těchto rizikových prvků v půdě.

Cílem této diplomové práce bylo v literární části charakterizovat odpadní produkty ze zemědělství (konkrétně popel, fugát a digestát) především z hlediska obsahu živin, rizikových prvků a jejich možného použití jako hnojiva na ornou půdu. Dále bylo cílem popsat remediační účinky konopí setého (*Cannabis sativa* L.), a to především při absorpci těžkých kovů ze zeminy a současně s tím charakterizovat hlavní rizikové prvky objevující se v životním prostředí.

Dalším cílem byla realizace vlastního nádobového experimentu, ve kterém bylo pěstováno konopí seté. Byly sledovány hnojivé účinky odpadních zemědělských produktů a zároveň byla sledována schopnost konopí přijímat rizikové prvky do svých různých částí (stonek, list a kořen)

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Odpadní suroviny ze zemědělství

Kára a kol. (2008) uvádějí, že v agrárním sektoru nejsou považovány za odpadní suroviny pouze odpady definované v 1(a) Směrnici Rady 75/442/EEC o odpadu a tedy jako jakákoliv látka či předmět, který spadá do kategorie v příloze I a který držitel vyřazuje, nebo který má být vyřazen. Za další složku odpadů v zemědělství jsou považovány i vedlejší produkty ze zemědělství, jejichž tržní cena je záporná. Dle přílohy č. 1 vyhlášky MŽP č. 381/2001 Sb., ve znění vyhlášky č. 503/2004 Sb. jsou odpady ze zemědělství zařazeny v katalogu odpadů ve skupině 02, podskupině 01 jako odpady ze zemědělství, zahradnictví, lesnictví, myslivosti a rybářství.

Kára a kol. (2008) do odpadů ze zemědělství započítávají i odpady z lesnictví, komunální sféry a odpady z bezprostředně navazujícího zpracovatelského sektoru. Jako hlavní možnosti jejich zpracování uvádí:

- skládkování
- kompostování
- spalování bez energetického využití
- spalování s energetickým využitím
- výroba alternativních paliv s následným využitím v předchozích dvou technologických postupech
- termické zplyňování, výroba generátorového plynu, syntézního plynu
- anaerobní zpracování, výroba bioplynu s energetickým využitím
- recyklace
- další možné využití

#### 3.1.1 Anaerobní digesce

Kára a kol. (2007) udávají tři hlavní důvody pro využití anaerobní digesce organických materiálů, které pocházejí ze zemědělství, lesnictví, komunálního hospodářství či venkovské krajiny. Prvním je produkce kvalitních organických hnojiv, dalším je celkové zlepšení životního prostředí a v neposlední řadě výroba bioplynu, jakožto doplňkového zdroje energie.

Výroba bioplynu probíhá v bioplynových stanicích, které Bačík (2008) dělí na kofermentační zpracovávající rizikové vstupy, komunální zpracovávající komunální bioodpady a na zemědělské. Zemědělské bioplynové stanice slouží pro energetické využití.

### **3.1.2 Produkty anaerobní fermentace**

Anaerobní fermentace je biologický rozklad v anaerobních podmínkách. Výsledkem tohoto procesu je směs plynů a fermentovaný zbytek organické látky (digestát). (Kára a kol., 2007)

#### **3.1.2.1 Bioplyn**

Hlavní produkt anaerobní fermentace je bioplyn. V ideálním případě jde o směs dvou plynů, a to metanu s podílem 50 - 75 % a oxidu uhličitého s podílem 25 - 50 %. Bioplyn však může obsahovat i další nežádoucí příměsi jako kyslík, argon, amoniak, oxid dusný, oxid uhelnatý, sulfan či jiné plyny. (Kára a kol., 2007)

Kára a kol. (2007) popisují vznik metanu jako hlavní složky bioplynu u organických substrátů podrobených metanogenní fermentaci jako rozklad polysacharidů, lipidů a proteinů. Při rozkladu se z rozložitelných proteinů uvolňují do bioplynu sirnaté složky (například sulfan), které je před využitím bioplynu většinou nutno odstranit. Nejlepší výtěžnosti se dá dosáhnout rozkladem lipidů, jejichž podíl však ve vstupním materiálu nebývá vysoký. Hlavním zdrojem metanu je rozklad polysacharidů zvláště obsažených ve fytomase. Výjimku tvoří jedna z hlavních stavebních látek fytomasy – lignin, který pokud není fyzikálně chemickými procesy předem zpracován, se tvorby metanu prakticky neúčastní a stává se tak balastním materiálem.

Wailand (2006) udává jako použití bioplynu především výrobu elektřiny a tepla. Bioplyn však může být využitý i jako palivo pro vozidla nebo k výrobě vodíku, ze kterého se následně vyrábějí palivové články.

#### **3.1.2.2 Digestát**

Marada a kol. (2008) definují digestát jako zbytek po fermentačním procesu, který vzniká anaerobní fermentací při výrobě bioplynu v bioplynových stanicích. Oddělením tuhé části z digestátu vzniká separát a kapalný zbytek je nazýván fugátem. Využití digestátu je kromě aplikace na půdu jako hnojiva i jeho zapracování do kompostů a následné využití jako hnojiva. Dále je možné jeho využití při výrobě substrátů jako rekultivační materiál mimo

zemědělskou a lesní půdu. Výše jmenované způsoby využití jsou však možné pouze v případě, že digestát neobsahuje nadlimitní množství rizikových prvků. Jinak je nutné s ním zacházet jako s odpadem.

#### 3.1.2.2.1 Složení digestátu

Vítěz (2013) vyjmenovává několik faktorů ovlivňujících složení a kvalitu fermentačního zbytku anaerobní digesce, tedy digestátu. Mimo vstupní materiál záleží dále na předpřípravě vstupního materiálu, procesních podmínkách (např. teplota ve fermentoru, obsah sušiny, době zdržení apod.), způsobu a době jeho skladování.

Digestát má vysokou koncentraci dusíku, který se vyskytuje v 60 – 80 % ve formě amoniakálního dusíku. Dále obsahuje fosfor a draslík. Obsah snadno rozložitelných organických látek závisí na provozu bioplynové stanice. Čím je delší doba zdržení substrátu v bioplynové stanici, tím méně snadno rozložitelných organických látek obsahuje. (Vítěz, 2013)

Marada (2008) poukazuje na relativně vysoký obsah dusíku (0,2 – 1 % v suché hmotě). Při průměrném obsahu 0,5 % celkového dusíku ve hnojivu se dodá při dávce 1 t (1m<sup>3</sup>) digestátu 5 kg dusíku na hektar půdy. Tambone et al. (2009) vysvětluje vyšší obsah dusíku v porovnání s komposty tím, že v důsledku koncentračního účinku dusíku dochází k odbourávání uhlíku ve formě CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub> a tedy konzervaci dusíku. Podle Smatanové (2012) je digestát hnojivo, které rychle uvolňuje dusík (poměr dusíku : uhlíku je nižší než 10).

Makádi et al. (2012) uvádějí, že digestát má vyšší obsah draslíku a fosforu než kompost a proto je vhodnější k doplnění těchto prvků do půdy. Navíc všechen fosfor se v digestátu vyskytuje v dostupných formách pro rostliny. Průměrně je poměr fosforu : draslíku v digestátu 1 : 3, což je ideální poměr pro pěstování obilí a řepky. Nadměrné hromadění K a P v půdě by mohlo být regulováno nižším množstvím použitého digestátu. Snížení dávky digestátu by však mělo za následek snížení obsahu dusíku, který by bylo nutné doplňovat umělými hnojivy.

Makádi et al. (2012) uvádějí, že při pokusech na půdách hnojených dusíkem v množství 150 kg/ha byl obsah těžkých kovů v půdě (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) nižší při aplikaci digestátu v porovnání s komposty a čistírenskými kaly. Naopak však zde v porovnání s minerálními hnojivy bylo při hnojení digestátem nalezeno více některých těžkých kovů (Cu, Ni, Pb, Zn)

Pfundtner (2002) však zároveň varuje, že digestát může obsahovat i toxické látky, které se do digestátu dostávají přes vstupní materiál. Tyto prvky nejsou odbouratelné anaerobní digescí a jsou následkem antropogenního znečištění. Nejčastěji se dostávají do materiálu skrze doplňkové látky v krmivech pro zvířata, potravinářský průmysl, kaly, zbytky tuků či odpadní vodu. Oproti kompostům i čistírenským kalům je obsah těchto těžkých kovů v digestátu menší. Naopak je ale vyšší v porovnání s minerálními hnojivy.

#### 3.1.2.2.2 Digestát jako hnojivo

Marada a kol. (2008) charakterizují digestát jako substrát s nižším obsahem sušiny (2 – 13 %) a vyšším pH, které se pohybuje mezi hodnotami 7 a 8 v porovnání se statkovými hnojivy. Makádi et al. (2012) souhlasí s tím, že obecně je digestát považován za alkalický. Zároveň dodávají, že rostoucí pH je způsobeno tvorbou  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$  v průběhu procesu anaerobní digescce. Vzhledem k celosvětovému problému acidifikace půd je však vyšší pH pozitivní.

Makádi et al. (2012) na druhou stranu upozorňují, že digestát může obsahovat i různé kyselé sloučeniny (např. kyselinu gallovou). Polykondenzace, spojení organických a anorganických koloidů a přeměna těchto kyselin může mít vliv i na chemické vlastnosti půdy a nakonec i na pokles pH v půdě. Proto je důležité při dlouhodobé aplikaci digestátu sledovat i pH půdy.

Kolář a kol. (2009) na základě pokusů uvádějí, že digestát je hnojivem minerálním, protože nesplňuje základní předpoklad organického hnojiva a to schopnost rychlého rozkladu. Navíc uvádějí, že se jedná o velmi slabé hnojivo, vzhledem k malému množství živin (dusík a draslík) obsaženém v přebytku vody. Z hlediska užití digestátu jako organického hnojiva je mnohem méně jakostní než výchozí suroviny, ze kterých je digestát vyroben.

Dle vyhlášky 131/2014 Sb. je digestát hnojivem organickým typu 18. 1e. s obsahem sušiny 3 – 13 % a s minimálním obsahem celkového dusíku 0,3 %, který je hodnocen jako celkový dusík ve vzorku. Jako požadavek na digestát je uvedeno, že musí být vyroben výhradně ze statkových hnojiv a krmiv anaerobní fermentací.

Kolář a Vaněk (2012) navrhuje vzhledem k nízkému obsahu živin a dusíku i jiné využití digestátu než aplikaci na půdu. Ideální by podle nich bylo digestát kompostovat : s jinou organickou hmotou, která bude snadno rozložitelná, s vápencem jako pufrům, s vyrovnaným poměrem C : N, s minerálními jílnatými částicemi, s živinami a s optimem vlhkosti. Z této směsi by měl vzniknout ideální kompost, kde digestát bude plnit funkci šetrného zlepšovače půdy.

Jako další možnost využití uvádějí hnojení digestátem nikoliv jako zdrojem živin, ale jako materiálem ke zlehčení a provzdušnění půd. Toto tvrzení dokazují na pokusu s ranými bramborami, kdy varianta hnojená digestátem měla výnos o 12 % vyšší, ačkoliv obsahovala méně živin než varianta hnojená s čistými solemi. Důvod je ten, že digestát zlepšil fyzikální vlastnosti těžké půdy, ve které byly brambory pěstovány. Zlepšený výnos se také ukázal i v dalších letech u jiných plodin na místech, kde bylo hnojeno fugátem, ačkoliv tyto plodiny již byly hnojeny minerálními hnojivy ve stejné dávce. Digestát tedy způsobil lepší aeraci půdy a lepší růst kořenů v půdě zkypřené díky jeho aplikaci. (Kolář a Vaněk, 2012)

Koubová (2012) tvrdí, že na základě pokusů vykazuje digestát srovnatelné výnosy jako hnojení jinými organickými hnojivy. Upozorňuje však na fakt, že digestát musí být zapraven do půdy co nejrychleji kvůli případným ztrátám živin. Jeho výhodou v porovnání s kejdou však je, že jeho konzistence je tekutější a nedochází tedy k takovému znečištění rostlin jako při hnojení kejdou. Zapravení do půdy je díky tomu rychlejší oproti aplikaci kejdy. Marada (2008) doporučuje právě kvůli možným únikům plynného dusíku při aplikaci digestátu a fugátu hadicové aplikátory.

Nyord et al, (2008) potvrzují, že hloubka aplikace digestátu má významný vliv na odpařování amoniaku. Povrchová aplikace má za následek jeho ztrátu o 20 až 35 % z aplikovaného celkového amoniakálního dusíku, zatímco injekční aplikace do 5 - 7 centimetrů hloubky snižuje únik amoniakálního dusíku na 2 – 3 %.

Smatanová (2012) demonstuje použití digestátu jako hnojiva na polním pokusu pěstování brambor. Dávka dusíku pro minerální hnojení byla stanovena na 120 kg / ha na plánovaný výnos 30 t brambor na hektar. Z této hodnoty byly vypočítány dávky dusíku pro hnojení ostatními hnojivy – digestátem a kompostem. U kompostu byla však dávka zdvojnásobena kvůli pomalejšímu uvolňování dusíku do půdy. Minerální dusík byl při pokusu dodáván ledkem amonným s vápencem a aplikované digestáty ze dvou bioplynových stanic byly vyrobeny z kejdy a kukuřice. Nejvyšší výnos u brambor brambor, a to 47,3 t/ha, byly zaznamenány u hnojení ledkem amonným spolu s vápencem. Hnojení digestátem a kompostem z hlediska výnosů bylo srovnatelné a pohybovalo se v rozmezí 40,7 - 45,8 t / ha, tedy o 3,2 – 14 % méně než u hnojení ledkem amonným s vápencem. Zároveň však hnojení kompostem a digestátem mělo lepší výsledky u výnosu než s nehnojenou kontrolou, která dosahovala výnosu 35,6 t/ha a byla tedy o 14,3 - 28,7 % méně úspěšná.



### 3.1.2.2.3 Fugát

Marada a kol. (2008) definují fugát jako oddělenou kapalnou část z digestátu. Tlustoš a kol. (2014a) doplňují, že jde o tmavě šedou až černou kapalinu, která obsahuje sušinu do 3 %.

Dle vyhlášky č. 131/2014 Sb. je fugát zařazen jako hnojivo organického typu 18. 1f. S maximálním podílem sušiny 3 % a s minimálním obsahem celkového dusíku 0,1 %, který je hodnocen jako celkový dusík ve vzorku. Vyhláška definuje fugát jako hnojivo vzniklé anaerobní fermentací při výrobě plynu. Jedná se přitom o tekutý podíl po separaci, který se svým charakterem může podobat minerálnímu hnojivu.

Liedl et al. (2006) uvádějí, že při rozdělení digestátu na fugát a separát se z digestátu do fugátu přenesou především dusík v amoniakální formě. Hnojení fugátem testovali po dobu 6 let, kdy hnojili travu a pole se zeleninou. Výnosy při alternativním hnojení fugátem se ukázaly stejně vysoké, nebo dokonce vyšší, než plochy zeleniny a trávy hnojené běžně dostupnými komerčními dusíkatými hnojivy.

Kolář a kol. (2009) uvádějí, že kapalná fáze digestátu, tedy fugát se dá spíše pokládat za hnojivo než fáze pevná. Obsahuje dusík v minerální formě, která je přístupná pro rostliny. Upozorňují však na důležitou poznámku a to, že ve fugátu sice může být dusíku až 10 % v sušině, ale vzhledem k obsahu sušiny ve fugátu 1 – 3 % pak vychází obsah dusíku ve fugátu na 0,15 - 0,3 %. Proto je dle nich reálné použití fugátu nemožné, protože pro pohnování pole dávkou 200 kg N/ha by bylo třeba dodat fugát v dávce 100 m<sup>3</sup>, což se vzhledem k ceně pohonných hmot nevyplatí.

Vágó et al. (2009) uvádějí své výsledky pokusu, kdy aplikovali fugát na půdu v dávkách 5 a 10 l fugátu na m<sup>2</sup> půdy. Obsah kadmia i kobaltu se lehce snížil při aplikaci vyšší dávky fugátu. Obsah mědi naopak po aplikaci fugátu lehce stoupl. U většiny prvků byl však rozdíl obsahu mikroprvků zanedbatelný, kromě manganu a zinku. Obsah manganu v půdě však stoupl téměř o 40 % a množství zinku se naopak výrazně snížilo. Vysvětluje to reakcí zinku s rozpustným fosforem ve fugátu, a tím vytvoření méně rozpustného zbytku. Obsah ostatních mikroprvků ukazuje tabulka níže (tabulka 1).

Tabulka 1: Obsah stopových prvků v půdním vzorku po aplikaci fugátu (Vágó et al., 2009)

Prvek	Kontrolní vzorek	5 l digestátu/m <sup>2</sup>	10 l digestátu/m <sup>2</sup>
<b>Cd</b>	0,063	0,067	0,055
<b>Co</b>	0,064	0,071	0,057
<b>Cu</b>	0,089	0,112	0,118
<b>Mn</b>	25,5	35,1	35,5
<b>Ni</b>	0,50	0,52	0,35
<b>Sr</b>	8,56	8,60	88,62
<b>Zn</b>	1,40	0,98	0,062

Tlustoš a kol. (2014a) provedli stanovení rizikových prvků v bioplynové stanici Krásná Hora. Ve fugátu byl obsah zinku 277 mg/kg, olova 1,99 mg/kg, arzenu 3,22 mg/kg, kadmia 0,09 mg/kg, chromu 2,33 mg/kg a mědi 42,8 mg/kg sušiny.

Vyhláška č. 131/2014 Sb. určuje limity pro organická a statková hnojiva se sušinou nejvýše 13 %. Limitní hodnoty rizikových prvků v tomto typu hnojiv je popsán v tabulce níže (tabulka 2).

Tabulka 2: Limitní hodnoty rizikových prvků v organických a statkových hnojivech se sušinou nejvýše 13 % dle vyhlášky 131/2014.

Limity těžkých kovů dle vyhlášky č. 131/2014 Sb. (mg/kg sušiny)								
Kadmium	Olovo	Rtuť	Arsen	Chrom	Měď	Molybden	Nikl	Zinek
2	100	1,0	20	100	250	20	50	1200

#### 3.1.2.2.4 Separát

Marada a kol. (2008) definují separát jako oddělenou tuhou část z digestátu. Dle vyhlášky č. 131/2014 Sb. je separát hnojivem organickým typu 18. 1 g s minimálním podílem sušiny 13 % a s minimálním obsahem celkového dusíku 0,5 %, který je hodnocen jako celkový dusík ve vzorku. Vyhláška separát definuje jako tuhý podíl po separaci z hnojiva vzniklého anaerobní fermentací při výrobě bioplynu. Vítěz (2013) uvádí, že separát obsahuje 33 – 40 % celkové sušiny. Tlustoš a kol. (2014a) k fyzikálním vlastnostem doplňují pH separátu, které se dle analýzy ze 3 bioplynových stanic pohybuje v rozmezí 8,2 - 8,9.

Tlustoš a kol. (2013) dále uvádějí, že separát je vhodnou složkou do pěstebních substrátů, protože obsahuje nerozložené frakce organických látek vláknité povahy a svou strukturou také kladně ovlivňuje fyzikální vlastnosti substrátů. V neposlední řadě jsou i zdrojem přijatelných živin. Dle pokusu srovnání obsahu živin s kompostem uvádějí, že v separátu odebraném ve 2 bioplynových stanicích byl obsah sušiny v rozmezí hodnot 19 - 28 % a celkové procento organických látek v sušině tvořilo 55 – 85 %. Separát obsahoval dusík v rozmezí 1,5 – 3 %, fosfor 0,7 - 1,4 %, draslík 0,38 % a vápník 1,5 - 4,5 %. Fosforu separát obsahoval více než v kompostu.

Liedl et al. (2006) uvádějí, že většina fosforu je zabudována právě do pevné frakce digestátu, tedy separátu. Při šestiletém pokusu hnojení zeleniny a borůvek separátem však byly výnosy nižší než při ostatních typech použitých hnojiv. Na druhou stranu se však zvedl obsah fosforu v půdě po dobu 4 let. Kolář a Vaněk (2012) to vysvětlují tím, že minerální dusík, který je rostlinami využitelný, je téměř všechen ve fugátu. Separát sice také obsahuje část dusíku, ale jde o dusík organický, který je pomalu hydrolyzovatelný a je tedy rostlinám prakticky nepřístupný.

V tabulce č. 3 jsou uvedeny limity těžkých kovů dle vyhlášky č. 131/2014 Sb., která definuje separát jakožto organické hnojivo s podílem sušiny nad 13 %.

Tabulka 3: Limitní hodnoty rizikových prvků organických a statkových hnojivech se sušinou nad 13 % podle vyhlášky 131/2014

Limity těžkých kovů dle vyhlášky č. 131/2014 Sb. (mg/kg sušiny)								
Kadmium	Olovo	Rtuť	Arsen	Chrom	Měď	Molybden	Nikl	Zinek
2	100	1,0	20	100	150	20	50	600

Tlustoš a kol. (2014a) uvádějí, že separát z bioplynové stanice Krásná Hora obsahoval 285 mg zinku na kg sušiny, olova 1,42 mg, arzenu 2,76 mg, 0,06 mg kadmia, 3,38 mg chromu a mědi 45,4 mg.

### 3.1.3 Produkty spalování organických materiálů

Je známé, že při spalování organických materiálů vznikají různé produkty, jako např. kouř, saze, dehet, dřevěné uhlí a hlavně popel.

### 3.1.3.1 Popel

Nussabaumer (2003) uvádí, že spalována může být pouze biomasa s obsahem vody do 60 %. James (2012) uvádí, že spalování biomasy produkuje pevný zbytek - popel, který je výsledkem termochemické degradace. Popel je nedílnou součástí rostlin a skládá se ze širokého spektra prvků. Dřevo obsahuje 2 % popele, 5 - 10 % popele obsahují zemědělské plodiny a nejvyšší obsah popele je v rýžových slupkách a řebříčku, kde tvoří popel 30 - 40 %. Ochecová a kol. (2012b) uvádějí, že v zařízeních ke spalování biomasy můžeme rozlišit dva druhy popelů. Na spalovacím roštu a v primární spalovací komoře se nachází roštový popel. Často se však mísí s minerálními nečistotami, které jsou obsaženy v biomase (např. kameny, zemina, písek apod.), což může mít za následek vznik strusky. Druhým typem je popel úletový, který obsahuje jemné, především anorganické částice a je většinou zachytáván na filtrech. V tomto popelu se zachytává většina rizikových prvků v důsledku jejich těkání a kondenzačních mechanismů.

Tlustoš a kol. (2014b) uvádějí, že popel obsahuje vysoký podíl bazických kationtů a živin. Popel je tedy vhodné aplikovat v oblastech s kyselými půdami, ve kterých upraví půdní reakci a zároveň poslouží jako náhrada za minerální hnojivo. Popel má také druhotný efekt úpravy pH, a to snížení mobility a dostupnosti rizikových prvků jako je např. Cd, Cu, Pb, Zn. Zvyšuje však i dostupnost specií např. prvků As, B, Cr.

#### 3.1.3.1.1 Živiny

Ochecová a kol. (2011) uvádějí jako hlavní živiny v popelu draslík s podílem 5 - 13,5 %, hořčík s podílem 4 - 6,5 % a vápník se 7 - 45 %. Vzhledem k tomu, že je obsah živin relativně vysoký, nabízí se opětovné použití v zemědělství. Ochecová a kol. (2012a) to dokládají ve svém experimentu odběrem popelů z 33 provozoven a z jejich analýzy vyjmenovávají živiny v obsažených popelích. Draslíku se ve vzorcích průměrně vyskytovalo 4,47 - 8,5 %. Výjimkou byl popel ze slámy, kde obsah draslíku průměrně činil 25,75 %. Hořčíku se ve vzorcích průměrně vyskytovalo 1,59 - 2,5 %, vápníku 10,35 - 26,9 % a fosforu 1,04 - 1,79 %.

Váňa (2010) souhlasí, že v popelu zůstávají po spalování rostlinné živiny, a to především vápník ve formě uhličitanu vápenatého a draslík ve formě uhličitanu draselného. Dále uvádí také hořčík a navíc přidává i fosfor. Tyto živiny jsou obsaženy v popelu po spálení biomasy, ze které v průběhu spalování ubude až 98 % organických látek.

Váňa (2010) poukazuje na rozdílné složení popelů, především na základě spalovacího zařízení, které bylo použito. Z tohoto hlediska rozděluje popel především na popel roštový, který obsahuje kusy škváry a popílek z filtrů. Biedermann a Obernberger (2005) toto tvrzení potvrzují s dodatkem, že chemické složení popelu závisí nejen na volbě vhodného způsobu spalování, ale i na řízení probíhajících technologických procesů při spalování. Dále poukazuje na to, že složení popelu závisí i na spalovaném materiálu. Uvádí, že popel ze slámy, obilných trav a obilí obsahuje nízké koncentrace vápníku a vysoké koncentrace křemíku a draslíku. Dřevo a kůra jsou bohaté na vápník a obsah chlóru ve dřevě je obecně velmi nízký, zatímco je ho významně vyšší množství je přítomno v bylinných biopalivech.

Ochecová a kol. (2011) potvrzují tuto informaci pomocí pokusu, na kterém dokládají, že ohledně množství a složení živin záleží i na materiálu, který je spalován. Popele ze spalování dřevní štěpky jsou bohaté na obsah vápníku, ze spalování slámy jsou bohaté na draslík a fosfor byl nejvíce zastoupený v roštovém popelu ze spalování kůry. Naopak hořčík byl zastoupen ve všech vzorcích přibližně ve stejné hodnotě. Větší množství draslíku a fosforu v popelu ze slámy ve srovnání s popelem ze dřeva potvrzuje i Tlustoš (2014b). Dokazuje to na svém pokusu rozboru popelu ze slámy, který obsahoval 143 mg/kg draslíku na rozdíl od popelu ze dřeva, který obsahoval v jednom případě 71,2 mg/kg a ve druhém 71,1 mg/kg draslíku. Fosforu obsahoval popel ze slámy ve formě  $P_2O_5$  82,6 mg/kg, zatímco popel ze dřeva ho obsahoval 49 mg/kg a ve druhém případě 23,2 mg/kg. Zároveň upozorňuje, že popel ze slámy byl silně alkalický s minimálním obsahem dusíku, který odchází při spalovacím procesu ve formě oxidu dusíku.

Váňa (2010) poukazuje na používání popelu coby hnojiva už v dávné minulosti, kdy se běžně používalo tzv. žďáření, tedy vypálení části lesa a následné zapravení popele do půdy. Ochecová a kol. (2012a) upozorňují, že ačkoliv popel vzniklý spalováním biomasy obsahuje mnoho cenných minerálních látek, tak v České republice bývá spíše nevyužitý. Uvádí, že v České republice se biomasa spaluje především za účelem výroby tepla a teplé vody a v poslední době i pro výrobu energie. Hlavní zdroje biomasy pro tyto účely jsou směsná dřevní štěpka, piliny, kůra, obilná a řepková sláma a další zdroje jako například rychle rostoucí dřeviny a šťovík. Biederman (2005) tvrdí, že dřevo obsahuje relativně malé množství popelu na rozdíl od kůry, slámy, trávy či obilí, které popelu obsahují výrazně více. Ochecová a kol. (2011) také uvádějí nezanedbatelný vliv popelu na zlepšení půdní struktury, aeraci, vodní kapacitu a kationovou výměnnou kapacitu.

Vyhláška č. 131/2014 Sb. udává, že maximální aplikační dávka popelu ze samostatného spalování biomasy jsou 2 tuny hnojiva na hektar za 3 roky. V témže roce nesmí dojít k souběhu používání popelu ze samostatného spalování biomasy s používáním upravených kalů nebo sedimentů.

Naylor a Schmidt (1989) se zabývali prospěšností popela při pěstování vojtěšky. Aplikoval popel ze dřeva s obsahem 12,8 % Ca, 0,81 % Mg, 1,66 % K a 0,33% P. Tvrdí, že prokazatelně došlo ke zvýšení pH půdy po dobu nejméně 2 let. Stejně tak došlo k prokazatelnému zvýšení draslíku a fosforu ve využitelných formách pro rostliny. Došlo i ke zvýšení kvality sena z vojtěšky a semen. Upozorňuje, že minimální dávka popela musí být 12 mg/ha.

Tlustoš a kol. (2014b) provedli pokus s aplikací popele s jíllem vytrvalým. Po přidání 100 g popele 0,5 g dusíku na nádobu ve formě  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  na 5 l zeminy se obsah přístupných živin v půdě změnil ve srovnání s kontrolní variantou u draslíku z 93 mg/kg na 4476 mg/kg, vápníku z 1019 mg/kg na 24370 mg/kg, hořčíku ze 120 mg/kg na 3172 mg/kg, fosforu z 88 na 105 mg/kg a síry z 12 na 3165 mg/kg.

Tlustoš a kol. (2014b) také srovnali obsah živin v jílku vytrvalém za 4 seče. I zde je vidět, že došlo k nárůstu makroživin přidáním popelu oproti kontrolním variantám. Avšak nárůst makroživin v rostlině samozřejmě nebyl v takovém množství, jako v případě zemin. Hořčík se v pokusu v obsahu hořčíku oproti kontrolní variantě změnil minimálně. Příjem vápníku se dokonce snížil po přidání popelu. Naopak nejvýraznější nárůst byl zaznamenán v případě síry. Srovnání všech makroživin je vidět v tabulce 4 t.

Tabulka 4: Průměrný obsah živin v jílku vytrvalém (Tlustoš a kol., 2014b)

Mg/kg	Draslík	Vápník	Hořčík	Fosfor	Síra
Kontrolní varianta	32777	6213	2323	2588	3069
Přidání 100 g popele	37577	5963	2335	2744	5525

#### 3.1.3.1.2 Rizikové prvky v popelu

Popel obsahuje podle Váni (2008) nejen nebezpečné látky ve formě zkoncentrovaných těžkých rizikových prvků, ale i nebezpečné koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků. To potvrzuje i Ohecová (2013), která dodává, že emise vyšších organických látek právě včetně polycyklických aromatických uhlovodíků mohou být emitovány přímo, nebo jsou emitovány jako produkty termické konverze paliva.

Vyhláška č. 131/2014 Sb. popisuje popel jako hnojivo patřící do skupiny hnojiv minerálních vápenatých a hořečnatovápenatých. Limitní hodnoty v tomto typu hnojiva jsou popsány v tabulce níže. (Tabulka 5)

Tabulka 5: Limitní hodnoty rizikových prvků v popelech dle vyhlášky 131/2014 Sb.

<b>Limitní hodnoty rizikových prvků v popelech ze samostatného spalování biomasy dle vyhlášky č. 131/2014 Sb. (mg/kg)</b>					
<b>Kadmium</b>	<b>Olovo</b>	<b>Rtuť</b>	<b>Arzen</b>	<b>Chrom</b>	<b>PAU</b>
5	50	0,5	20	50	20

Váňa (2010) upozorňuje, že při spalování biomasy dochází nejen ke zvyšování koncentrace rostlinných živin a mikroelementů v popelu, ale také rizikových prvků. V rostlinném popelu se nachází především arzen, kadmium, chrom a olovo. V popelech může být i nadlimitní výskyt polyaromatických uhlovodíků, které mohou narušit biologický život v půdě. Uvádí, že v popelu z českých biokotelen a bioelektráren se nachází 0,4 - 16,5 mg arzenu, 2,0 - 274 mg chromu, 0,5 - 41,7 mg kadmia a 2,5 - 534 mg olova na kg sušiny.

Váňa (2010) uvádí, že popílky z filtrů mají vyšší koncentraci PAU a kadmia a také vykazují vyšší hodnoty vyluhovatelnosti ve srovnání s roštovým popelem. Pokud má popel tmavě hnědou barvu tak to znamená, že došlo k nedokonalému spalování. U takovýchto popelů pak může být vyšší obsah organických látek než 5 % a obsah PAU může dosahovat až 150 mg/kg. Přitom nejnižší obsah cizorodých látek byl zjištěn v popelech spalovacích zařízení s výkonem vyšším než 500 kW. Vyšší obsah kadmia a zinku v úletovém popelu na rozdíl od roštového potvrzují i Biedermann a Obernberger (2005). Vysvětlují to odpařením, následnou kondenzací a navázáním těkavějších kovů (jako např. Zn a Cd).

Obsah toxických kovů v popelu z biomasy souvisí i s druhem rostliny, která byla spálena. Mezi rostliny, které mají schopnost akumulovat toxické kovy biomasy, se řadí např. šťovík, konopí či vrba. Stejně tak obsah těžkých prvků souvisí i s prostředím, ve kterém rostlina roste. Rostliny rostoucí v půdě, která je kontaminována či v emisních podmínkách, obsahují více toxických látek. Je například statisticky dokázáno, že popele z dřevin rostoucích podél komunikací obsahují více toxických prvků v porovnání s popely z dřevin rostoucích v lese. Nejvyšší obsah toxických prvků byl zjištěn v popelu ze spalování dřevěných obalů a dřevních odpadů. (Váňa, 2010) To potvrzují i Obernberger et al. (1997), kteří dle svého

výzkumu ověřili, že popel ze spalování slámy a obilí obsahuje výrazně nižší množství těžkých kovů než popel ze dřeva. Ke stejnému výsledku došli i Tlustoš a kol. (2014b), kdy při porovnání analýz popelu ze dřeva a ze slámy dospěli k závěru, že popel ze dřeva obsahuje výrazně více arzenu, kadmia, chromu, mědi, niklu, olova a zinku.

### **3.2 Rizikové prvky**

Balík a kol. (2004) uvádějí, že rizikové prvky jsou nejdéle známými toxickými látkami, které se v ekosystémech pohybují různými cestami svých biogeochemických cyklů. Ze svých cyklů mohou vystupovat a hromadit se například v půdě či v živých organismech. Jejich mobilita v prostředí je ovlivněna především rozpustností daných prvků ve vodě a v kyselinách a koncentrací samotného prvku. Trakal (2009) doplňuje, že další fyzikálně chemické parametry půdy ovlivňující mobilitu těžkých kovů jsou: redox potenciál, kationová výměnná kapacita, kvalita a kvantita organického materiálu, množství jílové komponenty, minerální složení mateční horniny, půdní vlhkost, provzdušnění půdy a mikrobiální aktivita. Balík a kol. (2004) tvrdí, že vzhledem k tomu že rizikové prvky nedegradují, dochází k jejich neustálé kumulaci v prostředí a to jak z přirozeného uvolňování ze zemské kůry, tak následkem činnosti člověka.

Trakal (2009) uvádí, že při vstupu do půdy mohou těžké kovy reagovat s různými látkami a vytvářet tak sloučeniny nerozpustné i rozpustné, organické či anorganické povahy. Primárně jsou těžké kovy vázány na organickou složku půdy, na hydratované oxidy železa a manganu a dále v reziduální frakci.

Zárubová (2011) uvádí, že na území České republiky je několik oblastí, kde se vyskytuje zvýšený obsah rizikových prvků v půdě a hrozí zde reálné riziko kontaminace zemědělské produkce a vstupu rizikových prvků do potravního řetězce. Jako jedno z takto postižených míst uvádí i Příbramsko. Půdy zde byly kontaminovány hlavně atmosférickou depozicí, vznikající při zpracování olovených rud. Tyto půdy mají nadlimitní obsahy arzenu, olova, kadmia a zinku.

Kašparová a kol. (2009) používají dělení rizikových prvků dle US Environmental Protection Agency na zvláště nebezpečné polutanty v životním prostředí (Cd, Cu, Pb, Hg, Ni a Zn) a na rizikové prvky, které bývají často sledovány v prachových částicích (As, Se, Sn, Mn, V, Tl, Co, Cr, Sb nebo skupina platinových kovů)



### 3.2.1 Olovo

Adriano (2001) představuje olovo jako jeden z neesenciálních prvků, který může vyvolat toxicitu u rostlin, lidí, zvířat i mikroorganismů. K rozšíření tohoto těžkého kovu došlo v důsledku jeho širokého využití. Kontaminace olovem je nejvíce antropogenního původu. Jedná se především o činnosti jako těžba a tavení, spalování benzínu obsahujícího antidetonální přísady jako tetraethyl olovo či tetramethyl olovo, dále používání olova v nátěrových hmotách a ve výbušninách, používání některých hnojiv či pesticidů s obsahem olova či výroba olovených nábojů. Balík a kol. (2004) uvádějí, že olovo může být stejně jako ostatní rizikové prvky obsaženo v hnojivech. V dusíkatých hnojivech dokonce 2 - 1450 ppm v sušině. Jeho obsah je vysoký i v chlévské mrvě, kde jeho maximální koncentrace může dosahovat hodnot 10,4 mg / kg sušiny.

Kabata-Pendias a Pendias (2001) uvádějí, že olovo je jedním z nejméně mobilních prvků ze skupiny těžkých kovů. V litosféře se vyskytuje především ve formě  $Pb^{2+}$ , ale je znám i ve formě  $Pb^{4+}$ , která tvoří i několik minerálů.

Olovo je však pro rostliny velmi málo přístupné mimo jiné díky své malé rozpustnosti. Mnoho studií dokázalo, že olovo zůstává uloženo v kořenech rostliny a dále se prakticky nedostává do nadzemní části rostliny. Uvnitř kořene je navázána většina olova na iontová výměnná místa v buněčných stěnách a následně se srazí ve formě fosfátů a karbonátů v extracelulárním prostoru v kořenu (Blaylock a Huang, 2000). Trakal (2009) doplňuje, že akumulace olova rostlinami je velmi nízká vzhledem k tomu, že olovo ochotně v rhizosféře tvoří nerozpustné sulfáty, čímž snižuje příjem a transport do rostlin.

Dle Stille et al. (2011) se olovo, které se do půdy dostává především z vnějšího prostředí, v půdě váže na organický materiál, který se nachází blízko povrchu. Hluběji v půdě se navazuje na fosfátové minerály a oxidy železa. Olovo, které se dostává do půdy přes atmosféru a není absorbováno, se dále dostává do podzemní vody.

Huang et al. (1997) jako jeden ze způsobů odstranění olova z půdy uvádějí fytoextrakci. Výpočty však ukazují, že aby se tato metoda stala ekonomicky výhodnou, je třeba k ní využívat rostliny s vysokou schopností tvoření biomasy, které jsou schopny akumulovat více než 1 % olova ve svých výhoncích.

Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. může být obsah olova v půdách náležících do zemědělského půdního fondu výluhem 2M  $HNO_3$  v lehkých půdách 50 mg/kg a v ostatních půdách 70 mg/kg a výluhem lučavky královské v lehkých 100 mg/kg a v ostatních půdách 140 mg/kg.

### 3.2.2 Kadmium

Adriano (2001) uvádí, že kadmium je neesenciální prvek ve výživě rostlin. Nejčastěji vyskytující se sloučeninou kadmia v přírodě je sulfid kadmatný. Kadmium také často tvoří hydroxidy a komplexní ionty spolu s amoniakem a hydroxidem. Tvoří také mnoho organických aminů, komplexů se sírou či chlorem a chelátů. Lux et al. (2011) upřesňují, že kadmium se do rostlin dostává z půdního roztoku. Odtud prochází přes kořen symplastickou či apoplastickou cestou před vstupem do xylému a dále je transportován do výhonku. Lošák a Hlušek (2004) uvádějí, že obsah kadmia v ČR se pohybuje v rozmezí 0,2 - 1,5 mg/kg, Největší význam pro rostliny má přitom vodorozpustná a výměnná forma kadmia.

Lux et al. (2011) uvádějí, že pro většinu rostlin je toxická koncentrace kadmia v listu 5 – 10 mg/kg sušiny. Proto rostliny vyvinuly mechanismy k zabránění transportu kadmia do výhonku. Pohyb kadmia symplastickou cestou je omezován produkcí fytochelatinů a uvolněním kadmiových chelátů do vakuol. Transport kadmia do xylému apoplastickou cestou může být omezen rozvojem exodermis, endodermis a dalších extracelulárních bariér. Zvětšováním povrchu rhizosféry roste koncentrace a akumulace kadmia, obzvláště v kořenech rostliny. Přítomnost kadmia v rhizosféře zpomaluje růst kořene a má vliv na anatomii kořene. Kirkham (2006) uvádí, že nejdůležitějším faktorem pro příjem kadmia rostlinou je pH půdy. S klesajícím pH se zvyšuje příjem kadmia. Zároveň uvádí, že běžná koncentrace kadmia v rostlinách je menší než 0,1 mg/kg.

Balík a kol. (2004) uvádějí, že kadmium může být stejně jako ostatní rizikové prvky obsaženo v hnojivech. V dusíkatých hnojivech je v koncentraci 0,05 - 8,5 ppm v sušině. Jeho obsah je vysoký v chlévské mrvě, kde jeho maximální koncentrace může dosahovat hodnot 0,38 mg/kg sušiny.

Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. může být obsah kadmia v půdách náležejících do zemědělského půdního fondu výluhem 2M HNO<sub>3</sub> v lehkých půdách 0,4 mg/kg a v ostatních půdách 1,0 mg/kg a výluhem lučavky královské v lehkých půdách 0,4 mg/kg a v ostatních půdách 1,0 mg/kg.

### 3.2.3 Chrom

Richtrová a kol. (2004) uvádějí, že chrom je jedním ze sledovaných rizikových prvků. V životním prostředí se vyskytuje v různých oxidačních stupních, ale nejčastěji v trojmocném a šestimocném. Trojmocný chrom je pro člověka nepostradatelný, neboť napomáhá metabolismu glukózy. Šestimocný chrom je však naopak pro člověka toxický a karcinogenní.

Do prostředí se dostává tato toxická forma chromu především z hutnických provozů, z koželužen, z použití při konzervování dřeva či při spalování fosilních paliv.

Shanker et al. (2005) uvádí, že rostliny pravděpodobně nemají pro chrom vyvinutou speciální cestu pro jeho příjem. Proto chrom používá stejné cesty jako pro příjem síry či železa. Toxické účinky chromu se projevují především na růstu a vývoji rostliny. Jedná se o změny v procesu klíčení, při růstu kořenů, stonků a listů. Chrom může mít i škodlivé vlivy na fyziologické procesy v rostlině, jako například fotosyntéza či minerální výživa.

Balík a kol. (2004) uvádějí, že chrom může být stejně jako ostatní rizikové prvky obsažen v hnojivech. V dusíkatých hnojivech v množství 3 - 19 ppm v sušině. Jeho obsah je vysoký v chlévské mrvě, kde jeho maximální koncentrace může dosahovat hodnot 27,6 mg/kg sušiny.

Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. může být obsah chromu v půdách náležejících do zemědělského půdního fondu výluhem 2M HNO<sub>3</sub> v lehkých i ostatních půdách 40 mg/kg a výluhem lučavky královské v lehkých půdách 100 mg/kg a v ostatních půdách 200 mg/kg.

#### **3.2.4 Arzen**

Meharg a Hartley-Whitaker (2002) tvrdí, že výskyt arzenu v životním prostředí je spojen s jinými prvky - Au, Ag, Cu a především Sn, protože těžba a zpracování těchto prvků vedla k rozsáhlému znečištění arzenem v hornických regionech po celém světě. Dále došlo ke kontaminaci arzenem prostřednictvím používání pesticidů, nejčastěji herbicidů a insekticidů při ochraně bavlníku, rýže a ovocných sadů. Arzen se v životním prostředí vyskytuje ve formě organické i anorganické. Anorganické formy arzenu dostupné rostlinám v půdním roztoku jsou arzeničnan a arzenitan.

Száková a kol. (2007) uvádějí, že běžná hladina arzenu v půdě je 0,01 – 1 mg/kg a fytotoxicky působí 3 - 10 mg/kg. Na toxické účinky arzenu jsou ze zemědělských plodin nejnáchylnější luštěniny. Fytotoxicita se projevuje plazmolýzou pletiv kořenů a žloutnutím listů, které končí až nekrózou špiček a okrajů listů. Arzen také způsobuje snížení příjmu některých mikroprvků (B, Cu, Mn, Zn). Mobilita arzenu v půdě je v porovnání s ostatními prvky nízká.

Balík a kol. (2008) uvádějí, že na půdách, které jsou kontaminované arzenem je často potlačen rozvoj kořenů. Proto má zde významný vliv mikrobiální aktivita půdy. Mikroby mají značný vliv na ovlivňování oxido - redukčních procesů arzenu v půdě, sedimentech či čistírenských kalech. To potvrzují i Száková a kol. (2007) se zjištěním, že půdní bakterie mají

schopnost redukovat arzeničnany na arsenitany a dále tyto sloučeniny methylovat na dimethylarsan.

Lombi et al. (2000) upozorňují, že aplikování fosforečných hnojiv ovlivňuje mobilitu arsenu v půdě. Přidání fosforu může vést jak ke zvýšení pohyblivosti arsenu v půdě, tak až k antagonistickému účinku mezi arsenem a fosforem při příjmu rostlinami. Je to způsobeno biogeochemickou podobností těchto prvků. To potvrzuje Soudek a kol. (2006), kteří upřesňují, že fosfátový ion má zcela zásadní postavení ve vzájemném působení anion-arsen vzhledem ke své podobnosti s arsenem. Předpokládá se, že arzeničnan je přijímán právě přes fosfátový systém a může následně interagovat s fosfátovou výživou. V hydroponických experimentech přidavek fosforu způsobuje snížení příjmu arsenu a to má za následek zmírnění projevů fytoxicity.

Balík a kol. (2004) uvádějí, že arzen může být stejně jako ostatní rizikové prvky obsažen v hnojivech. V dusíkatých hnojivech v hodnotách mezi 2 - 120 ppm v sušině. Jeho obsah je vysoký i v chlévské mrvě, kde jeho maximální koncentrace může dosahovat hodnot 3,74 mg/kg sušiny.

Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. může být obsah arsenu v půdách náležejících do zemědělského půdního fondu výluhem 2M HNO<sub>3</sub> v lehkých i ostatních půdách 4,5 mg/kg a výluhem lučavky královské v lehkých i ostatních půdách 30 mg/kg.

### **3.2.5 Měď**

Nuhoglu a Oguz (2003) udávají jako nejčastější zdroje mědi v životním prostředí, především průmyslové odpadní vody z čištění kovů a pokovovacích koupelí, výrobu papíru, průmyslových hnojiv apod. Vzhledem k velkému využití tohoto prvku je mnoho potenciálních zdrojů znečištění. Navíc se tento prvek hromadí v povrchových vodách. Měď je v zemědělství mikronutrientem, avšak je vysoce toxických již při malých koncentracích pro vodní organismy.

Vaněk a kol (2004) popisují měď v rostlinách jako málo pohyblivý mikroprvek z důvodů vysoké afinity k peptidům, thiolovým, karboxylovým a fenolovým skupinám a proto největší obsah mědi bývá lokalizován v kořenech rostliny a ani při vysokém obsahu mědi v půdě se tento prvek nadměrně nekumuluje v nadzemních částech rostlin

Vaněk a kol. (2004) vyjmenovávají 6 obranných mechanismů rostlin ke zvýšení tolerance vůči mědi a to: vazba v bláně buněčné, omezení průchodu membránou, aktivní výdej z cytoplasmy, uložení ve vakuole a chelatizace v membráně či cytoplasmě.

Měď může být stejně jako i další prvky obsažena v chlévském hnoji, kde dosahuje průměrné hodnoty 24,6 mg/kg sušiny. (Balík 2004)

Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. může být obsah olova v půdách náležících do zemědělského půdního fondu výluhem 2M HNO<sub>3</sub> v lehkých půdách 30 mg/kg i ostatních půdách 50 mg/kg a výluhem lučavky královské v lehkých 60 mg/kg a v ostatních půdách 100 mg/kg.

### **3.2.6 Zinek**

Vaněk a kol. (2004) uvádějí, že zinek je prvek naprosto nezbytný pro živočichy i rostliny, ale je rizikovým prvkem v životním prostředí. Při vyšších koncentracích prvku však působí na rostliny nepříznivě a působí fyto toxicky. Czeslawa a Jacek (2004) dodávají, že zinek patří do skupiny mobilnějších kovů a spojuje se s organickou hmotou.

Intiaz et al. (2003) ve svých pokusech zjistili, že aplikace zinku má nepříznivé účinky na obsah železa v rostlině. Rostliny, které měly nedostatek zinku měly zároveň vyšší hodnoty železa ve výhoncích než rostliny, které měly dostatek zinku. Stejný efekt má zinek i na příjem manganu a mědi. Kašparová a kol. (2009) uvádějí, že koncentrace zinku v listovém pletivu je při hodnotách 26 - 150 mg/kg normální.

Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. může být obsah zinku v půdách náležících do zemědělského půdního fondu výluhem 2M HNO<sub>3</sub> v lehkých půdách 50 mg/kg i ostatních půdách 100 mg / kg a výluhem lučavky královské v lehkých 130 mg/kg a v ostatních půdách 200 mg/kg. Balík (2004) uvádí, že zinek se může v chlévské mrvě vyskytovat v koncentraci průměrně 178 mg/kg sušiny.

### **3.2.7 Odstranění těžkých kovů fyto remediací**

Časová a kol. (2004) popisují fyto remediaci jako jednu z perspektivních metod pro dekontaminaci půd znečištěných těžkými kovy. Jde o metodu založenou na schopnosti rostlin regulovat mobilitu těžkých kovů či je hromadit v nadzemní biomase, kterou lze snadno sklídit. Fischerová (2004) dodává, že u rostlin, které se vyskytují v prostředí bohatém na těžké kovy se nejvíce kovů hromadí v kořenech, dále v listech, stoncích, plodech a zásobních orgánech rostliny. Nejméně jsou tyto prvky ukládány v semenech.

Soudek a kol. (2008) dělí fytořemediaci na několik druhů a to:

- Fytořegradaci – proces, kdy dochází k absorpci, přeměně a odbourání kontaminantu uvnitř rostliny. Lze sem i zařadit procesy, které snižují toxickou látku v důsledku uvolňování enzymatických metabolitů rostliny do půdy. Tato metoda je používána hlavně pro organické polutanty a je třeba zajistit, aby nedošlo k přeměně polutantů na metabolity toxičtější, než je samotná látka.
- Rhizodegradace - metoda postavena na základě zvýšení množství půdních mikroorganismů pomocí kořenového systému vysazených rostlin.
- Fytořtabilizace - metoda využívá rostliny k imobilizaci vodních a půdních mikroorganismů. Je závislá na chemických, biologických a fyzikálních vlastnostech půdy. Kořenový způsob rostliny snižuje možnost vymývání kontaminantu z půdy, také se uplatňuje schopnost huminových látek vázat kontaminant v půdě. Další výhodou této metody je zároveň zabránění vodní a větrné eroze půdy, což eliminuje rozptýl kontaminace na povrchu.
- Fytoakumulace - kontaminant je přijat kořeny a následně akumulován v nadzemní části rostliny. Ta je poté sklizena a je s ní nakládáno jako s odpadem. Nutností pro dobré fungování je použití rostlin hyperakumulátorů. Tato metoda je využívána s úspěchem pro sanaci těžkých kovů, polokovů (As, Se), radionuklidů a nekovů, avšak nehodí se pro řemediaci organických látek.
- Rhizofiltrace - používá se při odstranění kontaminantů z povrchových, splaškových nebo vyčerpaných podzemních vod pomocí kořenového systému rostlin, kdy se kontaminant zachytí na kořenovém systému nebo k absorpci přímo v kořenech.
- Fytořvolatilizace - metoda založená na příjmu kontaminantu kořenovým systémem rostliny a následnému vytěkání této původně netěkavé látky. Metoda je vhodná spíše pro organické polutanty.

Tlustoš (2004) upozorňuje, že významnou roli při fytořemediacích hrají hyperakumulátory, což jsou rostliny, které mají vysokou schopnost hromadit rizikové látky. Uvádí, že hyperakumulační limit pro kadmium je stanoven na 100 mg/kg a u olova 1000 mg/kg sušiny. Časová a kol. (2004) doplňují, že hyperakumulátory mají vyvinuté zvláštní mechanismy k detoxikaci těžkých kovů. Jako jeden z nich uvádí například produkci metalothioneinů, které jsou schopny vázat kationty kovů, čímž váží kovy do formy netoxické. Nevýhodou těchto rostlin však je nízká produkce biomasy. Jednou z možností zvýšení

efektivity hyperakumulátorů je přenos hyperakumulačních schopností do rostlin rychlerostoucích za pomoci genového inženýrství. To potvrzuje Marques et al. (2009), kteří tvrdí, že zvýšení účinnosti fytořemediace lze zlepšit pomocí mikroflóry v rhizosféře či použitím genetického inženýrství.

Fischerová (2004) upozorňuje na fakt, že při nádobových pokusech rostliny obsahují většinou vyšší obsahy přijatých těžkých kovů než rostliny, které jsou pěstované v polních podmínkách. V případě polních podmínek je třeba počítat s účinkem přibližně o 20 % nižším, než ukazují výsledky v nádobovém pokusu.

Fišer (2014) jako jeden z mechanismů, snižujících rozpustnost iontů těžkých kovů jmenuje použití mikroorganismů. Mechanismy, jako je například uvolňování chelatujících látek, okyselování zeminy nebo změna redoxního potenciálu. Rhizosférní mikroorganismy jsou schopné svou činností měnit biologickou dostupnost rizikových prvků

Jako příklad uvádí převedení šestimocného chromu do jeho méně toxické podoby trojmocného chromu. Tuto reakci je schopno provádět mnoho heterotrofních organismů v aerobních i anaerobních podmínkách. Bakterii *Pseudomonas maltophilia* je schopna převést chrom právě do jeho netoxické a nerozpustné formy trojmocného chromu a navíc minimalizuje pohyblivost dalších toxických iontů jako například  $Hg^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  a  $Cd^{2+}$ .

### **3.3 Konopí seté**

Konopí seté (*Cannabis sativa* L.) je rostlina s dlouholetou tradicí v České republice. Má široké využití od energetických účelů až po rekultivační schopnosti. Zároveň jde o rostlinu, která má schopnost akumulovat v sobě těžké kovy.

#### **3.3.1 Popis rostliny**

Honzík (2012) popisuje konopí seté (*Cannabis sativa* L.) jako cizosprašný nepůvodní druh, který byl do České republiky zavlečen z Ukrajiny a zplaněl v našich nejteplejších oblastech. Konopí je dvoudomá nebo jednodomá rostlina z čeledi konopovité (*Cannabaceae*). Vegetační doba je minimálně 100 dní s maximálním růstem v červnu a červenci. Rostlina kvete v srpnu. Samčí rostliny se odlišují tím, že jsou vyšší a štíhlejší se světlejšími listy a šedozeleným vrcholem. Dozrávají dříve než samičí rostliny. Konopí má křovitý kořen, který roste do hloubky 30 – 40 cm, na hlubokých půdách však až do 2 m. Stonek dorůstá průměrně délky 2 m, v prvních fázích růstu je měkký, dužnatý a později

začíná odspodu dřevnatět. Listy jsou střídavé, dlanité, tři až třináctičetné a s krátkými stopkami. Plodem je vejčitá jednosemenná nažka. Konopí je cizosprašné.

Dle zákona č. 167/1998 Sb je České republice zakázáno pěstovat druhy a odrůdy konopí (rod *Cannabis*), které obsahují více než 0,3 % látek ze skupiny tetrahydrokanabinolů. Dle tohoto zákona také platí při pěstování konopí ohlašovací povinnost, podle které osoby, které pěstují mák setý či konopí na celkové ploše přesahující 100 m<sup>2</sup> jsou povinny předat hlášení místně příslušnému celnímu orgánu dle místa pěstování konopí.

### 3.3.2 Využití rostliny

Tošovská (2002) označuje konopí seté za nejvýnosnější plodinu obsahující vlákenný materiál, kterou lze v Evropě pěstovat. Jako využití rostliny uvádí především textilní využití vláken. Dále uvádí výrobu papíru z konopí, oleje lisovaného ze semen a pokrutin jako výživného krmiva. Neopomenutelný je také užitek z konopí ve stavebnictví spojený s výrobou desek jako konstrukčního materiálu. Konopí seté má také velký význam jako energetická plodina, protože je schopné na stejné ploše vyprodukovat až trojnásobek dřevní hmoty, navíc s nižšími náklady na ošetřování porostu. U konopí je možné využít i odpadový materiál či listy k výrobě přírodních lepidel či dusíkatých organických hnojiv.

Široká (2008a) ještě doplňuje ekologický význam pěstování konopí, které potlačuje růst plevelů, má rekultivační a protierozní schopnosti a je schopno odčerpávat z půdy rezidua, jedovaté látky a těžké kovy.

#### 3.3.2.1 Použití v energetice

Petríková (2009) uvádí, že jednou z nejvýznamnějších plodin používanou v bioplynových stanicích je kukuřice. Avšak vzhledem k tomu, že se seje do širokých řádků, hrozí tak na půdě s jejím porostem vodní eroze. V tomto ohledu mají z důvodu omezení eroze význam plodiny, které hned z jara vytváří zapojený porost. V České republice se v dnešní době k tomuto účelu používají traviny. Je však následně problém se zpracováním trávy, která se pak stává spíše odpadem.

Široká (2008a) uvádí, že pro domácnosti jsou významné především pelety a brikety z konopí, které se dají použít do zplyňovacích kotlů na biomasu, krbových kamen a krbů. Jsou lisovány z pazdeří a pokrutin za pomoci vysokého tlaku. Výhřevnost takového paliva je 16 - 18 MJ/kg. Díky obsahu celulózy a hemicelulózy ve dřeni stonku a semene lze rostlinu přeměnit na biopaliva 2. generace a to metan, metanol a etanol.



Prade et al. (2011) uvádějí pokus v chladných klimatických podmínkách, kdy byla výtěžnost bioplynu z konopí srovnatelná s výtěžností kukuřice a cukrové řepy a v případě vojtěšky a jetele dokonce o 24 a 14 % vyšší (záleželo na době sklizně). V případě použití konopí jako tuhého paliva byla získaná energie o 120 % než u pšeničné slámy či chrastice rákosovité. Konopí se tedy ukázalo jako vhodná energetická plodina i v chladném klimatickém podnebí.

### 3.3.2.2 Použití konopí k fytořemediaci

Meagher (2000) popisuje fytořemediaci jako metodu využití rostlin k extrakci, izolaci a dokonce i detoxikaci škodlivin. Poukazuje na to, že rostliny mají mnoho genetických, biochemických a fyziologických vlastností, které z nich dělají ideální řešení pro sanace půdy i vody. Bona et al. (2007) poukazují na schopnost konopí setého absorbovat a akumulovat těžké kovy, a to především v kořenech a výhoncích.

Linger et al. (2002) provedli pokus s konopím jako rostlinou určenou k dekontaminaci půdy znečištěné těžkými kovy. Pomocí metody atomové absorpční spektroskopie stanovili obsah těžkých kovů v semenech, listech, vláknech a pazdeřích. Ve všech čtyřech případech bylo ve vzorku nejvíce obsaženo niklu, dále olova a nejméně kadmia. Nejvyšší koncentrace kadmia byla zaznamenána v listech rostliny.

Citterio et al. (2003) učinili pokus s konopím, kdy rostlinu pěstovali ve dvou půdách s různým obsahem kadmia, niklu a chromu. Po dobu dvou měsíců (od vyklíčení rostliny až po její zralost) nepozorovali žádnou změnu v růstu či morfologii rostliny. *Cannabis sativa* L. byla pěstována ve dvou půdách, které obsahovaly 27, 74, 126 a 82, 115, 139  $\mu\text{g/g}$  půdy Cd, Ni a Cr. Obsah kadmia v rostlině byl v prvním vzorku 14  $\mu\text{g/g}$  a ve druhém vzorku 66  $\mu\text{g/g}$ . Upozorňují však, že i když nejde o zanedbatelnou akomodaci kadmia, tak ve srovnání s rostlinou peníze modravý (*Thlaspi caerulescens*) jde pořád o stonásobně nižší akumulaci. Stejně tak nahromaděný nikl byl ve srovnání s rostlinou tařice zední (*Allysum murale*), která je ideální rostlinou pro prostředí kontaminované niklem, menší. Akumulace chromu pak byla dokonce zanedbatelná.

Navzdory těmto rostlinám má však konopí přesto výhodu v jeho nenáročnosti na podmínky pěstování a také v hlubokém kořenovém systému, kterým je schopno vstřebat těžké kovy z hlubších vrstev půdy. Při výzkumu byla prokázána vysoká schopnost konopí reagovat

na těžké kovy zvýšením fytochelatinů v rostlině, což značí schopnost konopí zabránit poškození buněk aktivací různých mechanismů.

Citterio et al. (2005) však ve svém výzkumu dokazují, že jde ovlivnit místo ukládání těžkých kovů, konkrétně niklu, kadmia a chromu, v rostlině. Ve svém pokusu naočkovali konopí mykorhizní houbou *Glomus mosseae*. Koncentrace akumulovaných těžkých kovů se mezi naočkovaným a nenačkovaným konopím nelišila, kromě niklu, kterého rostliny konopí nashromáždily více u naočkovaných rostlin ve stoncích a listech pěstovaných v půdě kontaminované těžkými kovy. Rozložení rizikových prvků také souviselo s množstvím niklu, kadmia a chromu v půdě. Největší část chromu a niklu se u uměle nekontaminované půdy vyskytovala ve výhoncích rostliny bez souvislosti s tím, zda byla rostlina očkována či ne. Naopak rostliny, které byly pěstovány v uměle kontaminované půdě nahromadily nejvíce těžkých kovů v kořenovém systému. V uměle kontaminované půdě navíc mykorhiza houbou zvýšila přesunutí těžkých kovů z kořene do výhonků. Toto zvýšení akumulace pomocí *Glomus mosseae* je velmi významné vzhledem k faktu, že většina vysoce produkčních rostlin pěstovaných pro biomasu (stejně jako neočkované konopí) zadržuje většinu těžkých kovů právě v kořenech.

Soldatova a Khryanin (2010) upozorňují, že dle jejich výzkumu mají těžké kovy vliv na výsledné pohlaví rostliny. Při svém pokusu bylo *Cannabis sativa* L. pěstováno v kontrolním médiu a v médiích, které byly obohaceny solemi těžkých kovů. Při přidání soli  $\text{CuSO}_4$  a  $\text{ZnSO}_4$  byl výsledný počet samičích rostlin vyšší o čtvrtinu (25 – 28 %) na rozdíl od rostlin pěstovaných v kontrolním médiu. Naopak přidání  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  mělo za následek zvýšení počtu samčích rostlin o více než 30 %. Pravděpodobně je to následkem změny fytohormonální rovnováhy u médií s přidáním těžkých kovů. V těchto rostlinách byly změny v koncentracích zeatinu a kyseliny giberlinové, tedy se dá předpokládat, že právě tyto fytohormony ovlivňují výsledné pohlaví konopí.

### 3.3.3 Pěstování konopí

Šmirous (2002) uvádí, že konopí vyžaduje hlinité až hlinitopísčité a dostatečně hluboké půdy s dobrou zásobou živin (především dusíku a draslíku). Naopak se mu nedaří na půdách štěrkovitých a kamenitých. Rostlinu lze pěstovat ve výrobních oblastech kukuřičných, řepářských a bramborářských, většinou do 450 m n. m. V polních podmínkách lze pěstovat po obilninách a dvouděložných rostlinách. Avšak zvláště vhodné předplodiny jsou okopaniny, motýlokvěté rostliny a luskoviny. Široká (2008b) doplňuje, že konopí vyžaduje spíše teplejší oblasti a úrodnější půdy. Potvrzuje, že konopí vyžaduje hlinité až hlinitopísčité půdy zároveň

s nízkou spodní vodou, dobře vyhnojené a zásobené humusem s neutrální až zásaditou reakcí (nevhodné jsou kyselé půdy).

Šmirous (2002) dále doporučuje výsev do řádků 12 – 15 cm širokých do hloubky 3 cm dle oblasti a průběhu jara od 10. do 30. 4. Výše výsevku je závislá na užitkovém směru pěstování a cíleném produktu. Pro produkci semene činí výsevek 1 - 1,5 MKS/ha (hmotnost milionu semen na hektar), k energetickému využití je doporučený výsev 2 - 3 MKS/ha a pro cílový produkt stonků k produkci vlákna je to 3 - 5 MKS/ha. Konopí je zároveň vhodné zařadit do osevních postupů, kde je vhodný přerušovač mezi dvěma obilninami nebo k zařazení do osevních sledů, kde je vysoký podíl řepky ozimé. Tošovská (2002) zároveň dodává, že konopí je méně náchylné k poškození chorobami nebo škůdci a díky hustotě porostu není náchylné na zaplevelení.

Široká (2008b) uvádí, že sklizeň konopných stonků na vlákno se provádí v době, kdy samčí rostliny jsou v plném květu a rostlině začínají opadávat listy, většinou v půlce srpna. Průměrný výnos stonku je 6 - 7 t/ha, z toho 0,5 - 1,2 t tvoří vlákno a 1,5 - 4 t pazdeří. Semeno má výnos 0,7 - 1,4 t/ha.

### 3.3.3.1 Nároky na výživu při pěstování

Šmirous (2002) píše, že konopí vyžaduje snadno přístupné formy živin kvůli slabě vyvinutému kořenovému systému oproti mohutné nadzemní části. Zároveň je na kořenech mnohem více bakterií, rozkládajících organické dusíkaté látky, než u jiných rostlin. Kořen využívá produkty látkové výměny těchto bakterií a bakterie zas využívají organický dusík ke stavbě svého těla. Pomalý růst na začátku vývoje rostliny je způsoben právě odběrem dusíkatých sloučenin primárně těmito bakteriemi namísto rostliny.

Dusíkatá hnojiva mají vliv na rychlost růstu, štíhlost stonku a také napomáhají tvorbě vlákna. Tento poznatek byl potvrzen v pokusu, kdy při sníženém množství dusíku (20 kg/ha) byl zjištěn pomalejší růst rostlin konopí v porovnání s normální úrovní hnojení (80 kg/ha). Nadbytek dusíku snižuje u konopí výtěžnost dlouhého vlákna spolu s jeho kvalitou, konkrétně ohebnost a spřadatelnou technického vlákna. Konopí obvykle vyžaduje běžnou přípravu půdy s přihnojením 70 - 100 kg dusíku a 30 - 60 kg draslíku na hektar se zapravením. Při pěstování konopí na semeno je výhodné i přihnojení fosforem 30 - 60 kg/ha. Pate (1994) tvrdí, že konopí setému se nejvíce daří na narušených místech s vysokým obsahem dusíku, takže se stává trvalým plevelem na okrajích kultivovaných polí.

Široká (2008b) upozorňuje, že konopí vyžaduje velké množství živin. Doporučuje, aby půda byla dobře vyhnojena statkovými a průmyslovými hnojivy. Živiny potřebné k produkci konopí setého jsou uvedeny v tabulce níže (tabulka 6).

Tabulka 6: Potřeba živin na produkci konopí setého (Široká, 2008b)

<b>Potřeba živin na produkci konopí setého</b>	
<b>Jedné tuny suchých stonků</b>	<b>Jedné tuny semene</b>
19 kg N	64 kg N
5 kg P	17 kg P
12 kg K	42 kg K
15 kg CaO	52 kg CaO

## 4 Materiál a metody

### 4.1 Založení vegetačního pokusu

Experiment byl prováděn v roce 2013 v pokusných sklenicích KAVR FAPPZ ČZU v Praze jako nádobový pokus. Dne 14. 5. 2013 proběhl výsev rostliny konopí seté (*Cannabis sativa* L., odrůda „Carmagnola“) v množství 10 semen na nádobu. Rostliny konopí byly po vyklíčení redukovány na 5 nejsilnějších rostlin.

Pokusných nádob bylo 30 (10 variant po 3 opakováních) o objemu 5 l. Do každé bylo dáno 5 kg zeminy. V případě separátu a popelu byly tyto suroviny namíchány spolu se zeminou a do nich vyseta semena. Fugát byl aplikován postupně ve 4 dávkách až po vysetí rostlin. Zemina pocházela z pole z okolí Lhoty u Příbrami, okres Příbram, který je známý svou kontaminací těžkými kovy

### 4.2 Charakteristika a složení pěstebních zemin a jejich přihnojování

Základem substrátů byla zemina z okolí Příbramska s obsahem 84,3 % sušiny. Zemina byla míchána se zemědělskými odpady dle předem navrženého schématu. Všechny varianty byly provedeny ve 3 opakováních.

První varianta byla kontrolní. Zemina byla přihnojena hnojivem NPK v dávkách 1 g dusíku, 0,5 g fosforu a 1,5 g draslíku. Druhá varianta byla připravena smícháním zeminy s 200 g čerstvého separátu a do třetí varianty bylo přidáno separátu 400 g na nádobu.

Čtvrtá a pátá varianta byla během pokusu přihnojována fugátem. Ve čtvrté variantě byly k zemině postupně přidány 4 dávky po 50 ml fugátu na nádobu, tedy dohromady 200 ml fugátu. V páté variantě byly aplikovány také 4 dávky fugátu po 100 ml na nádobu, tedy dohromady 400 ml na nádobu. Dávky byly k variantám aplikovány v termínech na začátku vegetace a to v datech – 1. 6., 8. 6., 15. 6. a 22. 6. 2014. Fugát byl aplikován na povrch zeminy.

Šestá varianta obsahovala zeminu smíchanou s 50 g popelu s přidáním 1 g dusíku a do sedmé varianty bylo přidáno 100 g popela na nádobu s přidáním 1 g dusíku.

V osmé a deváté variantě bylo přidáno stejné množství popelu jako v předchozích dvou variantách, ale k rostlině byl navíc aplikován bioefektor injekčně přímo ke kořenu. Konkrétně se jednalo o přípravek Proradix. Jde o přípravek s obsahem půdní bakterie *Pseudomonas* sp, který je vyráběný firmou Sourcin Padena GmbH & Co. KG, Tübingen

v Německu. Dle výrobce má přípravek zajišťovat vyšší odolnost vůči chorobám, kolonizovat kořeny a podporovat jejich růst. Do poslední varianty bylo přidáno 300 g separátu spolu s bioefektorem Proadix.

Tabulka 7: Schéma pokusu

Schéma pokusu		
Č. varianty	Označení nádob	Složení substrátu/hnojení na nádobu
1	1A, 1B, 1C	Kontrolní vzorek- zemina + NPK (1g N, 0,5 g P; 1,5 g K)
2	2A, 2B, 2C	Zemina + 200 g čerstvého separátu
3	3A, 3B, 3C	Zemina + 400 g čerstvého separátu
4	4A, 4B, 4C	Zemina + fugát (4 dávky po 50 ml)
5	5A, 5B, 5C	Zemina + fugát (4 dávky po 100 ml)
6	6A, 6B, 6C	Zemina + 50 g popelu + 1g N
7	7A, 7B, 7C	Zemina + 100 g popelu + 1g N
8	8A, 8B, 8C	Zemina + 50 g popelu + bioefektor
9	9A, 9B, 9C	Zemina + 100 g popelu + bioefektor
10	10A, 10B, 10C	Zemina + 200 g separátu + bioefektor

Separát a fugát jakožto vedlejší produkty bioplynové stanice pocházely ze stanice ZD Krásná Hora. Tato bioplynová stanice se nachází na Příbramsku, kde byla uvedena do provozu v roce 2008 s výkonem 526 kW. Vstupními surovinami jsou kejda, kukuřičná siláž a travní siláž.

Fugát použitý v tomto pokusu obsahoval 7,45 % sušiny a hodnota pH byla naměřena 9,5. Obsah rozpuštěných solí byl 4,0 mS/cm. Dusíku fugát obsahoval 2182 mg/kg, fosforu 856 mg/kg a draslíku 4384 mg/kg. Z fugátu byly měřeny jeho chemické vlastnosti čtyřikrát, a to vždy před jeho aplikací (viz tabulka 8). Průměrně fugát obsahoval 7,29 % sušiny a průměrná hodnota pH byla 9,23. Obsah amonného dusíku byl průměrně 2154 mg/kg, fosforu 11500 mg/kg a draslíku 58014 mg/kg.

Tabulka 8.: Základní chemické vlastnosti fugátu měřené při jeho aplikaci v suché hmotě

Základní chemické vlastnosti fugátu (aplikace ve 4 termínech během vegetace)					
	Sušina (%)	pH	NH <sup>4+</sup> (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)
1.aplikace	7,25	9,4	2182	11856	54384
2.aplikace	7,32	9,1	2097	11633	61822
3.aplikace	7,35	9,1	2216	11957	55710
4. aplikace	7,22	9,3	2119	10555	60139
<b>Průměr</b>	<b>7,29</b>	<b>9,23</b>	<b>2153,50</b>	<b>11500,25</b>	<b>58013,75</b>

Separát obsahoval 21,22 % sušiny a hodnota pH byla 8,2. Obsah rozpuštěných solí dosahoval 2,9 mS/cm. Obsah dusíku v separátu byl 1664 mg/kg, fosforu 1153 mg/kg a draslíku 2807 mg/kg.

Popel, který byl použitý v tomto pokusu, pocházel z průmyslového spalování slámy. Hodnota pH popelu byla naměřena 10,52 a rozpuštěné soli dosahovaly 24,85 mS/cm. Obsah fosforu byl 1628 mg/kg, draslíku 21082 mg/kg a obsah hořčíku 120 mg/kg.

### **4.3 Sklizeň rostlin a odběr vzorků**

Rostliny byly sklizeny dne 8. srpna 2013. Nadzemní část byla oddělena od kořene. Ze stonku byly odstraněny listy se semeny, které pak byly vyhodnocovány dohromady. Stonek byl analyzován zvlášť - bez listů, semen i kořenů. Kořeny byly proprány demineralizovanou vodou a zváženy. Pro stanovení obsahu živin v rostlinách byly hodnoceny zvlášť kořeny, listy společně se semeny a nakonec stonky. Zároveň byly hodnoceny i výnosy všech tří částí rostliny po usušení

Při sklizni byly zároveň odebrány z nádob vzorky zemin do hloubky 20 cm. Ve vzorcích byly stanoveny obsahy přístupných živin, obsah sušiny, pH a EC.

### **4.4 Použité metody k analyzování vzorků**

#### **4.4.1 Metody stanovení živin rostlinného materiálu**

Stanovení obsahu makroživin a mikroživin probíhalo na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin na Fakultě agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů v Praze. Byly analyzovány 3 části rostliny - listy se semeny, stonek a kořen. Rostlinný materiál byl nejdříve usušen při teplotě 35 °C a následně homogenizován mlýnkem na částice o velikosti 1 mm.

#### **4.4.2 Mikrovlnný rozklad rostlinného materiálu**

Tato metoda byla prováděna v teflonových kyvetách, ve kterých bylo smíseno 0,5 g vzorku s 8 ml kyseliny dusičné a 2 ml peroxidu vodíku. Vzorky byly následně přemístěny do mikrovlnného systému ETHOS 1 o objemu 90 ml. Následně byl vzorek podroben vysokotlakému mikrovlnnému rozkladu, přesněji postupnému zvyšování vnitřní teploty (160 °C, 190 °C, 210 °C) při výkonu 800 - 1000 W. Samotný rozklad v mikrovlnném zařízení probíhal 30 minut a následně byly nádoby se vzorky chlazeny. Následoval odpar kyseliny a

přelití vzniklého mineralizátu do zkumavky, která byla přilitím demineralizované vody doplněna do svého objemu 25 ml. Vzorek byl následně uzavřen, promíchán a stanovován metodou atomové absorpční spektrometrie s plamenovou atomizací na přístroji Varian 280FS a optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem na přístroji Varian VistaPro, oba firma Varian, Austrálie.

Pomocí těchto přístrojů byly stanoveny obsahy celkových živin P, Ca, Mg, S, Fe, Zn, B, Cu, Mn, Mo, Cr, Ni., Pb, Al, As a Cd.

#### **4.4.3 Stanovení obsahu dusíku v rostlinném materiálu**

Ke stanovení celkového obsahu dusíku (tedy dusíku organického i amoniakálního) v rostlinných vzorcích byla použita metoda podle Kjeldalha. Ke stanovení dle této metody bylo naváženo 0,52 g vzorku, který byl zmineralizován. Následně byl vzorek spalován ve skleněných kyvetách. Ke vzorku byly přidány 2 g katalyzátoru (směs 100 g  $K_2SO_4$ , 1 g  $CuSO_4$ , 0,1 g Se) a 10 ml koncentrované kyseliny sírové ( $H_2SO_4$ ). Rozklad probíhal při teplotě 420 °C po dobu 90 minut. Po zmineralizování byly vzorky destilovány s přidáním 20 ml destilované vody do  $H_3BO_3$  v přístroji KJETLEC AUTO 1030 ANALYZER. Tímto způsobem byl stanoven celkový obsah dusíku ve vzorku.

#### **4.5 Stanovení chemických vlastností zemin**

##### **4.3.3 Stanovení přijatelných živin v zemině dle Mehlicha III**

Pro stanovení obsahu mobilních makroprvků v půdě byla použita metoda Mehlich III. Vzorky zeminy byly vysušeny a poté přesety přes síto s průměrem ok 2 mm. Do plastových polyethylenových lahvíček bylo naváženo 10 g zeminy, které byly následně extrahovány 100 ml činidla Mehlich III, který je složen z  $CH_3COOH$  ( $c = 0,2$  mol/l),  $NH_4F$  ( $c = 0,015$  mol/l),  $HNO_3$  ( $c = 0,013$  mol/l),  $NH_4NO_3$  ( $c = 0,25$  mol/l) a EDTA ( $c = 0,001$  mol/l). Následně byly vzorky spolu s činidlem třepány 10 minut a ze směsi byl zfiltrován roztok. Tyto výluhy byly analyzovány na obsah fosforečnanů emisním spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES), typ Varian Vista Pro. Dále byl ve výluzích rovněž měřen obsah draslíku, hořčíku a vápníku pomocí atomového absorpčního spektrometru (AAS), typ Varian.

##### **4.3.4 Stanovení obsahu dusíku v zeminách pomocí kalorimetrické metody**

Obsah dusíku v zeminách byl stanoven navážením 5 g čerstvé hmoty, ke které bylo přidáno 100 ml  $CaCl_2$ . Tato směs byla následně analyzována pomocí kalorimetrické metody na analyzátoru SKALAR SANPLUS SYSTEM (Skalar, Holandsko).



#### **4.3.5 Stanovení hodnoty pH a obsahu rozpuštěných solí v zeminách**

Hodnota pH a obsah rozpuštěných solí byl stanovován z vodného výluhu. Bylo naváženo 10 g vzorku do plastových polyethylenových lahvíček, který byl zalit 100 ml destilované vody. Následně byly tyto vzorky měřeny kalibrovaným pHmetrem a kalibrovaným konduktometrem.

## 5 Výsledky

### 5.1 Hodnocení zeminy po sklizni konopí

Při hodnocení pokusu byly primárně vyhodnoceny agrochemické vlastnosti zemin po sklizni (především pH a obsah solí), obsah makroživin, mikroživin a rizikových prvků v zeminách, aby bylo zřejmé, jak přidání vedlejších zemědělských produktů ovlivnilo vlastnosti a obsahy prvků v zeminách a tím i obsahy a příjem těchto prvků rostlinou.

#### 5.1.1 Hodnocení pH a EC

Při hodnocení základních agrochemických vlastností půdy bylo zjištěno, že nejvyšší obsah rozpuštěných solí měla varianta č. 9, tedy varianta s vyšší dávkou popelu a přidavkem bioefektoru a následně varianta s vyšší dávkou popelu bez přidání bioefektoru. Naopak nejnižší obsah rozpuštěných solí měla kontrolní varianta. Přidání vedlejších zemědělských produktů tedy způsobilo vyšší obsah rozpuštěných solí, z čehož největší vliv na EC mělo přidání popelu.

Tabulka 9 : Průměrné hodnoty sušiny, pH a EC v zeminách

Průměrné hodnoty sušiny, pH a EC v zeminách			
Varianta	pH	EC (mS/cm)	Sušina (%)
1	6,1 ± 0,1	0,06 ± 0,01	88,9 ± 0,6
2	6,4 ± 0,1	0,09 ± 0,01	85,1 ± 1,6
3	6,6 ± 0,1	0,11 ± 0,01	84,3 ± 1,2
4	6,4 ± 0,0	0,12 ± 0,02	83,2 ± 0,2
5	6,5 ± 0,2	0,12 ± 0,01	81,3 ± 1,0
6	6,8 ± 0,1	0,49 ± 0,02	86,9 ± 1,4
7	7,4 ± 0,0	0,87 ± 0,07	86,8 ± 1,6
8	6,5 ± 0,0	0,54 ± 0,05	87,7 ± 2,3
9	7,4 ± 0,2	0,96 ± 0,10	85,1 ± 1,6
10	6,6 ± 0,2	0,11 ± 0,01	85,9 ± 1,0

Také na hodnotu pH měl popel ze všech aplikovaných vedlejších zemědělských produktů největší vliv. Nejvyššího pH v tomto pokusu dosáhla varianta s popelem a bioefektorem. Druhého nejvyššího pH dosahovala varianta se 100 g popelu. Přidáním popelu do zeminy bylo změněno pH půdy na zásadité. Naopak nejnižšího pH (lehce kyselého) dosáhla zemina z kontrolního vzorku. Fugát ani separát, ačkoliv jsou oba tyto produkty

zásadité povahy, neměly na pH tak velký vliv a oproti kontrolnímu vzorku došlo v těchto variantách pouze k mírnému zvýšení pH.

### **5.1.2 Obsah makroživin v zeminách**

V pokusu byly hodnoceny obsahy nitrátového a amonného dusíku, fosforu, draslíku, hořčíku, síry a vápníku. Pokus ukazuje, že nitrátového dusíku bylo nejvíce ve variantě č. 9 (tedy varianta se 100 g popelu a bioefektorem). Naopak nejméně nitrátového dusíku je obsaženo ve variantě se separátem. Amoniakální dusík byl nejvíce obsažen ve variantě č. 8, tedy variantě s popelem (50 g) a bioefektorem. Nejméně je ho naopak ve variantě se separátem. Nejmenší obsah dusíku v obou formách je tedy ve variantě č. 2 (varianta s nižším obsahem separátu).

Nejvíce fosforu bylo obsaženo ve variantě č. 7 a 9. Obě tyto varianty obsahují vyšší dávku popelu (100 g). Dále byl zjištěn vysoký obsah fosforu ve variantách č. 6 a 8, které obsahují poloviční dávku popelu než varianty 7 a 9. Nejmenší obsah fosforu byl vysledován ve variantě č. 4, kde byla aplikována menší dávka fugátu.

Nejvyšší obsah draslíku byl zjištěn u variant s popelem. Varianty se 100 g popelu (varianta č. 7 a 9) obsahovaly až desetinásobně více draslíku než ostatní varianty. Nejméně draslíku bylo zaznamenáno v kontrolní variantě. Přidání jakéhokoliv zemědělského vedlejšího produktu tedy zvýšilo obsah draslíku a stejně tak hořčíku, síry i vápníku. V nejvyšší míře se hořčík, síra i vápník nacházely ve variantách s přidavkem 100 g popelu (tedy varianty 7 a 9).. Přehled průměrných obsahů makroživin v zeminách je uveden v tabulce 10.

Tabulka 10. : Obsah makroživin v zeminách po sklizni

Obsah makroživin v zeminách po sklizni (mg/kg)				
Varianta	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P	K
1	5,7 ± 2,3	15,3 ± 12,7	73,4 ± 5,4	132 ± 6
2	3,2 ± 0,6	4,5 ± 2,5	59,6 ± 2,0	149 ± 3
3	17,6 ± 2,4	12,0 ± 5,7	69,1 ± 2,6	165 ± 11
4	6,3 ± 1,2	16,3 ± 3,1	55,0 ± 2,6	159 ± 7
5	6,4 ± 0,6	13,4 ± 2,3	66,4 ± 8,9	200 ± 8
6	17,6 ± 3,3	17,2 ± 9,2	128,7 ± 5,4	872 ± 58
7	14,3 ± 7,2	27,2 ± 2,9	233,3 ± 31,9	1703 ± 53
8	11,8 ± 2,4	36,0 ± 29,5	127,3 ± 5,7	893 ± 10
9	26,9 ± 15,1	5,4 ± 0,6	223,0 ± 15,5	1753 ± 129
10	3,0 ± 1,0	9,0 ± 6,4	64,2 ± 1,0	159 ± 8
Varianta	Mg	S	Ca	
1	138 ± 8	22 ± 1	2083 ± 94	
2	198 ± 7	39 ± 3	2393 ± 54	
3	221 ± 12	46 ± 6	2463 ± 97	
4	192 ± 3	52 ± 6	2390 ± 22	
5	206 ± 11	42 ± 3	2367 ± 41	
6	251 ± 15	284 ± 9	2423 ± 109	
7	344 ± 7	586 ± 64	2853 ± 131	
8	251 ± 6	279 ± 39	2450 ± 49	
9	346 ± 20	517 ± 54	2700 ± 106	
10	205 ± 1	49 ± 2	2463 ± 3	

### 5.1.3 Obsah mikroživin v zeminách

Z mikroživin byly hodnoceny pouze obsahy boru, železa a manganu. Obsah molybdenu byl v zeminách v tak nízkém množství, že nebyl stanovitelný.

Následující tabulka (tabulka 11) udává obsahy mikroživin v zeminách po sklizni. Množství boru v zeminách po sklizni bylo ve variantách vyrovnané. Nejvíce boru se vyskytovalo ve variantě č. 7 a nejméně boru bylo v kontrolní variantě. Přidání zemědělských vedlejších produktů zvýšilo obsah boru oproti kontrolní variantě na hodnotu  $\geq 1$  mg/kg. Železa bylo obsaženo nejvíce ve variantě č. 4 s přidavkem fugátu. Nejméně železa bylo ve varinatě č. 9 (100 g popelu a bioefektor). Manganu bylo nejnižší ve variantě 9 (100 g popelu s bioefektorem) a nejvyšší ve variantě 10 (s 200 g separátu s bioefektorem).

Tabulka 11 : Obsah mikroživin v zeminách po sklizni

Obsah mikroživin v zeminách po sklizni (mg/kg)			
varianta	B	Fe	Mn
1	0,6 ± 0,1	142 ± 40	90,5 ± 4,7
2	1,1 ± 0,1	171 ± 7	89,0 ± 5,8
3	1,1 ± 0,1	163 ± 20	84,9 ± 3,5
4	1,0 ± 0	178 ± 1	95,4 ± 4,0
5	1,0 ± 0,1	164 ± 10	88,5 ± 7,4
6	1,4 ± 0,1	157 ± 4	83,7 ± 7,9
7	2,0 ± 0	136 ± 9	75,2 ± 6,5
8	1,5 ± 0	160 ± 2	84,8 ± 3,5
9	1,9 ± 0,1	132 ± 3	70,6 ± 4,6
10	1,1 ± 0	174 ± 1	93,8 ± 3,1

#### 5.1.4 Obsah rizikových prvků v zeminách

V pokusu byly hodnoceny v zeminách tyto rizikové prvky: arzen, kadmium, chrom, měď, olovo a zinek. V tabulce níže (tabulka 12) jsou uvedeny průměrné hodnoty těchto rizikových prvků v zeminách po sklizni. Z tabulky lze vyčíst, že arzenu bylo nejvíce obsaženo ve variantách se 100 g popelu (7 a 9), nejnižší obsah byl v kontrolní variantě. Obsah kadmia se přidáním zemědělských vedlejších produktů nezměnil a pohyboval se v rozmezí od 1,6 - 1,8 mg/kg. Obsah chromu byl nejvyšší ve druhé variantě s obsahem 200 g separátu a převyšoval ostatní hodnoty, které se pohybovaly pouze v rozmezí hodnot 0,1 - 0,2 mg/kg.

Také obsah mědi byl vyrovnaný a pohyboval se pouze v rozmezí 7,2 a 7,7 mg/kg. Olova bylo obsaženo nejvíce ve variantách s obsahem 100 g popelu stejně jako v případě arzenu. Nejnižší množství olova pak bylo obsaženo v zemině varianty 10 (se separátem a bioefektorem). Obsah zinku byl také poměrně vyrovnaný. Nejvyšší hodnoty však dosáhl u varianty 7 se 100 g přidaného popelu, kdy překročil hranici 60 mg/kg. Nejvyšší hodnoty zinku jsou zaznamenány ve variantách s popelem (6, 7, 8, 9). Nejméně zinku bylo obsaženo ve variantě 5 (s vyšší dávkou fugátu).

Tabulka 12. : Obsah rizikových prvků v zeminách po sklizni

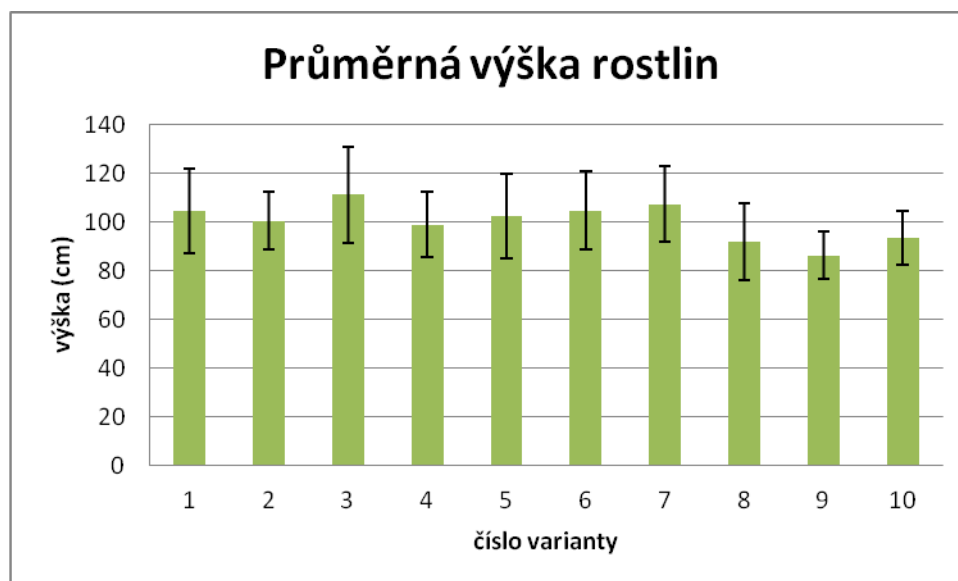
Obsah rizikových prvků v zeminách po sklizni (mg/kg)						
varianta	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
1	2,0 ± 0,3	1,8 ± 0,1	0,1 ± 0	7,5 ± 0,4	127 ± 4	51,7 ± 2,0
2	2,2 ± 0,1	1,8 ± 0	0,6 ± 0	7,5 ± 0	121 ± 8	55,0 ± 1,6
3	2,4 ± 0,1	1,6 ± 0	0,1 ± 0	7,2 ± 0,1	124 ± 6	52,1 ± 1,2
4	2,1 ± 0,1	1,8 ± 0	0,2 ± 0	7,6 ± 0	116 ± 2	54,7 ± 2,2
5	2,3 ± 0,1	1,7 ± 0	0,2 ± 0	7,7 ± 0,2	129 ± 11	51,4 ± 1,1
6	3,0 ± 0,1	1,7 ± 0,1	0,1 ± 0	7,6 ± 0,2	128 ± 6	56,5 ± 5,1
7	3,8 ± 0,1	1,7 ± 0	0,1 ± 0	7,4 ± 0,3	139 ± 7	61,9 ± 2,8
8	3,0 ± 0	1,8 ± 0	0,1 ± 0	7,2 ± 0,1	122 ± 1	59,4 ± 2,0
9	3,6 ± 0,2	1,6 ± 0	0,1 ± 0	7,5 ± 0,1	140 ± 3	58,2 ± 1,2
10	2,3 ± 0	1,8 ± 0	0,2 ± 0	7,5 ± 0,2	113 ± 2	54,2 ± 1,6

## 5.2 Konopí seté

### 5.2.1 Výška rostlin

Po měření rostlin a zprůměrování hodnot bylo zjištěno, že nejvyšší výšky dosahovala varianta č. 3 s přidáním vyšší dávky čerstvého separátu. Naopak nejnižší průměrná výška rostlin byla u varianty se 100 g popelu a bioefektorem (varianta 9). Rozdíl mezi průměrnou nejvyšší a nejnižší výškou rostlin je 24,9 cm. Průměrná výška všech variant je znázorněna v grafu 1.

Graf 1 : Průměrná výška rostlin



Obrázek 1 : Rostliny konopí během sklizně seřazené od 1. do 10. varianty



### 5.2.2 Výnos suché biomasy

Jedním z nejdůležitějších hodnocení tohoto pokusu je výnos suché biomasy. Celkový nejvyšší výnos biomasy, tedy výnos kořene spolu s nadzemní částí rostliny, byl zaznamenán u kontrolní varianty č. 1, u které bylo použito klasické hnojení. Tato varianta se statisticky významně lišila od ostatních

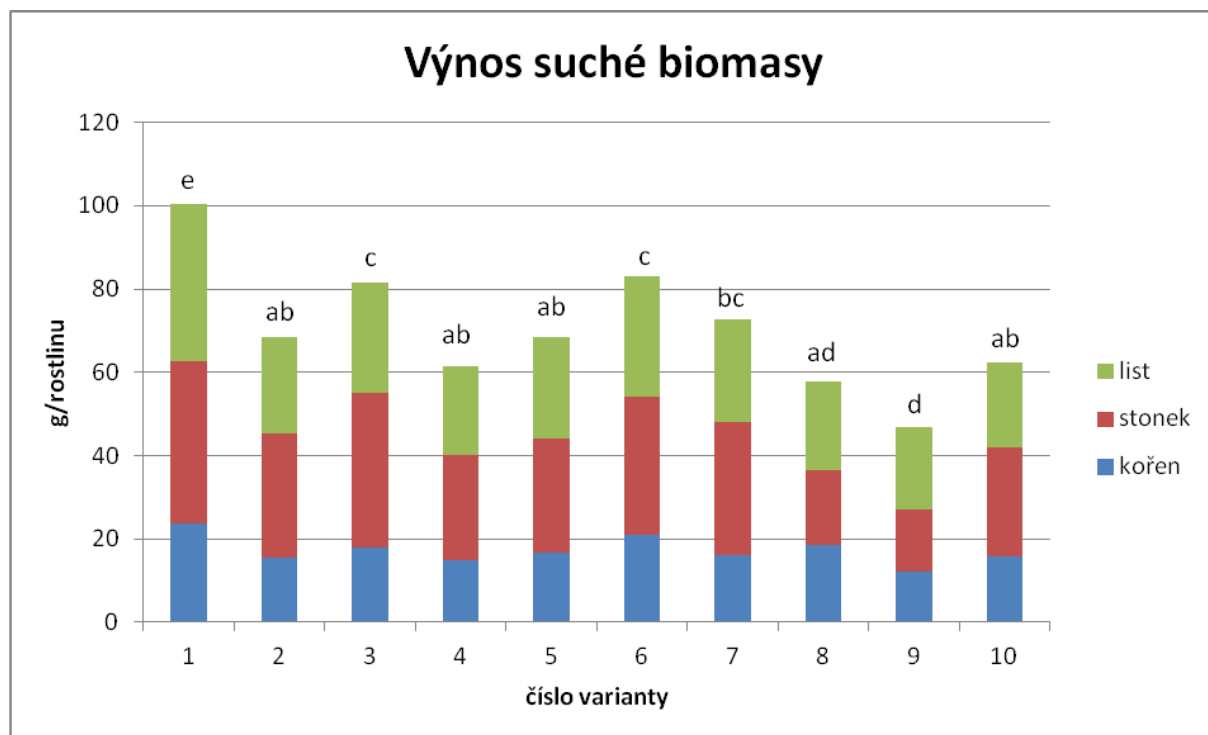
Nejnižší celkový výnos suché biomasy byl u varianty 9 se 100g popelu a bioefektorem ačkoliv výrobce bioefektrom Proradix uvádí, že přípravek má zvyšovat růst kořene a tím i zvýšit příjem živin pro rostliny. V tomto pokusu naopak přidání bioefektrom k vyšší dávce popelu blokuje růst rostliny i kořene. Nižší výnos této varianty je způsoben právě přidáním bioefektrom, protože varianty s popelem bez přidání tohoto přípravku měly dokonce vyšší výnos než varianty hnojené fugátem i separátem To je vidět z grafu níže (graf 2), kde varianta se 100 g popele a bioefektrom se statisticky lišila od ostatních variant a dosahovala nejnižšího výnosu. Také varianta s 50 g popelu a bioefektrom dosahovala nízkého výnosu a statisticky se lišila od ostatních variant.

Přidání fugátu a separátu mělo podobný účinek na tvorbu biomasy. Varianta se 100 g separátu, 200 g separátu s bioefektrom se spolu s variantami s přidáním fugátem statisticky významně lišily od ostatních. Varianta s 200 g separátu měla vyšší výnos než varianta s nižším množstvím tohoto produktu a spolu s variantou s 50g popelu se statisticky lišily od ostatních variant.

Nejvyšší výnos suché biomasy kořenů byl u varianty č. 1, tedy u kontrolní. Druhý nejvyšší výnos byl u varianty s 50 g popelu (varianta 6) a pak u varianty s 50 g popelu s přidavkem bioefektoru. Nejnižší výnos biomasy kořene byl u varianty č. 9 se 100 g popelu a bioefektorem.

Nejvyšší výnos suché biomasy stonku i listu byl u kontrolní varianty. Nejnižší výnos suché biomasy stonku a listu byl stejně jako u výnosu suché biomasy kořene u varianty č. 9, tedy s přidavkem 100g popelu a bioefektorem.

Graf 2. : Výnos suché biomasy rostlin



### 5.2.3 Makroprvky v konopí setém

V jednotlivých částech rostliny (kořen, list se semeny a stonek) byly hodnoceny obsahy dusíku, fosforu, draslíku, hořčíku, síry a vápníku. Průměrné hodnoty obsahu těchto makroprvků v kořenech jsou vidět v tabulce níže (tabulka 13). Nejvíce dusíku i fosforu bylo v kořenech obsaženo ve variantě se 100 g popelu a bioefektorem (varianta 9) a následně ve variantě č. 7 (zemina s přidavkem 100 g popelu). Naopak nejméně dusíku i fosforu bylo obsaženo ve variantě 4 a 5, tedy ve variantách s přidáním fugátu. Tyto varianty obsahovaly méně dusíku než kontrolní vzorek. Přidání popelu tedy zvýšilo obsah dusíku i fosforu v kořenech.



Ve variantě č. 7 bylo v kořeni nejvíce draslíku. Jednalo se o variantu s přidáním 100 g popelu bez bioefektoru. Naopak nejnižší hodnota draslíku byla naměřena ve variantě s přidáním 200 ml fugátu.

Hořčíku bylo obsaženo nejvíce ve variantě č. 8, kam bylo přidáno 50 g popelu a bioefektor Proradix. Ve variantě s přidáním 200 ml fugátu bylo hořčíku obsaženo naopak nejméně. Síry bylo nejvíce ve variantě číslo 7 a následně ve variantě č. 9. Obě tyto varianty obsahovaly přídavek 100 g popelu. Naopak nejméně síry se vyskytovalo ve variantě s přidáním 200 ml fugátu (tedy varianta č. 4). Vápník se vyskytoval nejvíce ve variantě č. 9 se 100 g popelu a bioefektoru a nejméně v kontrolní variantě.

Tabulka 13: Obsah makroprvků v kořenu

Obsah makroprvků v kořenu rostliny (mg/kg)			
Varianta	N	P	K
1	13141 ± 2489	1369 ± 199	12051 ± 3753
2	12338 ± 588	1440 ± 212	11667 ± 1811
3	12507 ± 2145	1445 ± 412	11619 ± 2580
4	9888 ± 888	1165 ± 163	7975 ± 596
5	9944 ± 1892	1102 ± 212	10032 ± 5415
6	13554 ± 2372	1791 ± 364	14109 ± 3732
7	15498 ± 1440	2434 ± 194	21120 ± 7700
8	11210 ± 2771	1949 ± 510	12895 ± 4815
9	16915 ± 201	3307 ± 104	16773 ± 2676
10	13895 ± 1793	1628 ± 341	10645 ± 3209
Varianta	Mg	S	Ca
1	3737 ± 1282	2520 ± 204	7890 ± 312
2	4049 ± 218	4261 ± 81	11516 ± 1871
3	3738 ± 895	3743 ± 791	12520 ± 4109
4	3690 ± 658	2408 ± 249	9099 ± 689
5	4260 ± 1104	2661 ± 1628	8119 ± 1123
6	4428 ± 663	3834 ± 433	12866 ± 2782
7	4060 ± 699	5189 ± 1281	12405 ± 2753
8	4420 ± 611	2855 ± 1059	10795 ± 2397
9	4293 ± 239	4785 ± 352	18048 ± 666
10	3711 ± 302	3919 ± 102	14988 ± 4819

Tabulka 14 ukazuje průměrné obsahy hodnocených makroprvků v listech rostliny. Lze z ní vyčíst, že obsah dusíku v listech byl nejvyšší ve variantách 8 a 9, tedy ve variantách s přídavkem popelu a bioefektoru. Přidání bioefektoru mělo vliv na příjem dusíku rostlinou do listu, protože varianta bez bioefektoru s přídavkem 100 g popelu měla nejnižší obsah dusíku v listu. Fosforu bylo v listech nejvíce ve variantách 9 a následně ve variantě 8 (tedy varianty

s přidavkem popelu a bioefektoru). Přibližně o polovinu méně fosforu a tedy nejnižší hodnotu fosforu vykazovala varianta č. 10 (varianta s obsahem 200 g separátu a bioefektoru).

Nejvíce draslíku bylo v listech obsaženo ve variantě s 200 g separátu a bioefektoru (varianta č. 10) a dále ve variantách s obsahem popelu a bioefektoru. Nejméně draslíku bylo obsaženo ve variantě č. 4 s přidáním 200 ml fugátu a dále ve variantě 5 s přidáním 400 ml fugátu.

Hořčíku bylo nejvíce obsaženo ve variantě č. 8 a následně ve variantě č. 9, tedy ve variantách s obsahem popelu a bioefektoru) a nejméně ho bylo obsaženo v kontrolní variantě. Nejvíce síry bylo obsaženo ve variantě č. 9 a nejméně ve variantě č. 4 s přidavkem 200 ml fugátu. Nejvyšší množství vápníku bylo obsaženo v listech ve variantě s 50 g popelu a bioefektoru. Naopak nejméně ho bylo stanoveno ve variantě č. 7 se 100 g popelu

Tabulka 14: Obsah makroprvků v listu

Obsah makroprvků v listu rostliny (mg/kg)			
Varianta	N	P	K
1	23175 ± 876	2461 ± 104	32292 ± 3383
2	14187 ± 565	2894 ± 316	26344 ± 2856
3	17203 ± 774	2722 ± 201	36717 ± 1489
4	14898 ± 226	3324 ± 170	25318 ± 831
5	16100 ± 587	3244 ± 196	29491 ± 876
6	25998 ± 1189	2795 ± 245	47625 ± 1245
7	11392 ± 8174	3068 ± 17	64710 ± 4089
8	34680 ± 1371	4087 ± 80	45978 ± 3131
9	32550 ± 333	4995 ± 158	82022 ± 2547
10	15850 ± 190	2107 ± 104	31018 ± 2794
Varianta	Mg	S	Ca
1	4331 ± 559	2731 ± 99	43099 ± 1893
2	5168 ± 237	2312 ± 83	52624 ± 3038
3	5444 ± 203	2797 ± 237	47512 ± 545
4	5451 ± 87	2074 ± 122	57209 ± 1854
5	5725 ± 370	2393 ± 125	56620 ± 4350
6	5387 ± 282	4574 ± 119	40856 ± 1180
7	6176 ± 962	5669 ± 882	32983 ± 4163
8	8898 ± 343	5403 ± 245	61609 ± 3633
9	8650 ± 610	6657 ± 635	47284 ± 3134
10	5833 ± 367	2580 ± 335	61388 ± 2435

Obsah makroprvků ve stonku rostliny ukazuje tabulka č. 15. Ve stonku bylo nejvíce dusíku i fosforu obsaženo ve variantě č. 9 a následně ve variantě č. 8, tedy ve variantách s přidáním popelu a bioefektoru. Nejméně dusíku bylo obsaženo ve variantě s přidáním 200 g separátu a nejméně fosforu bylo obsaženo v kontrolní variantě.

Nejvíce draslíku bylo obsaženo ve stonku ve variantě č. 9 s přidáním 100 g popelu a bioefektoru a nejméně ve variantě přihnojené 200 ml fugátu. V této variantě bylo obsaženo také nejméně hořčíku. Nejvíce hořčíku bylo ve stoncích obsaženo naopak v kontrolní variantě. Síry se nejvíce vyskytovalo ve variantě číslo 9 a nejméně ve variantě s obsahem 400 ml fugátu. Vápníku bylo v kontrolní variantě obsaženo nejvyšší množství a nejméně ho bylo ve variantě č. 7 se 100 g popele

Tabulka 15: Obsah makroprvků ve stonku

Obsah makroprvků ve stonku rostliny (mg/kg)			
Varianta	N	P	K
1	4878 ± 337	438 ± 31	13368 ± 3898
2	2872 ± 216	545 ± 8	9368 ± 814
3	3410 ± 448	559 ± 108	10301 ± 685
4	3363 ± 435	809 ± 77	8803 ± 155
5	3103 ± 256	580 ± 90	9431 ± 952
6	4658 ± 196	555 ± 26	20235 ± 888
7	5447 ± 253	976 ± 102	32363 ± 380
8	7879 ± 741	1397 ± 239	24815 ± 1970
9	9323 ± 717	2118 ± 98	42800 ± 2605
10	4619 ± 615	627 ± 104	10730 ± 527
Varianta	Mg	S	Ca
1	1599 ± 553	568 ± 36	12421 ± 3327
2	646 ± 32	520 ± 26	6618 ± 462
3	682 ± 63	574 ± 61	6420 ± 729
4	901 ± 133	546 ± 74	7725 ± 763
5	882 ± 57	464 ± 41	6825 ± 526
6	854 ± 71	884 ± 112	6606 ± 431
7	813 ± 90	934 ± 150	5225 ± 698
8	1115 ± 239	972 ± 151	6944 ± 789
9	1448 ± 100	1312 ± 124	8555 ± 815
10	910 ± 157	870 ± 54	7959 ± 859

#### 5.2.4 Mikroprvky v konopí setém

V rostlině byly hodnoceny obsahy boru, železa, manganu a molybdenu. Nejvíce boru bylo v kořenech obsaženo ve variantě č. 7 s přidáním 100 g popelu a nejméně ho bylo ve variantě č. 5 se 400 ml fugátu. Železa bylo nejméně ve variantě s 200 g separátu a nejvíce ve variantě č. 8 s přidáním 50 g popelu a bioefektoru. Manganu je obsaženo nejvíce ve variantě 8 s 50 g popelu a bioefektorem a nejméně ve variantě s 200 g separátu. Molybden se v kořenech vyskytoval pouze ve variantách s přidáním popelu. V nevyšším množství se vyskytoval ve variantě se 100 g popelu bez bioefektoru.

Tabulka 16. : Obsah mikroprvků v kořenech rostlin

Obsah mikroprvků v kořenu rostliny (mg / kg)				
Varianta	B	Fe	Mn	Mo
1	20,9 ± 1,9	11240 ± 6780	920 ± 477	0,00 ± 0,00
2	22,8 ± 1,1	3340 ± 1241	187 ± 31	0,00 ± 0,00
3	20,2 ± 0,5	4237 ± 3019	263 ± 120	0,00 ± 0,00
4	20,6 ± 1,5	9781 ± 4005	533 ± 239	0,00 ± 0,00
5	19,9 ± 2,3	14601 ± 5954	724 ± 218	0,00 ± 0,00
6	23,7 ± 1,6	16486 ± 3579	967 ± 321	0,17 ± 0,23
7	26,3 ± 1,6	5223 ± 1535	283 ± 84	0,73 ± 0,11
8	22,0 ± 1,3	17891 ± 4868	1015 ± 251	0,58 ± 0,49
9	25,8 ± 1,3	6784 ± 553	366 ± 201	0,6 ± 0,03
10	21,5 ± 0,3	3832 ± 1896	252 ± 56	0,00 ± 0,00

Ve stonku byly stanovitelné obsahy pouze boru, železa a manganu, protože obsah molybdenu byl příliš nízký na jeho stanovení. Nejvíce boru bylo zjištěno ve variantě č. 9 s popelem a bioefektorem a nejméně pak v kontrolní variantě. Železa bylo obsaženo nejvíce ve stoncích ve variantě č. 4 s 200 ml fugátu. Nejvíce manganu bylo obsaženo ve variantě kontrolní. Železa i manganu bylo nejnižší množství ve variantě č. 5 se 400 ml fugátu.

Tabulka 17 : Obsah mikroprvků ve stoncích rostlin

Obsah mikroprvků ve stonku rostliny (mg/kg)			
varianta	B	Fe	Mn
1	14,4 ± 0,8	51,8 ± 6,6	73,3 ± 2,6
2	17,7 ± 0,3	47,8 ± 3,9	48,0 ± 0,7
3	17,5 ± 0,4	72,6 ± 24,4	44,6 ± 8,6
4	17,8 ± 1,1	127,7 ± 108,8	56,7 ± 6,8
5	17,85 ± 1,0	34,4 ± 3,0	56,1 ± 6,4
6	21,4 ± 1,0	60,4 ± 10,7	68,7 ± 7,7
7	20,5 ± 0,7	41,0 ± 1,7	45,1 ± 6,2
8	19,1 ± 1,0	72,4 ± 8,4	57,5 ± 9,8
9	23,1 ± 1,1	52,0 ± 6,7	52,1 ± 6,2
10	18,8 ± 1,3	84,7 ± 42,6	61,5 ± 10,3

V listech bylo nejvíce boru obsaženo ve variantě č. 4 s 200 ml fugátu a nejméně ve variantě č. 7 se 100 g popelu. Železa bylo obsaženo nejméně ve variantě č. 4 s 200 ml fugátu a nejvíce ve variantě č. 6 s 50 g popelu. Manganu bylo v listech nejméně ve variantě č. 7 se 100 g popelu a nejvíce v kontrolní variantě. Přidání vedlejších zemědělských produktů mělo vliv na zvýšení molybdenu v listech. Nejvíce molybdenu v listech obsahovaly varianty se 100 g popele a nejméně pak varianty s fugátem.

Tabulka 18 : Obsah mikroprvků v listech

Obsah mikroprvků v listech rostliny (mg/kg)				
Varianta	B	Fe	Mn	Mo
1	71,5 ± 4,2	268 ± 113	222 ± 40	0,00 ± 0,00
2	103,1 ± 8,8	266 ± 37	154 ± 7	0,57 ± 0,05
3	88,0 ± 6,6	314 ± 114	140 ± 5	0,82 ± 0,11
4	115,2 ± 8,6	201 ± 46	157 ± 9	0,72 ± 0,21
5	114,8 ± 9,4	223 ± 43	197 ± 23	0,25 ± 1,01
6	71,2 ± 3,0	511 ± 172	161 ± 4	1,37 ± 0,14
7	62,0 ± 6,6	405 ± 108	99 ± 3	2,26 ± 0,24
8	86,4 ± 3,5	418 ± 126	178 ± 11	1,69 ± 0,06
9	81,8 ± 8,6	227 ± 81	106 ± 3	2,54 ± 0,2
10	91,5 ± 7,1	458 ± 84	156 ± 10	0,68 ± 0,11

### 5.2.5 Rizikové prvky v konopí setém

V jednotlivých částech rostliny (stonek, list a kořen) byly vyhodnoceny obsahy arzenu, kadmia, chromu, mědi, olova a zinku. Arzen se nacházel ve vyšších dávkách v kořeni. Nejvíce ho bylo stanoveno ve variantě č. 8., která obsahovala 50 g popelu a bioefektor a následně v kontrolní variantě. Nejméně arzenu bylo přítomno ve variantách se separátem, tedy ve variantách č. 2 a 3. V listu se podařilo stanovit arzen jen v 5 variantách, ve kterých byl tento prvek přítomný. Nejvíce ho bylo ve variantě č. 10 s 200 g separátu a bioefektorem a nejméně ve variantě č. 2 s 200 g separátu. Ve stonku měla stanovitelnou mez arzenu pouze varianta č. 10 s separátem a bioefektorem. Přidání separátu a bioefektoru tedy zvýšilo příjem arzenu do stonku a listu rostliny.

Tabulka 19: Obsah arzenu v jednotlivých částech rostliny

Obsah arzenu v jednotlivých částech rostliny (mg/kg)			
Varianta	kořen	list	stonek
1	37,1 ± 17,5	0,6 ± 0,4	0,0 ± 0,0
2	15,6 ± 0,3	0,3 ± 0,4	0,0 ± 0,0
3	15,6 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
4	22,0 ± 5,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
5	28,6 ± 7,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
6	37,2 ± 7,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
7	29,9 ± 5,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
8	38,5 ± 7,6	0,6 ± 0,8	0,0 ± 0,0
9	19,8 ± 1,1	0,7 ± 1,0	0,0 ± 0,0
10	15,9 ± 1,5	1,5 ± 2,2	0,6 ± 0,8

Kadmia bylo stanoveno nejvíce v kořeni, stejně jako arzenu. Nejvíce kadmia v kořeni bylo obsaženo ve variantě č. 2 s 200 g separátu. V listech i stoncích bylo obsaženo nejvíce tohoto prvku ve variantě s 50 g popelu a bioefektorem (varianta 8). Nejméně kadmia bylo obsaženo v kořenech, listech i ve stoncích ve variantě č. 7 s přidáním 100 g popelu.

Tabulka 20: Obsah kadmia v jednotlivých částech rostliny

<b>Obsah kadmia v jednotlivých částech rostliny (mg/kg)</b>			
<b>Variant</b>	<b>kořen</b>	<b>list</b>	<b>stonek</b>
<b>1</b>	39,4 ± 5,6	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1
<b>2</b>	46,3 ± 12,4	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1
<b>3</b>	25,9 ± 10,1	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,1
<b>4</b>	39,9 ± 9,0	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1
<b>5</b>	40,0 ± 22,2	0,4 ± 0,0	0,4 ± 0,0
<b>6</b>	27,7 ± 3,0	0,2 ± 0,0	0,3 ± 0,0
<b>7</b>	18,5 ± 0,4	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,0
<b>8</b>	33,0 ± 15,2	0,6 ± 0,1	0,8 ± 0,2
<b>9</b>	43,2 ± 8,4	0,4 ± 0,0	0,7 ± 0,1
<b>10</b>	37,6 ± 2,2	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,0

Nejvíce chromu bylo obsaženo v kořenech ve variantě č. 8 s 50 g popelu a bioefektorem a nejméně ve variantě 2 a následně ve variantě 3, tedy ve variantách s obsahem separátu. Nejvíce bylo tohoto prvku obsaženo v listech ve variantě č. 5 s přidáním 400 ml fugátu a nejméně v kontrolním vzorku. Ve stonku byl chrom zjištěn pouze ve 2 vzorcích. Více ho bylo ve vzorku č. 4 s 200 ml fugátu a následně ve variantě 10 s 200 g separátu s bioefektorem.

Tabulka 21: Obsah chromu v jednotlivých částech rostliny

<b>Obsah chromu v jednotlivých částech rostliny (mg/kg)</b>			
<b>Varianta</b>	<b>kořen</b>	<b>list</b>	<b>stonek</b>
<b>1</b>	13,7 ± 8,9	4,0 ± 1,6	0,0 ± 0,0
<b>2</b>	5,6 ± 2,3	4,7 ± 0,7	0,0 ± 0,0
<b>3</b>	5,3 ± 3,0	8,0 ± 2,2	0,0 ± 0,0
<b>4</b>	14,1 ± 5,4	7,9 ± 3,6	0,3 ± 0,2
<b>5</b>	18,8 ± 8,2	11,1 ± 3,3	0,0 ± 0,0
<b>6</b>	17,6 ± 2,1	4,3 ± 1,6	0,0 ± 0,0
<b>7</b>	6,5 ± 2,0	5,7 ± 1,5	0,0 ± 0,0
<b>8</b>	20,8 ± 6,4	4,0 ± 0,8	0,0 ± 0,0
<b>9</b>	9,0 ± 0,2	4,3 ± 2,2	0,0 ± 0,0
<b>10</b>	5,7 ± 2,8	8,1 ± 1,9	0,1 ± 0,2

Nejvíce mědi v kořeni bylo zjištěno ve variantách 4 a 5, tedy ve variantách s obsahem fugátu. Nejméně v kontrolní variantě. Ve variantě s fugátem byl nejvyšší obsah mědi i v listu. Nejnižší obsah v listech byl naopak ve variantě č. 9 se 100 g popelu a bioefektorem. Nejméně pak byla měď ve stonku obsažena ve variantách 2 a 3, tedy ve variantách s přidáním separátu.

Tabulka 22: Obsah mědi v jednotlivých částech rostliny

<b>Obsah mědi v jednotlivých částech rostliny (mg/kg)</b>			
<b>Varianta</b>	<b>kořen</b>	<b>list</b>	<b>stonek</b>
<b>1</b>	27,9 ± 6,1	8,7 ± 0,8	2,2 ± 0,0
<b>2</b>	40,6 ± 6,6	7,1 ± 0,8	1,7 ± 0,1
<b>3</b>	32,4 ± 13,5	8,1 ± 0,2	1,9 ± 0,2
<b>4</b>	49,0 ± 8,9	7,7 ± 0,5	2,5 ± 0,3
<b>5</b>	48,0 ± 7,0	8,8 ± 0,4	2,0 ± 0,1
<b>6</b>	35,3 ± 6,9	7,6 ± 0,5	2,3 ± 0,2
<b>7</b>	24,3 ± 5,4	6,6 ± 0,0	2,2 ± 0,2
<b>8</b>	35,8 ± 5,1	7,2 ± 0,4	2,7 ± 0,4
<b>9</b>	38,9 ± 2,2	6,0 ± 0,2	2,9 ± 0,0
<b>10</b>	36,0 ± 8,6	6,9 ± 0,7	2,3 ± 0,2

Olovo bylo v nejvyšších dávkách naměřeno v kořenech. Nejvíce se zde vyskytovalo ve variantě č. 8 s 50 g popelu a bioefektorem. Nejméně se v kořenech vyskytovalo olovo ve variantě č. 7 se 100 g popelu bez přidání bioefektoru. V listech bylo nejvíce olova obsaženo ve variantě s 200 g separátu a bioefektorem. Nejméně ho bylo ve variantě se 100 g popelu a bioefektorem. Ve stonku bylo nejvíce olova obsaženo v kontrolním vzorku a následně ve variantách hnojených fugátem (var. 4 a 5). Nejméně bylo olova ve variantě 7 s přidáním 100 g popelu.

Tabulka 23: Obsah olova v jednotlivých částech rostliny

<b>Obsah olova v jednotlivých částech rostliny (mg/kg)</b>			
<b>Varianta</b>	<b>kořen</b>	<b>list</b>	<b>stonek</b>
<b>1</b>	358 ± 141	18,3 ± 6,9	23,3 ± 0,9
<b>2</b>	178 ± 39	15,7 ± 2,9	14,1 ± 2,0
<b>3</b>	162 ± 73	14,7 ± 3,1	13,1 ± 1,0
<b>4</b>	320 ± 78	19,1 ± 2,7	22,7 ± 2,1
<b>5</b>	432 ± 130	21,3 ± 1,9	21,9 ± 2,0
<b>6</b>	367 ± 83	20,0 ± 7,2	9,8 ± 1,3
<b>7</b>	131 ± 43	13,6 ± 5,0	5,2 ± 0,8
<b>8</b>	483 ± 207	15,8 ± 4,4	9,3 ± 0,9
<b>9</b>	210 ± 39	7,7 ± 2,4	7,5 ± 0,4
<b>10</b>	189 ± 56	24,8 ± 2,1	18,1 ± 2,7



Zinku bylo v kořenech, listech i ve stonku nejvyšší množství v kontrolní variantě. Přidání vedlejších zemědělských produktů tedy snížilo příjem zinku rostlinou. Nejméně zinku pak bylo v kořeni a listu obsaženo ve variantě č. 7, tedy ve variantě s přidáním 100 g popelu a ve stonku ve variantě 6, tedy ve variantě s přidáním 50 g popelu.

Tabulka 24: Obsah zinku v jednotlivých částech rostliny

<b>Obsah zinku v jednotlivých částech rostliny (mg/kg)</b>			
<b>varianta</b>	<b>kořen</b>	<b>list</b>	<b>stonek</b>
<b>1</b>	809 ± 197	124,2 ± 5,4	22,4 ± 2,4
<b>2</b>	693 ± 76	69,5 ± 12,3	8,2 ± 1,6
<b>3</b>	472 ± 133	80,1 ± 1,6	9,3 ± 1,4
<b>4</b>	668 ± 155	94,0 ± 4,5	16,8 ± 2,6
<b>5</b>	750 ± 390	92,9 ± 5,9	13,1 ± 1,0
<b>6</b>	489 ± 74	60,5 ± 5,5	8,0 ± 0,8
<b>7</b>	287 ± 15	40,2 ± 2,1	8,1 ± 1,0
<b>8</b>	467 ± 72	57,4 ± 3,6	18,9 ± 5,1
<b>9</b>	482 ± 54	47,2 ± 0,6	19,0 ± 1,1
<b>10</b>	602 ± 40	79,3 ± 11,2	14,4 ± 1,8

## 6 Diskuse

Diskuse je zaměřena na zhodnocení vedlejších zemědělských produktů z hlediska jejich vlivu na agrochemické vlastnosti půdy, změny obsahů mikroprvků a makroprvků v zeminách a v rostlině a také změny obsahů rizikových prvků, které mohou samy obsahovat. V tomto pokusu byly zhodnoceny 2 typy vedlejších zemědělských produktů a to produkty vznikající v procesu anaerobní fermentace v bioplynových stanicích a produkty pocházející ze spaloven biomasy. V další části diskuse je řešena schopnosti konopí setého (*Cannabis sativa* L.) remediovat v tomto pokusu rizikové prvky z půdy.

### 6.1 Fugát a separát

Fugát, který byl použit v tomto pokusu obsahoval po odběru z bioplynové stanice 7,45 % sušiny. Průměrná hodnota sušiny, která byla měřena při každé aplikaci fugátu ukazuje na obsah sušiny 7,29 %. Obě hodnoty jsou tedy vysoce nad limitem sušiny 3 %, kterou udává vyhláška č. 131/2014 Sb. pro použití fugátu jako hnojiva. Po odběru bylo naměřeno pH 9,5 a průměrné hodnoty měřené při aplikacích činily 9,23. Použitý fugát byl tedy alkalický, avšak pH zeminy po aplikaci zvýšil jen minimálně. Alkalitu potvrzuje i Marada a kol. (2012), podle kterých se však pH digestátu pohybuje mezi hodnotami 7 - 8. Přestože přidání fugátu zvýšilo zasolení půdy, i poté se zemina pohybovala v kategorii nezasolených půd.

Vyhláška č. 131/2014 Sb. uvádí množství dusíku 0,1 % celkového dusíku ve fugátu. Námí použitý fugát obsahoval 0,22 % amoniakálního dusíku, což je nad limitem vyhlášky.

Liedl et al (2006) uvádějí, že ve fugátu má právě amoniakální forma dusíku nejvyšší zastoupení ze všech forem dusíku. Dle jejich pokusů byly výnosy trávy a zeleniny hnojené fugátem stejně vysoké či vyšší, než kontrolní varianta. To se v mém pokusu nepotvrdilo, neboť varianty hnojené fugátem měly naopak nižší výnos, než kontrolní varianta. To však bylo s největší pravděpodobností způsobeno aplikací fugátu, který byl aplikován na povrch půdy. Nyord et al (2008) doporučují právě kvůli odpařování amoniaku z hnojení digestátem rychlé zapravení do půdy, čímž se předejde ztrátám 20 – 35 % amoniakálního dusíku. To vysvětluje i fakt, že v mém pokusu byl obsah amonného dusíku v zemině po sklizni prakticky stejný jako v kontrolní variantě. Obsah dusíku byl oproti kontrolní variantě nižší i v rostlinách, a to přibližně o jednu čtvrtinu oproti kontrolní variantě.

S vyšším výnosem při hnojení digestátem se setkali ve svých pokusech i Kolář a Vaněk (2012) a Smatanová (2012), kteří prováděli pokusy s digestátem, který je však

obsahem živin srovnatelný s fugátem. Do fugátu navíc po separaci přechází z digestátu většina živin. Výnos u varianty hnojené digestátem byl v jednom případě o 12 % vyšší a ve druhém o 14 - 28 % vyšší. Větší výnosy mohly být způsobeny i díky hnojení neseparovaným digestátem, kdy fugát dodal potřebné živiny a separát zlepšil půdní vlastnosti.

Ačkoliv Vítěz (2013) jako další cenné látky v dusíku jmenuje i fosfor, tak jeho přístupný obsah v zemině se v mém pokusu po aplikaci fugátu naopak snížil. Obsah draslíku však naopak v zeminách stoupl a potvrdil tedy alespoň tvrzení Vítěze (2013) o zvýšeném obsahu draslíku ve fugátu. Navíc v zeminách po sklizni stoupl skoro dvojnásobně obsah síry. Oproti kontrolní variantě se v zeminách po aplikaci fugátu zvýšil obsah boru, vápníku a železa. Zvýšení těchto prvků však rozhodně není přímo úměrné množství aplikovaného fugátu. Naopak v případě vápníku i železa bylo ve variantách s vyšší dávkou fugátu obsaženo méně těchto mikroprvků. Nepotvrdil se výsledek pokusu Vágó (2009) který poukazuje na zvýšení manganu až o 40 % aplikací fugátu.

I v případě obsahu makroprvků v rostlině snížila aplikace fugátu obsah draslíku a síry. Obsahy těchto prvků byly však dle předpokladu o něco vyšší ve variantě s větší dávkou fugátu. Obsah fosforu se však naopak nezanedbatelně zvýšil stejně jako obsah hořčíku či vápníku. Aplikací fugátu se zvýšil i obsah mikroprvků v rostlině a to boru a ve variantě s vyšší dávkou fugátu i železo, stejně jako se tyto prvky objevily ve větší koncentraci i v zeminách po aplikaci fugátu. Naopak fugát snížil obsah manganu v rostlinách.

Tlustoš a kol. (2014a) provedli analýzu fugátu z bioplynové stanice Krásná Hora. Po srovnání s vyhláškou č 131/2014 Sb., kde je definován obsah rizikových prvků v organických hnojivech s obsahem sušiny méně než 13 % se ukázalo, že ani jeden z testovaných prvků (Zn, Pb, As, Cd, Cr, Cu) nebyl nadlimitní. Zvýšení rizikových prvků bylo v zeminách po sklizni zanedbatelné.

Z výsledků je vidět, že obsah arsenu, chromu a mědi se v zeminách po sklizni mírně zvýšil. Kadmium, olovo a zinek měly obsahy přibližně stejné jako kontrolní varianta. To vyvrací výsledky Vágó (2009), který při aplikaci fugátu zaznamenal výrazné snížení obsahu zinku v půdě. Přidání fugátu mírně zvýšilo obsah mědi v zeminách oproti kontrolní variantě, která obsahovala 7,5 mg/kg mědi. Vyhláška č. 13/1994 Sb. uvádí výluhem 2 M HNO<sub>3</sub> v lehkých půdách 30 mg/kg a na ostatních 50 mg/kg mědi.

Obsah arsenu v rostlině byl po aplikaci fugátu nižší než u kontrolní varianty. Navíc oproti kontrolní variantě se ve variantách hnojených fugátem arsen nevyskytoval ve stonku.

Aplikace fugátu však zvýšila obsah chromu v rostlině. Varianta s vyšší dávkou chromu obsahovala dokonce nejvíce chromu ze všech uvedených variant a chrom se dokonce oproti ostatním variantám vyskytoval i ve stonku. Stejně tak aplikace fugátu zvýšila obsah mědi. Obsah v kořeni byl u mědi dokonce dvojnásobný oproti kontrolní variantě. Množství olova bylo úměrné množství fugátu. Varianta s 200 ml fugátu obsahovala olova méně než kontrolní varianta na rozdíl od varianty s 400 ml fugátu.

Obsah zinku byl oproti kontrolní variantě nižší, což potvrzuje teorii Vágó (2009), který vysvětluje nižší obsah zinku v půdě po hnojení fugátem navázáním zinku s rozpustným fosforem, a tím vytvoření méně rozpustného komplexu. Zinek je pak tedy rostlinou přijímán omezeně. Fugát nijak neovlivnil obsah kadmia, kterého bylo stejné množství jako v kontrolním vzorku.

Separát, který byl použit v tomto pokusu obsahoval 21,22 % sušiny. To sice splňuje podmínku vyhlášky č 131/2014 Sb. o minimálním podílu sušiny 13 %, ale dle Vítěze (2013), který udává sušinu separátu v mezích 33 – 40 % sušiny, je její obsah v mém pokusu nižší. Hodnota pH separátu bylo těsně nad hranicí běžného pH digestátu, kterou udává Marada a kol (2012) a vešlo se do rozpětí pH separátů, které uvádí Tlustoš a kol (2014a) a to 8,2 - 8,9. PH bylo však i přesto nižší než u fugátu, který měl hodnotu pH 9,5. Pravděpodobně tedy alkalické ionty při separaci přešly do fugátu.

Vyhláška č. 131/2014 Sb. udává kritérium pro obsah dusíku v separátu 0,5 %. Tlustoš a kol. (2013) však udávají jako reálnou hodnotu z analýz obsahu dusíku v separátech 1,5 - 3 %. Separát použitý v tomto pokusu obsahuje pouze 0,17 % amoniakálního dusíku. Z pohledu makroživin použitý separát v tomto pokusu obsahoval 0,12 % fosforu a 0,28 % draslíku. Oproti hodnotám fosforu, které analyzovali Tlustoš a kol. (2013) 0,7 - 1,4 % obsahoval separát použitý v mém pokusu mnohem méně fosforu a méně draslíku, kterého separát dle analýz Tlustoše a kol (2013) obsahoval 0,38%.

Amoniakálního dusíku v pokusu obsahovaly všechny 3 varianty se separátem v zeminách i v samotné rostlině méně než kontrolní vzorek. Bylo to pravděpodobně způsobeno tím, že většina amoniakálního dusíku po separaci zůstane ve fugátu, ve kterém bylo také i v tomto pokusu amoniakálního dusíku více než v separátu.

Fosforu bylo v zeminách ve variantách s přidaným separátem méně než v kontrolním vzorku, ačkoliv Liedl et al. (2006) tvrdí, že aplikace separátu zvýší obsah fosforu v zemi, a to až na 4 roky. Naopak obsah fosforu v rostlinách byl vyšší než u kontrolního vzorku, což

nesouhlasí s tvrzením Liedl et al. (2006) a to, že jsou většinou výnosy kvůli nízkému obsahu fosforu nižší, protože většina z tohoto prvku je zabudována do separátu, a tedy pro rostliny je nepřijatelná.

Stejně jako aplikace fugátu, tak i aplikace separátu zvýšila obsah draslíku a síry v zeminách. Síry bylo ve variantě s 400 g separátu a 200g separátu a bioefektorem až dvojnásobné množství oproti kontrolní variantě. Aplikace separátu zvýšila i obsah hořčíku v zeminách. Zvýšení obsahu těchto tří prvků (K, S, Mg) se vyskytlo i v rostlině. Navíc přidání bioefektoru zvýšilo obsah hořčíku a síry v rostlině.

Ačkoliv obsah železa v zeminách byl po přidání separátu podobný, tak rostliny pěstované v substrátu s přidaným separátem měly obsah železa menší, a to o více než jednu polovinu oproti kontrolní variantě. Vápníku i manganu bylo v zeminách srovnatelně s kontrolním vzorkem. Vápníku obsahovaly rostliny v zeminách se separátem srovnatelné množství s kontrolním vzorkem na rozdíl od manganu, jehož obsah v rostlinách byl o více než polovinu menší ve srovnání s kontrolním vzorkem. Boru naopak zeminy obsahovaly vyšší množství v zeminách po přidání separátu, ale v samotné rostlině se jeho obsah nijak nezměnil.

Tlustoš a kol. (2014) provedli analýzu separátu z bioplynové stanice Krásná Hora. Po srovnání limitů s vyhláškou č. 131/2014 Sb., kde je definován obsah rizikových prvků v organických hnojivech s obsahem sušiny více než 13 % se ukázalo, že ani jeden z testovaných prvků (Zn, Pb, As, Cd, Cr, Cu) nebyl nadlimitní stejně jako v případě fugátu. Aplikace separátu neovlivnila obsah rizikových prvků kromě arzenu a chromu. Obsah arzenu se v zeminách lehce zvedl a chrom se v zemině s přidaným 200g separátu mnohonásobně zvýšil na 0,6 mg/kg oproti kontrolní variantě, která obsahovala 0,14 mg/kg chromu. Dle vyhlášky č. 13/2014 Sb. je maximální přípustný obsah chromu v lehkých i ostatních půdách 40 mg/kg. Ve variantách s přidanými 400g separátu se naopak snížil obsah kadmia a mědi. Přidání bioefektoru nemělo žádný vliv na obsah rizikových prvků v zeminách.

Přidáním separátu se obsah arsenu v rostlině na rozdíl od zeminy snížil. Přidání bioefektoru však mělo za efekt, že obsah arsenu se zvýšil v listech. Obsah chromu a zinku se v rostlině pěstovaných se separátem snížil. Obsah olova se snížil v rostlinách dokonce dvojnásobně. Obsah kadmia a mědi se v rostlině naopak zvýšil.

Po celkovém hodnocení byl prokázán názor Koláře a kol (2009), že digestát je velmi slabé hnojivo vzhledem k množství vody, protože fugát ani separát neměly vliv na vyšší výnos. Obsah dusíku a fosforu byl v zeminách nižší než v kontrolním vzorku ačkoliv obsahy

draslíku, hořčíku a síry se zvýšily. V zeminách byl aplikací digestátu snížen mangan. Bor, vápník a železo byly v zeminách vyšší. V rostlinách byl obsah dusíku nižší, než v kontrolním vzorku. Ostatní makroživiny (P, K, Mg, S) byly do obsahu oproti kontrolním vzorkům srovnatelné nebo vyšší. Obsah mikroprvků v rostlině se shodoval s obsahy v zeminách, a tedy došlo ke snížení železa, ostatní 3 mikroprvky byly zvýšeny.

Pokud by měl být fugát či separát použit jako hnojivo, bylo by nutné dohnojit dusíkem nebo zvýšit dávky těchto vedlejších zemědělských produktů. Pak by výsledky mohly být srovnatelné s ostatními minerálními hnojivy. Tím však zároveň bylo prokázáno tvrzení Koláře a Vaňka (2012), že je možné digestát aplikovat na půdu za jiným účelem než je hnojení. Obzvláště separát prokázal zlepšení půdních podmínek a výnos byl vyšší než u použití fugátu. Vzhledem k tomu, že fugát nebyl zapraven při aplikaci do půdy, bylo by dobré pokus opakovat.. Hnojivé účinky by také mohlo podpořit zvýšení dávky separátu. Aplikace bioefektoru neměla vliv na příjem živin ani na výnosy.

Balík a kol. (2004) při svém pokusu zkoumali průměrné obsahy rizikových prvků v chlévské mrvě. Toto porovnání je zajímavé, protože chlévská mrva je jedním z hlavních vstupů do bioplynové stanice a obsah rizikových prvků v chlévské mrvě se tedy promítá i do obsahů rizikových prvků v digestátu a tím tedy i do separátu i fugátu.

Balík a kol. (2004) uvádějí obsah olova v chlévské mrvě, která je jedním ze vstupních materiálů digestátu 10,4 mg/kg sušiny. Tlustoš a kol. (2014a) změřili obsah ve fugátu z bioplynové stanice Krásná Hora 1,99 mg / kg a v separátu 1,42 mg / kg, tedy mnohem méně, než ho obsahuje průměrně chlévská mrva. Potvrdilo se tvrzení Blaylock a Huang (2000), kteří tvrdí, že olovo je málo mobilní a zůstává uloženo hlavně v kořenech. Kadmia bývá v chlévské mrvě dle Balíka a kol (2004) maximálně 0,38 mg/kg sušiny. Dle Tlustoše a kol. (2014a) obsahoval fugát z bioplynové stanice Krásná Hora 0,09 mg/kg a v separátu 0,06 mg/kg, což je méně, než v chlévské mrvě.

Ve chlévské mrvě uvádí Balík a kol. (2004) obsah chromu 27,6 mg/kg. Tlustoš a kol (2014a) naměřili ve fugátu 2,33 mg/kg a v separátu 3,38 mg/kg chromu. Dle Balíka a kol (2004) obsahuje chlévská mrva maximálně 3,74 mg/kg arzeny. Tlustoš a kol (2014a) naměřili ve fugátu z Krásné Hory 3,22 mg/kg a v separátu 2,76 mg/kg.

V chlévské mrvě je dle Balíka a kol. (2004) průměrně 178 mg/kg sušiny zinku. Tlustoš a kol. (2014a) naměřili ve fugátu z Krásné Hory 277 mg/kg a v separátu 285 mg/kg. Hodnoty zinku jsou tedy lehce nad limitem. Tlustoš a kol. (2014) naměřili ve fugátu 42,8 mg/kg a v separátu 45,4 mg/kg mědi, což je více než v chlévské mrvě, kde Balík a kol. (2004) uvádějí průměrnou hodnotu mědi 24,6 mg/kg.

## 6.2 Popel

Nejvyššího pH dosahovaly varianty s přidáním 100 g popelu. Tyto varianty zvýšily pH z 6,13 (kontrolní varianta) na pH přes 7,3. To tedy potvrzuje tvrzení Tlustoš a kol (2014b), podle kterého popel obsahuje bazické kationy a živiny. Přidáním popelu se snížil výnos suché biomasy všech tří částí rostliny oproti kontrolní variantě.

Zeminy s přidáním popelu obsahovaly více dusíku oproti kontrole, kromě varianty se 100 g popelu a bioefektorem, kde zemina obsahovala asi o třetinu méně dusíku než kontrolní varianta. To odporuje teorii Tlustoš (2014b), který tvrdí, že popel obsahuje minimum dusíku. Stejně tak se v zeminách zvýšil obsah ostatních makroprvků - fosforu, draslíku, hořčíku i síry. Varianty, do kterých bylo přidáno 100 g popelu, obsahovaly v případě těchto prvků přibližně dvojnásobné množství makroživin v zeminách. Bioefektor neměl vliv na obsah makroživin v půdě.

Potvrzuje to tedy tvrzení Ohecové (2011) a Tlustoše (2014b), že hlavními živinami v popelu jsou draslík, hořčík a vápník, protože půdy s popelem obsahovaly větší množství těchto prvků než kontrolní varianta. Stejného závěru dosáhli i Tlustoš a kol. (2014b), kteří aplikovali 100 g popela a 0,5 g dusíku při pěstování jílku vytrvalého. Po sklizni obsahovaly zeminy mnohonásobně více draslíku, vápníku, hořčíku, fosforu i síry.

Varianta s 50 g popelu obsahovala o něco více dusíku než kontrolní varianta. Přidání popelu zvýšilo i obsah fosforu, draslíku, hořčíku a síry. Použití bioefektoru mělo především vliv na obsah fosforu, hořčíku a síry, kde byly obsahy těchto prvků nezanedbatelně vyšší než obsahy ve variantách se stejnou dávkou popelu bez bioefektoru. Tlustoš a kol. (2014b) došli ke stejným závěrům. Při aplikaci 100 g popelu při pěstování jílku vytrvalého se v rostlině zvýšil obsah draslíku, hořčíku, fosforu a síry. Změna obsahů makroprvků však nedosahovala takových rozdílů jako v mém pokusu, kromě síry, kde byl rozdíl znatelný. Zvýšení draslíku a fosforu využitelného pro rostlinu zaznamenali i Naylor a Schmidr (1989), kteří aplikovali popel při pěstování vojtěšky. Obsah vápníku v zeminách se po aplikaci popelu sice zvýšil, ačkoliv ne o tolik, jako v pokusu Tlustoše a kol. (2014b), kde se obsah vápníku zvýšil v půdě po aplikaci popelu několikanásobně, ale v rostlinách se naopak snížil. To se nestalo u variant s bioefektorem, který způsobil zvýšený obsah tohoto prvku v konopí.

Ačkoliv se v zeminách obsah boru zvýšil více než dvojnásobně, tak obsah boru v rostlině se zvýšil jen zanedbatelně. Železa bylo v zeminách s popelem přibližně stejně, ale u variant s nižším obsahem popelu (50 g) bylo překvapivě více železa než v kontrolní variantě a ve variantách s vyšším obsahem popelu. Stejně tomu bylo i u manganu, kde také ve variantě s

vyšším obsahem popelu obsahovala rostlina o více než polovinu tohoto prvku méně a varianta s 50 g popelu dosahovala přibližně stejných hodnot jako kontrolní varianta. V zemině bylo po aplikaci popelu molybdenu méně. Šlo však o zanedbatelné rozdíly.

Překvapivě rostliny pěstované ve variantách se 100 g popelu obsahovaly méně těžkých kovů než v zeminách s 50 g popelu. S největší pravděpodobností je to způsobeno dle Tlustoše a kol. (2014b) zvýšením pH, které mimo jiné snižuje mobilitu kadmia, mědi, olova a zinku

Podle Vyhlášky č. 131/2014 Sb. rizikové prvky nepřekračují limity pro popely ze samostatného spalování prvků kromě olova. Olova by dle vyhlášky mělo být v popelu ze spalování biomasy maximálně 50 mg/kg, ale již kontrolní varianta obsahuje 127 mg/kg.

Váňa (2010) poukazuje na zvýšený obsah arzenu, kadmia, chromu a olova v rostlinném popelu. Obsah arzenu po aplikaci popelu se v zeminách opravdu zvýšil a dosahoval nejvyšších hodnot ze všech variant. Dle Szákové a kol. (2007) je běžná hladina arzenu 0,01 - 1 mg/kg. Tuto hladinu však překračují všechny varianty včetně kontrolní. Fytotoxicky pak dle Szákové a kol. (2007) působí hladina 3 - 10 mg/kg olova v půdě. V těchto hodnotách se pohybovaly obě varianty s přidáním 100 g popelu. Dle vyhlášky č. 13/1994 Sb. je výluhem 2 M HNO<sub>3</sub> na lehkých i ostatních půdách limit arzenu 4,5 mg/kg. Nejvyšší hodnota arzenu v půdě byla 3,82 mg/kg a to právě ve variantě s popelem.

Větší množství popelu má za následek i větší množství arzenu. V rostlině však bylo množství arzenu nižší, než v kontrolních variantách. Přidání bioefektoru mělo za následek, že rostlina přijala arzen do stonků na rozdíl od ostatních variant, kde zůstal arzen typicky obsažen především v kořeni.

Přidání popule nemělo vliv na zvýšení kadmia v půdě. Hlušek (2004) uvádí jako rozsah obsahu kadmia v půdě hodnoty 0,2 - 1,5 mg/kg. Kontrolní varianta však obsahovala více olova a to 1,75 mg/kg. Vyhláška č. 13/1994 Sb. udává maximální přípustnou hodnotu kadmia výluhem 2M HNO<sub>3</sub> v lehké půdě 0,4 mg/kg a 1,0 mg/kg v ostatních půdách.

Obsah chromu byl v zeminách srovnatelný s kontrolní variantou. Překvapivě byl opět obsah chromu nižší ve variantách s vyšším obsahem popelu, kde byl předpokládán vzhledem k vyššímu množství popelu obsah rizikových prvků vyšší. Naopak varianty s přidáním 50 g popelu obsahovaly více chromu než kontrolní varianta.

Obsah mědi byl v zemině s přidáním popelem srovnatelný s kontrolní variantou. Stejně tak se obsah mědi výrazně neměnil ani v rostlinách kromě varianty se 100 g popelu bez bioefektoru, kde byl obsah mědi nižší. Obsah olova se zvýšil v zeminách s obsahem 100 g popelu. Ve variantách s 50 g popelu se obsah olova výrazně nezměnil. Obsah zinku v půdě se



zvýšil ve všech variantách s popelem. Zinek se v rostlině naopak výrazně snížil ve variantách s přidaným popelem oproti kontrolní variantě. Nejnižší obsah zinku byl ve variantě se 100 g popelu bez bioefektoru.

### 6.3 Fytoremediace konopím setým

Podle Luxe (2011) je pro většinu rostlin toxická koncentrace kadmia 5 - 10 mg/kg sušiny. Z tohoto pokusu však nepřekračuje obsah kadmia v listu hodnotu 1 mg/kg. Obsah kadmia byl však vyšší než 0,1 mg/kg, kterou uvádí Kirkham (2006) jako běžnou maximální koncentraci kadmia v rostlinách. Ani u zinku se neukázala schopnost konopí zvýšeně jej akumulovat. Kašparová a kol. (2009) uvádějí jako normální koncentraci zinku v listech 26 - 150 mg/kg. Tato hodnota nebyla v žádné z variant překročena. Měď se v rostlině kumulovala především v kořeni, což uváděli i Vaňka a kol (2004).

Aby byla fytoextrakce olova ekonomicky výhodná, uvádí Huang et al. (1997) nutnost použít rostliny, které ve svých výhoncích akumulují více než 1 % olova. Konopí však bylo schopno olova v nadzemní biomase nahromadit maximálně pouhé 0,0025 % olova. Dle Tlustoše (2004) je hyperakumulační limit olova 0,1 %, ale ani ten konopí nesplňuje. V kořeni, kde se hromadí nejvíce tohoto prvku, byl jeho obsah nejvýše 0,048 %. Pro fytoextrakci olova tedy není konopí ekonomicky výhodné. Pro kadmium uvádí Tlustoš (2004) hyperakumulační limit 100 mg/kg. V nadzemní biomase však konopí nashromáždilo maximálně 1,35 mg/kg kadmia.

Ačkoliv bakterie *Pseudomonas* sp. je schopna převést dle Fišera (2014) chrom do nerozpustné formy a snížit tak jeho příjem rostlinou, tak tuto schopnost projevila jen ve variantě se 100 mg popelu. Ve variantě s 50 g popelu se tato schopnost u bakterie neprokázala, naopak byl obsah chromu ve variantě s 50 g popelu vyšší ve variantě s bioefektorem. Citterio et al (2003) naočkovali konopí mykorhizní houbou *Glomus mossae* a ani v jejich pokusu nemělo naočkování vliv na koncentraci akumulovaných těžkých kovů.

Linger et al (2002) popisují, že při pokusech s konopím bylo nejvíce kadmia obsaženo v listech rostliny. V mém pokusu však bylo nejvíce kadmia obsaženo v kořenech. Ačkoliv Bona et al. (2007) i Citterio et al (2005) poukazují na schopnost konopí absorbovat a anulovat těžké kovy, v této práci se toto tvrzení neprokázalo.

## 7 Závěr

- Nejvyššího výnosu dosáhla kontrolní varianta. Nejnižšího výnosu dosáhla varianta se 100g popelu a bioefektorem.
- Přestože bylo očekáváno, že fugát i separát jsou hodnotné zdroje živin, tak ani u jednoho z těchto produktů nebylo prokázáno zvýšení obsahu živin či zvýšení výnosu rostliny po jejich aplikaci. Pravděpodobně to však bylo způsobeno malými dávkami separátu i fugátu. Fugát byl navíc aplikován tak, že byl způsoben únik živin z něj.
- Popel z biomasy obsahoval významné množství makroživin a navíc zvýšil pH zemin. Je tedy vhodné ho aplikovat na kyselé půdy, kde nejen dodá alkalitu, ale zvýší i obsah živin. Svou alkalitou navíc popel zamezil příjmu rizikových prvků, které obsahuje.
- Konopí seté (*Cannabis sativa* L.) neakumulovalo předpokládané množství rizikových prvků, ačkoliv to bylo způsobeno i podlimitním množstvím rizikových prvků v půdě. Zároveň se ukázalo, že konopí většinu rizikových prvků obsahovalo v kořenech. V nadzemní biomase bylo těžkých kovů malé množství, a proto se konopí v tomto pokusu neprokázalo jako vhodná rostlina k fytoremediaci.

## 8 Seznam literatury

Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments, Springer-Verlag, New York, pp.644.

Balík, J. Pavlíková, D., Hlušek, J., Provazník, K. 2004. Zdroje rizikových prvků v životním prostředí. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě. ČZU v Praze. Praha. 103-106. ISBN: 8021312327.

Balík, J., Pavlíková, D., Pavlík, M., Tlustoš, P., Vaněk, V. 2008. Mobilita prvků a látek v rhizosféře. ČZU v Praze, Praha, 150 s

Biedermann, F., Obernberger, I. 2005. Ash-related problems during biomass combustion and possibilities for a sustainable ash utilization. In Proceedings of the International Conference „World Renewable Energy Congress “ Také dostupné z < <http://www.bios-bioenergy.at/uploads/media/Paper-Biedermann-AshRelated-2005-10-11.pdf> >

Blaylock M.J., Huang J.W. 2000. Phytoextraction of metals. In: Raskin I., Ensley B.D. 2000. Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. John Wiley : New York; p. 53 – 71

Bona, E., Marsano, F., Cavaletto, M., Berta, G. 2007. Proteomic characterization of copper stress response in *Cannabis sativa* roots. *Proteomics*. 7 (7). 1121–1130.

Citterio, S., Santagostino, A., Fumagalli, P., Prato, N., Ranalli, P., Sgorbati, S. 2003. Heavy metal tolerance and accumulation of Cd, Cr and Ni by *Cannabis sativa* L. *Plant and soil*. 256(2). 243-252.

Citterio, S., Prato, N., Fumagalli, P., Aina, R., Massa, N., Santagostino, A., Berta, G. 2005. The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* induces growth and metal accumulation changes in *Cannabis sativa* L. *Chemosphere*. 59(1). 21-29.

Čásová, K., Tlustoš, P., Száková, J., Pokorná, A. 2004. Využití transgenních rostlin pro remediace půd kontaminovaných kadmiiem. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě. ČZU v Praze. Praha. 112-115. ISBN: 8021312327.

Česko. Zákon č. 167 ze dne 11. června 1998 o návykových látkách a o změně některých dalších zákonů In: Sbírka zákonů České republiky. 1998. částka 57. s. 6770-6800.

Česko. Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 381 ze dne 9. listopadu 2001, kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů. In: Sbírka zákonů České republiky. 2001. částka 145. s. 8238- 8241.

Česko. Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 131 ze dne 17. Července 2014, kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů, a vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv. In: Sbírka zákonů České republiky. 2014. Částka 56. s. 1314- 1352

Fischerová, Z., Tlustoš, P., Száková, J., Pokorná, A. 2004. Akumulace kadmia v biomase vrb a penízků při různém způsobu pěstování. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě. ČZU v Praze. Praha. 130-133. ISBN: 8021312327.

Fišer, J., Tomáš, M. N. 2014. Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. Chemické Listy. 108. 566-571.

Honzík, R., Bjelková, M., Muñoz, J., Váňa, V. 2012. Pěstování konopí setého *Cannabis sativa* L. pro výrobu bioplynu. Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha. 24. ISBN: 9788074271274.

Huang, J. W., Chen, J., Berti, W. R., Cunningham, S. D. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. Environmental Science & Technology. 31(3). 800-805.

Imtiaz, M., Alloway, B. J., Shah, K. H., Siddiqui, S. H., Memon, M. Y., Aslam, M., & Khan, P. (2003). Zinc nutrition of Wheat: II: Interaction of zinc with other trace elements. *Asian Journal of Plant Sciences*, 2(2), 156-160.

James, A. K., Thring, R. W., Helle, S., & Ghuman, H. S. (2012). Ash management review—applications of biomass bottom ash. *Energies*, 5(10), 3856-3873.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 2001. Trace Element in Soils and Plants, CRC Press, p. 413

Kára, J., Hutla, P., Pastorek, Z. 2008. Využití organických odpadů ze zemědělské výroby a venkovských sídel. Sběr, třídění a využití organických odpadů. Zařízení pro termické zpracování organických odpadů. VÚZT v.v.i. Praha. 102 s. ISBN: 9788086884400.

Kára, J., Pastorek, Z., Příbyl, E. 2007. Výroba a využití bioplynu v zemědělství. VÚZT, v.v.i. Praha. 120 s. ISBN: 9788086884288.

Kašparová, M., Száková, J., Tlustoš, P. 2009. Obsahy vybraných ritikových prvků v nadzemní biomase rostlin v blízkosti dálnice. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na půdní úrodnost, organickou hmotu v půdě a použití statkových a minerálních hnojiv. ČZU v Praze. Praha. 137-140. ISBN: 9788021320062.

Kirkham, M. B. 2006. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*. 137(1). 19-32.

Kolář, L., Vaněk, V., Kužel, S., Štindl, P., 2009. Využití odpadů z bioplynových stanic. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na půdní úrodnost, organickou hmotu v půdě a použití statkových a minerálních hnojiv. ČZU v Praze. Praha. 69-78. ISBN: 9788021320062.

Kolář, L., Vaněk, V. 2012. Použití digestátu jako hnojiva- vlastnosti a působení na půdu. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku výživy zahradních plodin. ČZU v Praze. Praha. 47-52. ISBN: 9788021323315.

Koubová, D. 2012. Digestát nahrazuje minerální hnojiva. *Energie Magazin*, (3), 17.

Liedl, B., Bombardiere, J., Chatfield, J. 2006. Fertilizer potential of liquid and solid effluent from thermophilic anaerobic digestion of poultry waste. *Water Science & Technology*. 53(8). 69-79.

Linger, P., Müssig, J., Fischer, H., Kobert, J. 2002. Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) growing on heavy metal contaminated soil: fibre quality and phytoremediation potential. *Industrial crops and products*, 16 (1), 33-42.

Lombi, E., Wenzel, W.W., Adriano, D.C. 2000. Arsenic- Contaminated Soils: II. Remedial Action, *Remediation Engineering of Contaminated Soils*, New York, Basel, p. 739-758

Lošák, T., Hlušek, J. 2004. Vliv hnojení sírou na obsad Cd v rostlinách bramboru. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). *Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě*. ČZU v Praze. Praha. 22-30. ISBN: 8021312327.

Lux, A., Martinka, M., Vaculík, M., White, P. J. 2011. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. *Journal of Experimental Botany*. 62(1). 21-37.

Makádi, M., Tomócsik, A., Orosz, V. 2012. Digestate: a new nutrient source—review. *Energy*. 4(7). 8-7.

Marada, P., Večeřová, V., Kamarád, L., Dundálková, P., Mareček, J. 2008. Příručka pro nakládání s digestátem a fugátem. Mendělova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Institut celoživotního vzdělávání ve spolupráci s Ústavem zemědělské, potravinářské a environmentální techniky. Brno, 30 s. Také dostupné z <[http://eagri.cz/public/web/file/32326/ETAPA\\_IV\\_Metodika\\_digestt\\_FV.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/32326/ETAPA_IV_Metodika_digestt_FV.pdf)>

Marques, A. P., Rangel, A. O., Castro, P. M. 2009. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 39(8). 622-654.

- Meagher, R. B. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current opinion in plant biology*. 3(2). 153-162.
- Meharg, A. A., Hartley-Whitaker, J. 2002. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*. 154(1). 29-43.
- Naylor, L. M., Schmidt, E. 1989. Paper mill wood ash as a fertilizer and liming material: field trials. *Tappi journal*. 72(6). 199-206.
- Nuhoglu, Y., & Oguz, E. (2003). Removal of copper (II) from aqueous solutions by biosorption on the cone biomass of *Thuja orientalis*. *Process Biochemistry*, 38(11), 1627-1631.
- Nussbaumer, T. (2003). Combustion and co-combustion of biomass: fundamentals, technologies, and primary measures for emission reduction. *Energy & fuels*, 17(6), 1510-1521.
- Nyord, T., Søgaard, H.T., Hansen, M.N. Jensen, L.S. 2008. Injection methods to reduce ammonia emission from volatile liquid fertiliser applied to growing crops. *Biosystem Engineering*. 100 (2). 235-244
- Obernberger, I., Biedermann, F., Widmann, W., Riedl, R. 1997. Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass and bioenergy*. 12(3). 211-224.
- Ochecová, P., Tlustoš, P., Száková, J., Habart, J. 2011. Celkové obsahy živin v popelích ze spalování biomasy. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). *Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku síry ve výživě rostlin*. ČZU v Praze. Praha. 107-111. ISBN: 9788021322240.
- Ochecová, P., Tlustoš, P., Száková, J. 2012a. Celkový obsah arsenu a kadmia v popelech ze spalování biomasy. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). *Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku výživy zahradních plodin*. ČZU v Praze. Praha. 142-145. ISBN: 9788021323315.

Ochecová, P., Tlustoš, P., Száková, J., Perná, I., Hanzlíček, T., Habart, J. 2012b. Monitoring kvality popelů ze spalování biomasy (1. část–živiny). WASTE FORUM. 212(4) 204-208. Dostupné také z: < [http://www.wasteforum.cz/cisla/WF\\_4\\_2012.pdf#page=46](http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_4_2012.pdf#page=46)>

Ochecová, P., Tlustoš, P., Száková, J., Perná, I., Hanzlíček, T. 2013. Monitoring kvality popelů ze spalování biomasy (2. Část – rizikové prvky, PAU). WASTE FORUM. 2013. (2) 67-73. Dostupné také z: < [http://www.wasteforum.cz/cisla/WF\\_2\\_2013.pdf#page=21](http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_2_2013.pdf#page=21)>

Odlare, M., Pell, M. Svensson, K. 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. Waste Management. 28(7). 1246-1253.

Pate, D. W. 1994. Chemical ecology of Cannabis. Journal of the International Hemp Association. 2(29). 32-37.

Petříková, V. 2009. Energetické plodiny chrání půdu. Energie 21. 2(5). 8-9.

Pfundtner, E. 2002. Limits and merits of sludge utilisation–Land application. In European workshop: Impact of Waste Management Legislation on Biogas Technology.12-14.

Prade, T., Svensson, S. E., Andersson, A., & Mattsson, J. E. 2011. Biomass and energy yield of industrial hemp grown for biogas and solid fuel. Biomass and bioenergy. 35(7). 3040-3049.

Richtrová, E., Hanč, A., Stáková, J., Tlustoš, P. 2004. Mobilita chrómu v odlišně skladovaných a ošetřovaných čistírenských kalech. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě. ČZU v Praze. Praha. 160-163. ISBN: 8021312327.

Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S. 2005. Chromium toxicity in plants. Environment international. 31(5). 739-753.

Smatanová, M. 2012. Digestát jako organické hnojivo. Zemědělec. 18. 21-22. Dostupné také z: < [http://eagri.cz/public/web/file/233740/Digestat\\_jako\\_organicke\\_hnojivo.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/233740/Digestat_jako_organicke_hnojivo.pdf)>



Soldatova, N. Khryanin, V. 2010. The effects of heavy metal salts on the phytohormonal status and sex expression in marijuana. *Russian Journal of Plant Physiology*. 57. 96-100.

Soudek, P., Víchová, L., Valentová, Š., Podlipná, R., Malá, J., Vaněk, T. 2006. Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické listy*. 100. 323-329.

Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Koryta, J., Vaněk, T. 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy*. 102, 346-352.

Stille P., Pourcelot L., Granet M., Pierret M.C., Guéguen F., Perrone Th., Morvan G., Chabaux F. 2011. Deposition and migration of atmospheric Pb in soils from a forested silicate catchment today and in the past (Strengbach case): Evidence from 210Pb activities and Pb isotope ratios. *Chemical Geology*. 289. 140–153.

Száková, J., Mihaljevič, M., Tlustoš, P. 2007. Mobilita, transformace a základní metody stanovení sloučenin arsenu v půdě a rostlinách. *Chemické Listy*. 101. 397-405.

Šíroká, M. 2008. Pěstování konopí setého (nejen) pro energetické účely – 1. *Energie* 21. 1(5). 12-13.

Šíroká, M. 2008. Pěstování konopí setého (nejen) pro energetické účely – 2. část. *Energie* 21. 1(6). 11-13.

Šmirous, P. 2002. Pěstování konopí setého. *Úroda*. (7). 4-5.

Tambone, F., Genevini, P., D'Imporzano, G. Adani, F. 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresource Technology*. 100(12). 3140–3142.

Tlustoš, P., Száková, J., Fischerová, Z., Šichorová, K. 2004. Remediacce půd. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). *Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě*. ČZU v Praze. Praha. 69-78. ISBN: 8021312327.

Tlustoš, P., Kaplan, L., Száková, J., Dubský, M., Roubíková, I., Šrámek, F. 2013. Využití pevné složky digestátu pro přípravu pěstebních substrátů. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. 20 s. ISBN.: 9788021324305.

Tlustoš, P., Kaplan, L., Dubský, M., Bazalová, M., Száková, J. 2014a. Stanovení fyzikálních a chemických vlastností pevných a kapalných složek dogestátu bioplynových stanic. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. 25 s. ISBN.:9788021325135.

Tlustoš, P., Ohecová, P., Kaplan, L., Száková, J., Habart, J. 2014b. Aplikace popelů ze spalování biomasy na zemědělskou půdu. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. 26 s. ISBN.: 9788021325142.

Tošovská, M. 2002. Směry využití konopí setého. Úroda.

Trakal, L., Tlustoš, P., Száková, J. 2009. Sledování pohybu olova a kadmia v půdě, jejich transport do rostlin. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na půdní úrodnost, organickou hmotu v půdě a použití statkových a minerálních hnojiv. ČZU v Praze. Praha. 137-140. ISBN: 9788021320062.

Vaněk, V., Pavlíková, D., Kolář, L., Hlušek, J. 2004. Stopové prvky ve výživě rostlin a jejich vliv na rostlinnou produkci In:Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě. ČZU v Praze. Praha. 22-30. ISBN: 8021312327.

Vágó, I., Káta, J., Makádi, M., Balla Kovács, A. 2009. Effects of biogas fermentation residues on the easily soluble macro-and microelement content of soil. Trace elements in the food chain. 3. 252-256.

Váňa, J. 2010. Využití popele ze spalování biomasy. Odpadové fórum. 11(4). 25-27.

Vítěz, T., Geršl, M., Mareček, J., Kudělka, J., Krčálová, E. 2013. Mineralogicko-chemická charakteristika fermentačních zbytků při výrobě bioplynu a možnosti jejich využití pro zlepšení vlastností půd. Také dostupné z [http://eagri.cz/public/web/file/325087/MZE\\_fermentacni\\_zbytek\\_final\\_2013.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/325087/MZE_fermentacni_zbytek_final_2013.pdf)

Weiland, P., 2006: Biomass Digestion in Agriculture: A successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences* 6: 302-9.

Zárubová, P, Tlustoš, P., Száková, J., Habart, J. 2011. Akumulace kadmia a zinku rychle rostoucími dřevinami. In: Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (eds.). *Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku síry ve výživě rostlin*. ČZU v Praze. Praha. 161-165. ISBN: 9788021322240.

## 9 Samostatné přílohy

Tabulka 1: Průměrná výška rostliny

Průměrná výška rostlin	
Varianta	cm
1	105 ± 17
2	101 ± 12
3	111 ± 20
4	99 ± 14
5	103 ± 17
6	105 ± 16
7	107 ± 16
8	92 ± 16
9	86 ± 10
10	93 ± 11

Tabulka 2: Výnos suché biomasy (g / rostlinu)

Výnos suché biomasy (g / rostlinu)			
Varianta	kořen	stonek	list
1	23,7 ± 4,5	39,1 ± 1,9	37,7 ± 0,7
2	15,6 ± 0,2	29,7 ± 0,6	23,1 ± 0,8
3	17,9 ± 1,9	37,3 ± 1,2	26,3 ± 1,1
4	14,9 ± 1,9	25,2 ± 0,3	21,3 ± 0,5
5	16,6 ± 1,3	27,5 ± 0,7	24,4 ± 2,0
6	21,1 ± 1,7	32,9 ± 5,1	28,9 ± 0,5
7	16,1 ± 0,7	31,9 ± 2,2	24,7 ± 1,0
8	18,4 ± 4,4	18,1 ± 1,4	21,1 ± 0,4
9	12,2 ± 0,1	14,8 ± 0,7	19,9 ± 0,9
10	15,9 ± 1,7	26,1 ± 1,6	20,2 ± 0,3

Obrázek 1: Založení pokusu



Obrázek 2: Separát z bioplynové stanice Krásná Hora použitý v pokusu





Obrázek 3: Rostliny před sklizní



**Seznam příloh:**

Tabulka 1: Průměrná výška rostliny

Tabulka 2: Výnos suché biomasy (g/rostlinu)

Obrázek 1: Založení pokusu

Obrázek 2: Separát z bioplynové stanice Krásná Hora použitý v pokusu

Obrázek 3: Rostliny před sklizní