

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Vlastnosti zeminy po pěstování rajčat (*Solanum lycopersicum*) ošetřených výluhem z vermikompostu**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Tereza Částková**

**Vedoucí práce: Ing. Aleš Hanč, Ph.D.**

© 2016 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Vlastnosti zeminy po pěstování rajčat (*Solanum lycopersicum*) ošetřených výluhem z vermikompostu" 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 6.4.2016

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala všem, kteří mi pomáhali, v první řadě hlavně panu Ing. Alešovi Hančovi, Ph.D. za vedení mé diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala panu Ing. Jiřímu Boučkovi za korigování mé práce a velkou pomoc při praktickém zpracování.

# **Vlastnosti zeminy po pěstování rajčat (*Solanum lycopersicum*) ošetřených výluhem z vermikompostu**

---

## **Properities of soil after growing of tomatoes (*Solanum lycopersicum*) treted by extract from vermicompost**

### **Souhrn**

Cílem diplomové práce je porovnat vlastnosti zeminy, ke které byl aplikován kompost, vermikompost, popel ze spalování biomasy či Rhizovital 42. Na této zemině byla pěstována rajčata, na která byl u třech variant aplikován extrakt z vermikompostu ve formě postřiku.

Ve vegetační hale katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin v Praze – Suchdole byl založen nádobový pokus s rostlinami rajčete jedlého (*Solanum lycopersicum* L.). Rajčata byla pěstována za přirozených světelných podmínek v nádobách o objemu 5 l v deseti variantách, každá ve čtyřech opakováních. K pokusu byla použita kambizem z Humpolce, kvůli svému nízkému obsahu živin, organických látek a mikroorganismů. K jednotlivým variantám nebo na ně byl aplikován kompost, vermikompost, extrakt z vermikompostu, komerčně dodávaný bioefektor Rhizovital 42, popel ze spalování biomasy nebo jejich kombinace. Před a po ukončení pokusu byly odebírány vzorky zeminy, u kterých byly sledovány vybrané agrochemické parametry. Bylo posuzováno, jaký má vliv aplikace kompostu a vermikompostu, jejich extraktů, aplikace bioefektorů a použití popela ze spalování biomasy na výnos jednotlivých částí rostlin a na obsah živin v biomase, kořenech či plodech rajčete. Výsledky byly statisticky zpracovány.

Na základě experimentu bylo zjištěno, že nejvyšší výnos z celé rostliny byl u rostlin, kde byl aplikován kompost. Použití vermikompostů mělo pozitivní vliv na nárůst biomasy, zatímco použití kompostu, ať už samotného nebo v kombinaci s jinými bioefektory, mělo pozitivní vliv na výnos plodů. Obsahy živin u jednotlivých variant byly velmi rozdílné. Obsahy rizikových prvků byly u všech variant minimální, nejvyšší obsah ovšem vykazovala varianta, ke které byl aplikován vermikompost spolu se slámovým popelem po spalování biomasy.

**Klíčová slova:** Zemina, kompost, vermikompost, výluh, agrochemické parametry

## **Summary**

The aim of the thesis is to compare the characteristics of soil to which was applied compost, vermicompost, ashes from biomass combustion or Rhizovital 42. Tomatoes was cultivated in this soil. On this soil have been applied an extract of vermicompost in spray form in three variants.

The pot experiment with edible plants of tomato (*Solanum lycopersicum* L.) was founded in the vegetation hall of the Department of agro-environmental chemistry and plant nutrient in Prague - Suchdol. Tomatoes were grown under natural light conditions in containers of 5 l in ten variants, each with four replications. The cambisol of Humpolec was used for this experiment, due to their low nutrient content, organic matter and microorganisms. To every variations was applied compost, vermicompost, extract of vermicompost, commercially available bioeffector Rhizovital 42, ashes from biomass combustion, or their combinations. There were taken samples before and also after the end of the experiment. Samples were taken from soils, which have been observed agrochemical properties. They were researched the effects of the application compost and vermicompost and their extracts, application of bioeffectors and use of ashes from biomass combustion on the yield of individual parts of plants and nutrient content in biomass, roots and fruits of tomato. The results were statistically analyzed.

Due to this experiment it was reveal that the highest yield of the whole plant was at the plant where the compost was applied. Use of vermicomposts had a positive influence on the growth of biomass, while the use of composts, either alone or in combination with other bioeffectors, had a positive effect on the yield of fruit. The nutrient content of each variant were very different. The contents of heavy metals were minimal in all variants. However, variant with the highest content was with soil on which was applied vermicompost, along with the straw ashes after burning biomass.

**Keywords:** Soil, compost, vermicompost, extract, agro-chemical properties

# Obsah

1. Úvod.....	8
2. Hypotézy a cíl práce .....	9
3. Literární rešerše .....	10
3.1. Půdní úrodnost .....	10
3.2. Organická hmota .....	10
3.3. Huminové látky.....	12
3.4. Kompostování .....	15
3.5. Vermikompostování.....	19
3.6. Extrakty z kompostů a vermikompostů .....	23
3.6.1. Hodnocení míry využitelnosti extraktů .....	25
3.7. Bioefektory.....	26
3.7.1. Rhizovital 42 (FZB42T) .....	26
3.8. Spalování biomasy .....	27
3.9. Rajče jedlé ( <i>Solanum lycopersicum</i> ).....	29
4. Metodika .....	31
4.1. Nádobový pokus .....	31
4.2. Analýzy zemin, kompostů a vermikompostů.....	32
4.3. Analytické metody pro stanovení huminových látek, makro a mikroprvků.....	32
4.4. Analýzy rostlin.....	33
4.5. Statistická analýza.....	33
5. Výsledky .....	34
5.1. Rostlina jako celek .....	34
5.2. Půda, kompost, vermikompost.....	35
5.2.1. Pěstební směsi .....	37
5.3. Vápník.....	38
5.3.1. Obsah Ca v pěstební směsi .....	39
5.3.2. Celkový obsah Ca v rostlinách.....	40
5.3.3. Obsah Ca v kořenech.....	40
5.3.4. Obsah Ca v biomase .....	41
5.3.5. Obsah Ca v plodech.....	42
5.4. Hořčík.....	43
5.4.1. Obsah Mg v pěstební směsi.....	44

5.4.2. Celkový obsah Mg v rostlinách.....	45
5.4.3. Obsah Mg v kořenech.....	45
5.4.4. Obsah Mg v biomase .....	46
5.4.5. Obsah Mg v plodech.....	47
5.5. Draslík.....	48
5.5.1. Obsah K v pěstební směsi.....	49
5.5.2. Celkový obsah K v rostlinách.....	50
5.5.3. Obsah K v kořenech .....	51
5.5.4. Obsah K v biomase.....	51
5.5.5. Obsah K v plodech .....	52
5.6. Fosfor .....	53
5.6.1. Obsah P v pěstební směsi .....	54
5.6.2. Celkový obsah P v rostlinách .....	55
5.6.3. Obsah P v kořenech .....	55
5.6.4. Obsah P v biomase .....	56
5.6.5. Obsah P v plodech .....	57
6. Diskuse.....	59
7. Závěr .....	63
8. Seznam literatury .....	64
9. Přílohy.....	i
9.1. Fotografické srovnání všech variant .....	i
9.2. Grafy obsahu prvků v rostlinách.....	ii

## 1. Úvod

Ochrana půdy je prvním krokem k udržitelnému rozvoji biologických vlastností určujících kvalitu a úrodnost půdy. Je všeobecně známé, že půdní organismy mají pozitivní vliv na půdní úrodnost, ale o půdních organismech a samotném fungování ekosystému půdy se ví jen velmi málo. Role žížal v úrodnosti půdy je známá od roku 1881, kdy Darwin (1809-1882) publikoval svou poslední vědeckou knihu s názvem „The formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits“ (Bhadoria a Saxena, 2009).

Bioefektory mají vliv na efektivnější využití neobnovitelných zdrojů minerálních živin, energie a vody, ale také na zachování půdní úrodnosti (Neumann et al., 2012). Mezi bioefektory se řadí jak komposty, tak vermikomposty, extrakty z kompostů a vermikompostů, popel i Rhizovital 42.

Aplikace kompostů má pozitivní vliv nejen na růst rostlin, jejich výtěžek a příjem živin rostlinami, ale také na obsah živin v půdě (Bhadoria, Ramakrishnan, 1989; Arthur, et al. 2012; Pinamonti, 1998), což je velmi důležité pro zachování půdní úrodnosti. O stejných vlastnostech ale u vermikompostu hovoří Sakakibara (2006), Santner a Estelle (2009), Zhang et al. (2014), kteří dále uvádějí, že je možné vermikomposty, díky jejich vysoké biologické aktivitě, využít ke zmírnění kontaminace půd rizikovými prvky, což je taktéž přínosné pro zachování půdní úrodnosti. Ke zmírnění kontaminace rizikovými prvky se také někdy mohou využít výluhy z vermikompostů, které mají pozitivní vliv i na zlepšení kvality plodů či prevenci před chorobami a škůdci. Využití kompostů, vermikompostů a jejich výluhů by mohlo být velmi dobrou náhradou za klasicky používaná hnojiva například v ekologickém zemědělství. Stejně tak, by se mohly využívat i *Rhizobakterie*, které by sice nemohly zcela nahradit hnojiva, ale mohly by napomoci ke snížení jejich dávek (Adesemoye et al., 2009).



## 2. Hypotézy a cíl práce

Před započítím pokusu byly stanoveny hypotézy:

- Hypotéza 1: Nebudou nalezeny průkazné rozdíly v agrochemických vlastnostech půdy, na kterou byl aplikován kompost a vermikompost.
- Hypotéza 2: Aplikace výluhu bude mít pozitivní vliv na agrochemické vlastnosti půdy.
- Hypotéza 3: Použití bioefektorů zvýší obsah živin v rostlině.
- Hypotéza 4: Aplikace kompostu a vermikompostu zvýší výnos suché hmoty rostlin.

Cílem diplomové práce je porovnat vlastnosti zeminy, ke které byl aplikován kompost, vermikompost, popel ze spalování biomasy a Rhizovital 42. Na této zemině byla pěstována rajčata, na která byl u třech variant aplikován extrakt z vermikompostu ve formě postřiku.

### **3. Literární rešerše**

#### **3.1. Půdní úrodnost**

Termín „půdní úrodnost“ bývá často špatně definován. Brady a Weil (1974) definuje půdní úrodnost jako „plodnost“, vlastní schopnost půdy dodávat rostlinám podmínky potřebné pro jejich růst, jako živiny a vodu v přiměřeném množství a ve vhodných poměrech. Půdní úrodnost je souborem jak vlastností samotné půdy, tak i faktorů, které ovlivňují půdní prostředí. Dá se hodnotit především na základě výnosu pěstovaných rostlin, případně na základě kvality jejich produktů (Abawi a Widmer, 2000).

Mezi nejvýznamnější agrotechnická opatření, podílející se na vytváření a udržení půdní úrodnosti patří: pravidelné pěstování jetelovin, vhodné střídání plodin, pravidelné hnojení kvalitními organickými hnojivy a dostatečný přísun živin v minerálních hnojivech (Prjanišnikov, 1962). Organické hnojení je z hlediska půdní úrodnosti velmi důležité. Bez přísunu organických látek do půdy není možné dlouhodobě hospodařit a udržovat, či zvyšovat půdní úrodnost. Pro zvýšení obsahu C v půdě jsou nejlepší organická hnojiva, která prošla zrajícími procesy při uskladnění, nejlépe dobře uložený hnůj, či kompost (Triberti et al., 2008). Na stav živin v půdě a tím na půdní úrodnost nemají vliv pouze chemické a fyzikální faktory, ale také biologické, jako je půdní edafon. Sem spadají například žížaly. (Syers a Springett, 1984).

#### **3.2. Organická hmota**

Často jsou hledány souvislosti obsahu organických látek v půdě s některými půdními vlastnostmi a je zkoumán jejich vliv např. na sorpci živin v půdě, na mobilitu rizikových prvků a různých organických látek, především pesticidů apod. Právě pochopením úloh primární organické hmoty, humusových látek a jejich rozlišení dochází k tomu, že autoři při hledání souvislostí s působením organické hmoty zjišťují rozdílné výsledky, které většinou nejsou působeny jen různým obsahem organické hmoty, ale její rozdílnou kvalitou v daných půdách a podmínkami pro mineralizaci a humifikaci. Jako příklad lze uvést vliv obou složek na sorpci a pohyblivost rizikových prvků v půdě. Běžně je doporučováno organické hnojení jako profylaktické (ochranné) opatření pro řešení kontaminace půd rizikovými prvky (Kalbitz a Wennrich, 1998).

V prvotní fázi transformace organické hmoty vzniká více fulvokyselin, které tvoří společně s kovy mobilní sloučeniny, tudíž je možné tvrdit, že primární organická hmota zvyšuje mobilitu rizikových prvků (Kolář a Kužel, 1999). Komplexace rizikových prvků

s rozpuštěnou organickou hmotou v prostředí má vliv na rozpustnost a mobilitu těchto prvků (Weng et al., 2002). V další fázi transformace organické hmoty, se pohyblivost rizikových prvků značně snižuje, tehdy za vhodných podmínek vznikají huminové kyseliny, které vykazují vysokou schopnost sorpce kationtů a současně tvoří s kovy komplexy s nižší rozpustností. Proto je nutné rozlišovat jednotlivé skupiny organických látek nejen v půdě, ale i v organických hnojivech (Kolář a Kužel, 1999).

Jelikož jsou mezi sebou jednotlivé složky půdní úrodnosti provázané, musí být k těmto vztahům přihlíženo ve zpětné vazbě. To znamená, že živiny, které je třeba doplnit, musí být aplikovány s ohledem na sorpční vlastnosti půdy, její pH atd. (viz tab. 1). Obdobně to platí i pro organické látky, tj. organická hnojiva, a to vždy ve vztahu k podmínkám mineralizace, jako např. mikrobiální aktivitě, teplotě, obsahu vody v půdě či pH (Sombroek a Sims, 1995). Například v kyselém prostředí se obecně zvyšuje rozpustnost sloučenin Fe, Mn, Cu, Zn, Al a z nekovů B. V alkalickém prostředí jsou naopak rozpustnější sloučeniny Mo a snižuje se rozpustnost většiny kovů (Mengel, 1984). Navrácení živin a organické hmoty do půdy vhodnými způsoby a udržení jejich vhodné bilance může mít vliv na půdní vlastnosti jako např. na půdní strukturu, sorpční schopnost půdy, vodní režim, biologickou aktivitu, podmínky pro růst kořenů atd. (Andrews et al., 2004).

Tab. 1: Vliv pH na koncentraci a zastoupení iontů v půdním roztoku v ppm (Mengel, 1984)

Živina	Rozsah obsahu	pH	
		kyselé	alkalické
Ca	20 - 1520	136	560
Mg	17 - 243	43	170
K	8 - 390	27	39
Na	9 - 3450	23	667
N	2 - 770	169	182
P	0,03 -31	0,2	0,9
S	3 - 4800	16	768
Cl	7 - 8165	39	710

Velmi často se uvádí, že i vápnění může omezit mobilitu rizikových prvků, ovšem v půdách s vyšším obsahem primární organické hmoty, zvláště v kombinaci s organickým hnojením (např. zaorávkou zeleného hnojení), může zvýšená mineralizace vlivem vyšší

aktivity mikroorganismů tento efekt značně omezit. Podobný je vliv na mobilitu fosforu v půdách. Při počátečním rozkladu primární organické hmoty, kdy se tvoří hlavně fulvokyseliny a v půdách, kde převládají, mohou vznikat jejich estery, které zvyšují pohyblivost fosforu v půdách. Naopak stabilní humusové látky mohou vystupovat jako ochranné koloidy a chránit tak fosforečnanový aniont reakcemi v půdě (Kolář a Kužel, 1999; Vaněk, et al., 2012).

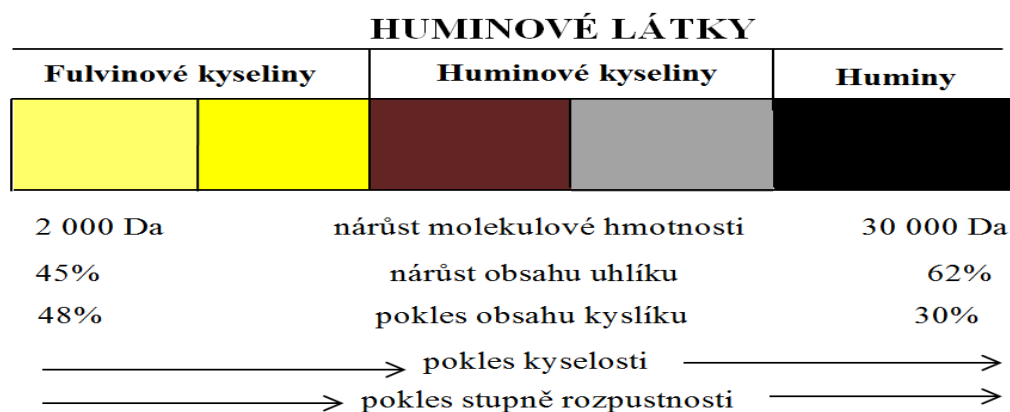
Primární organická hmota a humusové látky působí rozdílně také na organické polutanty, které se dostávají do půdy. V podstatě ale působí obě skupiny příznivě na jejich odbourávání. I když primární organická hmota nemůže sama tyto polutanty zlikvidovat, zvyšuje jako zdroj energetického a živinného materiálu mikrobiální aktivitu, která se podílí na rozkladu a detoxikaci těchto látek (Abawi a Widmer, 2000).

### **3.3. Huminové látky**

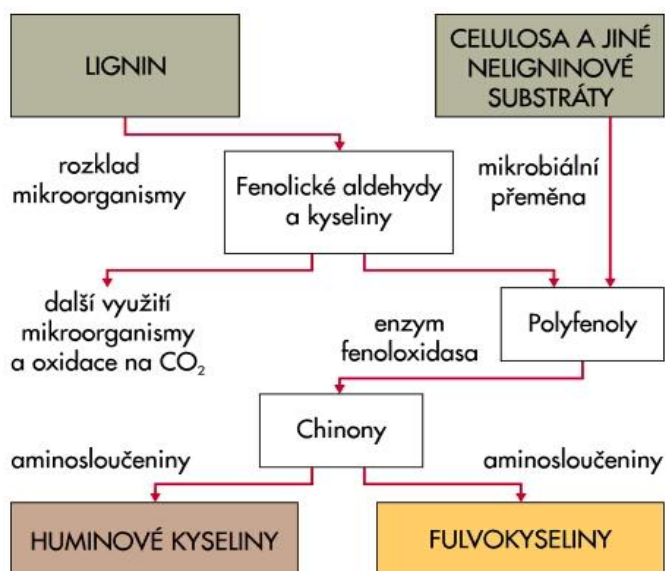
Huminové látky vznikají procesem humifikace. Jsou to složité vysokomolekulární látky částečně cyklického charakteru, obsahující uhlík, kyslík, vodík, dusík případně síru (Haitzer et al., 1999). Podle rozpustnosti se dělí na fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy (viz obr. 1). V závislosti na pH vody a jejím složení se huminové látky vyskytují v různém stupni disperze, jako pravé nebo jako koloidní roztoky (Pitter, 2009). Ve vyšších koncentracích zbarvují vodu do žluta až do hněda (Vesela et al., 2005). Podstatnou vlastností huminových látek je jejich chemická a biochemická stabilita (Frimmel, 1998; Steinberg, 2013; Mc Donald et al., 2004). Chemie huminových látek je vzhledem k mechanismu vzniku těchto látek značně složitá. Huminové látky vytvářejí stabilní komplexy s rizikovými prvky a radionuklidy, tvoří komplexy s hydrofobními organickými sloučeninami a zprostředkovávají redoxní reakce s přechodnými kovy, chlorovanými a nitrovanými uhlovodíky (Perminova a Hatfield, 2005; Vaca-Paulín, et al., 2006).

Huminové látky vznikají postupně (v řádu desítek tisíc let) biochemickými a chemickými reakcemi během rozkladu a transformací odumřelé organické hmoty. Humifikace probíhá při omezené aerobióze, případně při střídání aerobních a anaerobních podmínek. Tvorba jednotlivých komponentů je závislá na stanovištních podmínkách. Během humifikace (viz obr. 2) dochází v původní organické hmotě k řadě rozkladných procesů, jedná se především o syntetické procesy, tudíž je energie spotřebovávána. V první fázi humifikace se tvoří více fulvokyselin, což je významné z hlediska vlivu primární organické hmoty na pohyblivost živin a rizikových prvků (Vaněk et al., 2012).

V dalším průběhu zrání kompostu začínají ovšem převažovat huminové kyseliny nad fulvokyselinami. Poměr mezi huminovými kys. (HK) a fulvokyselinami (FK), ale i kvalita a kvantita huminových látek jsou považovány za důležitý faktor zralosti kompostu. Ve zralém kompostu by měl být poměr HK : FK vyšší než 1 (Edwards et al., 2010a). Nejdůležitějšími látkami, které se účastní procesu humifikace, jsou lignin, polysacharidy, melanin, kutin, lipidy, nukleové kyseliny aj. (Vaněk et al., 2012).



Obr. 1: Vlastnosti huminových látek (<http://www.ihss-cz.cz/>)



Obr. 2: Schéma humifikace ([https://leporelo.info/pics/pic/humifikace-\\_schema\\_.jpg](https://leporelo.info/pics/pic/humifikace-_schema_.jpg))

Huminové látky představují největší a z hlediska globální stability na Zemi nejvýznamnější zásobu organického uhlíku. Jen v půdních uhlíkatých sloučeninách je vázáno

přibližně 3,3 krát více uhlíku než v atmosféře a 4,5 krát více než v živých organismech. Téměř třetinu půdních zásob uhlíku obsahují organické sloučeniny. Minimálně polovinu z toho tvoří chemicky relativně stabilní huminové látky (Novák, 2011). Další zásoby huminových látek jsou rozpuštěny ve vodách nebo uloženy v sedimentech moří, jezer, vodních toků a v ložiscích rašeliny, lignitu a uhlí. Obsah huminových látek v přírodních matricích se pohybuje od stopových množství (písky, jíly), přes jednotky procent (kolem 1 % běžné zeminy, 3 % černozemě) až k desítkám procent (hnědé uhlí, lignit: 20 - 30 %). Mimořádně vysoký obsah huminových látek vykazuje rašelina (až 80 %) (Vesela et al., 2005). V průmyslovém měřítku jsou získávány z rašeliny, sapropelitu a uhlí (Perminova, Hatfield, 2005). Huminové látky zásadním způsobem ovlivňují život na Zemi, určují kvalitu půd a vázáním uhlíku v relativně stabilních sloučeninách ovlivňují také složení atmosféry.

Huminové látky mají v půdě velký význam (Schnitzer, 2001). Na rozdíl od primární organické hmoty nejsou zdrojem živin, ale vyznačují se značnou stálostí a mají významné sorpční a iontovýměnné vlastnosti. Jedná se především o sorpci kationtů, včetně rizikových prvků, a tím omezení jejich mobility v půdě. Sorpční schopnost huminových kyselin je 6-7 krát vyšší než u jílových minerálů (Vaněk et al., 2012).

Z hlediska využitelnosti huminových látek v oblasti ochrany životního prostředí (např. v sanačních technologiích) je nezbytná dobrá znalost jejich potenciálních fyzikálně-chemických interakcí s (kontaminujícími) látkami přítomnými v prostředí (Vesela et al., 2005). Huminové látky mohou být využity k detoxikaci kontaminujících látek přítomných v životním prostředí, neboť mají schopnost měnit chemickou a fyzikální speciaci ekotoxikantů, a ovlivňovat tak jejich biologickou dostupnost a toxicitu (Perminova, Hatfield, 2005, Perminova et al., 2006, Timofeyev et al., 2006). Ekotoxikanty se rozumí takové látky z širokého spektra chemických látek (rizikové prvky, polycyklické aromatické uhlovodíky, atd.), které se mohou uvolňovat do prostředí a mohou mít v ekosystémech specifické interakce (Bláha, 2016).

Stálost huminových látek dokumentují látky odvozené od huminových kyselin (volné huminové kyseliny, humáty dvojmocných a trojmocných kationtů, případně huminy), ty patří z hlediska působení k pasivním složkám organické půdní hmoty s vysokou stálostí. Je proto pochopitelné, že krátkodobější změny, které v obsahu organických látek v půdách a zeminách nastávají, nemohou být způsobeny humusem, ale primární organickou hmotou. Uvedené skutečnosti poukazují na to, že je snaha o zvýšení obsahu tzv. trvalého humusu v půdách dlouhodobou záležitostí. Pro jeho zvýšení musí být zajištěn přísun organických

látek a hnojiv do půdy a současně i vhodné podmínky pro průběh humifikace. Jako nejvýznamnější opatření se ukazuje hnojení kvalitním kompostem. Jedná-li se o zúrodňovací opatření, či rekultivace, je vhodná kombinace zeleného hnojení (přednostně bobovitých rostlin) a aplikace vyšších dávek hnoje nebo kompostů. Takto lze také v poměrně krátkém období zlepšit úrodnost půd (Vaněk et al., 2012).

Součástí huminových látek jsou také huminové kyseliny. Ty mohou být použity v nízkých koncentracích přímo na rostliny. Huminové kyseliny mají pozitivní fyziologické účinky (Nardi et al., 2009). Získávají se především z rašelinných nebo geologických zdrojů. Vermikomposty a komposty jsou přirozenými zdroji obohacených biologicky aktivních látek (Arancón et al., 2008) a využívají se také v pěstebních substrátech, jako náhražka rašeliny (Zaller, 2007).

### **3.4. Kompostování**

Jedním z organických hnojiv je kompost. Komposty hrají významnou roli v koloběhu látek a živin v přírodě. Mají nezastupitelnou úlohu ve využití a zapojení odpadů a vedlejších produktů rostlinné produkce do obnovy půdní úrodnosti. Pomocí kompostování je možné do půdy navrátit značné množství živin a organických látek (Vaněk et al., 2012). Je možné kompostovat také statková hnojiva, především hnůj, močůvku či kejdu. Statková hnojiva jsou nejen dobrým zdrojem snadněji rozložitelných organických látek, ale současně zdrojem mikroorganismů (Ginting et al., 2003). Jako minerální náplň se nejvíce hodí zeminy s dobrou sorpční kapacitou, které jsou zdrojem jílových částic, ale také přinášejí potřebnou půdní mikroflóru k rozkladu organické části. Zemina má schopnost poutání vody a pohlcování vznikajících zápachů. Také působí na sorpci živin (především poutání vznikajícího  $\text{NH}_3$ ) zvláště na počátku kompostování, kdy zatím nemá organická hmota téměř žádnou sorpční schopnost. Do kompostů může být také přidán popel po spalování biomasy, který obsahuje podle druhu spalovaného materiálu 24 - 44 % Ca, 3 - 9 % Mg a 6 - 20 % K. Podle složení výchozích surovin je někdy vhodné doplnění dusíku, případně fosforu. U dusíku tak aby byl dodržen poměr C:N (25 – 30:1) a takový přídavek P, aby vykazovala kompostovaná směs obsah P v sušině okolo 0,2 % (viz tab. 2) (Crecchio et al., 2004; Edwards et al., 2010a).

Tab. 2: Obsah organických látek a živin v kompostu v % sušiny při obsahu vody do 50 % (Vaněk et al., 2012)

Živina	% sušiny	
	dobry	špatný
Organické látky	50 >	< 30
Dusík	2,0 >	< 1,0
Fosfor	0,7 >	< 0,2
Draslík	1,2 >	< 0,4

Během kompostování by měly být dodržovány určité podmínky (viz tab. 3) (Edwards et al., 2010a). Tyto podmínky napomáhají rozvoji mikroorganismů, můžeme tak docílit až desetkrát většího počtu mikroorganismů ve srovnání s půdou, což urychluje a intenzifikuje celý proces zrání kompostu (Váňa, 1994).

Tab. 3: Charakteristika kompostování (Edwards at al., 2010a)

Faktor	Hodnota
Poměr C:N	25 : 1 až 30 : 1
Počáteční velikost částic	10 - 15 mm
Vlhkost	55 % až 60 % (vyšší hodnoty pouze při použití slámy nebo pilin)
Okysličení	0,6 – 1,8 m <sup>3</sup> /den/kg vzduchu nebo udržování hladiny kyslíku ve výši 10% -18%
Zpětná kontrola	pomocí teploty nebo kontrola kyslíku pomocí dmyhadla v aerátorech
Teplota	55 °C – 60 °C
Velikost kompostéru	Libovolná délka; výška 1,5 m; šířka 2,5 m pro komposty s přirozenou aerací. Pro komposty s řízenou aerací může být výška větší.
Velikost reaktoru	Důležitým faktorem je výška, kompostovaná hmota nesmí být vyšší než 3 m, může být vážný problém s větráním
Lidské patogeny	Jsou zabity při termofilní fázi
Čas rozkladu	Po samo-vyhřívání a termofilní fázi (cca týden), následuje několik měsíců „léčení“ při mesofilních teplotách (30 - 40 °C)



Obsah živin v kompostech závisí na výchozích surovinách, ze kterých byl kompost vyroben. Pro průmyslové komposty je stanoven jen nejnižší obsah N, poměr C : N a také obsah vody (viz tab. 5). Jsou také vymezeny přístupné obsahy rizikových prvků, kterým musí vyhovovat kompost uváděný na trh (viz tab. 4). Aby výsledný výrobek splňoval uváděná kritéria je nutné při založení kompostu sledovat obsah rizikových prvků v jednotlivých materiálech používaných ke kompostování (Vaca-Paulín et al., 2006). Při kompostování se musí počítat s tím, že se v průběhu procesu sníží obsah organických látek (sušiny) asi o 40 % (Bernal et al., 2009).

Na trhu se objevují i komposty z bioreaktorů (biofermentorů), kde jsou podmínky kompostování více rovnoměrné. V první fázi fermentace, která trvá dva až čtyři dny, je v uzavřených reaktorech dosahováno teploty kolem 60 - 80 °C a v dalších přibližně deseti dnech 50 - 55 °C, tudíž je zaručena velmi dobrá hygienizace odpadů, ničení plevelů, snížení rizik znečištění prostředí a značně se urychlí proces přeměny organické hmoty. V následném období, které trvá asi jeden měsíc, probíhá dozrávání kompostů již klasickým krechtovým způsobem. Takto vyráběná hnojiva představují velmi kvalitní kompostovaný materiál. V některých provozovnách jsou takto zpracována i statková hnojiva, hlavně kejda a drůbeží podestýlka (Bernal et al., 2009).

Tab. 4: Limitní hodnoty rizikových prvků pro organická hnojiva se sušinou nad 13 % (příloha č. I k vyhlášce MZE č. 271/2009 Sb.)

Cd	Pb	Hg	As	Cr	Cu	Mo	Ni	Zn
mg/kg v sušině								
2	100	1	20	100	150	20	50	60

Tab. 5. Požadavky na průmyslový kompost (Vaněk et al., 2012)

Obsah spalitelných látek (OL)	< 25%
Obsah vody	1 - 2 x OL (40 - 65 %)
Celkový obsah dusíku	< 0,6 %
C:N	> 30

Kompostovací proces zpravidla snižuje pH konečných produktů. Kompostování v bioreaktorech umožňuje sběr amoniaku, ten lze recyklovat jako hnojivo, aby se zabránilo znečištění atmosféry. Kompost může také poskytnout vysoký obsah dostupných živin

pro rostliny a zlepšuje půdní fyzikální vlastnosti, jako je vododržnost, kationtová výměnná kapacita, provzdušnění půdy, propustnost a vsakování vody. To vše významně přispívá ke snížení eroze půdy a ztráty živin povrchovým odtokem (Edwards et al., 2010a).

Kompost působí antagonisticky k rostlinným patogenům a k semenům plevelů. Patogenní organismy mohou být eliminovány vysokými teplotami během procesu. Proces kompostování zvyšuje množství humifikovaných sloučenin, a i když se celkové množství rizikových prvků zvyšuje (v důsledku ztrát uhlíku během mineralizace), množství biologicky dostupných rizikových prvků má tendenci se snižovat vzhledem k tvorbě stabilních komplexů s huminovými látkami (Edwards et al., 2010a).

Použitím kompostu je možné snížit využívání omezených zdrojů anorganických hnojiv, jako je rašelina a snížit také náklady na likvidaci organického odpadu. Použití kompostu na zemědělské půdě může přispět k rovnoměrnému rozdělení živin. Na rozdíl od přidání surového organického odpadu, nemá kompost fyto toxické účinky na sazenice a kořeny rostlin. Pro zahradnické účely, představuje kompost ekonomickou alternativu k rašelině (Edwards et al., 2010a).

Podle Pinamontiho (1998) zvyšují komposty obsah organické hmoty v půdě, obsah fosforu a výměnného draslíku. Využívání kompostů má pozitivní vliv na fyzikální vlastnosti půdy jako je zvýšení pórovitosti, strukturní stability, retenční schopnosti půdy, snížení vodní eroze, zvýšení půdní úrodnosti, atd. (Sartori et al., 1985; Guidi et al., 1988; He et al., 1992; Pinamonti et al., 1996). Také snižují kolísání teplot půdy a evaporaci. Aplikací čistírenských kalů a kompostů do půdy by nemělo docházet k výraznému nárůstu hladiny rizikových prvků v půdě a v rostlinách (Pinamonti, 1998).

Ačkoli může být kompostování nákladnější než využívání surové kejdy či hnoje, je dnes považováno za alternativní zdroj organických látek k hospodářským hnojivům. (Bernal et al., 2009). Nicméně, příznivé účinky kompostů jsou závislé jak na vlastnostech půdy, textuře a vlhkosti, ale také na původu organické hmoty (Leon-Gonzales et al., 2000). Přítomnost organických a anorganických kontaminantů v kompostu může představovat nebezpečí pro životní prostředí. Hlavním faktorem vedoucím k omezenému využívání kompostů v zemědělské produkci je obvykle obsah rizikových prvků. O obsahu rizikových prvků v kompostech píše Woodbury (1992), že se liší v závislosti na typu půdy, druhu rostliny a kvalitě kompostu. Často byly po aplikaci kompostů, zejména z komunálního odpadu, pozorovány zvýšené obsahy hladiny Zn, Cu a Pb, a to jak v půdě, tak v rostlinách (Bevacqua a Mellano, 1993; Illera et al., 2000; Petruzzelli et al., 1989; Woodbury, 1992).

Zejména písčité půdy s nízkou sorpční kapacitou a pH hůře adsorbují kovy, a jsou proto nevhodné pro aplikaci odpadu s vysokým obsahem rizikových prvků (Mc Bride, 2003).

Plocha, která slouží ke kompostování (kompostiště), zvláště větších rozměrů, musí být zpevněná a zabezpečená proti úniku povrchové vody. Vhodné a levné jsou technologie kompostování v plošných hromadách s využitím techniky pásové hromady. Tento způsob kompostování převažuje hlavně v malých provozovnách. V každém případě je nutné, aby kompostiště mělo dostatečnou plochu, umožňující dobrou manipulaci a skladování surovin.

Celý kompostovací proces lze rozdělit do několika fází. V první řadě se jedná o navážení a soustřeďování surovin, případně jejich třídění, poté smísení a homogenizace surovin a samotné založení kompostu. Během kompostování je vhodné alespoň jednou nebo nejlépe dvakrát, zvláště ze začátku, kompost překopat. Konečná úprava zralého kompostu spočívá většinou v prosévání, kdy dochází k separaci nežádoucí nebo nerozložené substance. Prosetý kompost se následně expeduje (Vaněk et al., 2012).

Rozkladné procesy probíhají na začátku procesu kompostování, kdy dochází, podle podmínek a množství lehce dostupných rozložitelných organických látek, k intenzivnímu rozvoji mikroorganismů a současně ke zvýšení teploty kompostovaného materiálu až na hodnoty kolem 60 °C. Teplota fermentované směsi a doba, po kterou se takováto teplota udržuje je rozhodující pro průběh rozkladu organických látek a jejich transformaci na stabilnější formu (Vaněk et al., 2012; Miller, 1992).

### **3.5. Vermikompostování**

Vermikompostování je definováno jako metoda mezofilní aerobní fermentace organických materiálů. Takto vytvořené hnojivo, je velmi aktivní. To sebou ale nese i negativa v podobě vysokých nákladů. Je nutné nepřidávat do kompostů jakékoli odpady bez znalosti jejich původu a složení, z hlediska možné kontaminace nežádoucími organickými polutanty a rizikovými prvky. Velká část odpadů, zvláště z různých skládek, může být značně znečištěna a může tak způsobit průnik nežádoucích látek do půdního prostředí a následně i do potravního řetězce (Vaněk et al., 2012).

Existuje více druhů žížal, epigeické a endogeické (Ismail, 1995). Při vermikompostování se využívají druhy, které žijí ve svrchní vrstvě půdy a nevytváří trvalé nory a živí se organickou hmotou a humusem z povrchu půdy, tedy žížaly epigeické (Mc Lean, Parkinson, 1998). Konkrétně se využívají tyto druhy žížal: žížala hnojní

(*Eisenia fetida*), evropská dešťovka (*Dendrobaena veneta*), vyšlechtěný druh žížaly kalifornské (*Eisenia andrei*), žížala načervenalá (*Lumbricus rubellus*), africká dešťovka (*Eudrillus eugenie*) a „modrý červ“ (*Perionyx excavatus*) (Zajonc, 1992).

Vermikompost může být použit ke zmírnění kontaminace půdy rizikovými prvky, polycyklickými aromatickými uhlovodíky a herbicidy (Zhang et al., 2014; Santner a Estelle, 2009; Sakakibara, 2006) kvůli jeho vysoké chemické a biologické aktivitě. Ale na druhou stranu tvrdí Pan et al. (2009), že obsah rizikových prvků je ve vermikompostu vyšší než v původním materiálu, neboť celkový objem kompostu se snižuje a tyto prvky zůstávají v původním množství. Žížaly mají sice schopnost kumulovat je ve svém těle, ale tím se obsah rizikových ve zpracovaném substrátu podstatně nesníží. Některé druhy žížal zvládnou odfiltrovat z rozkládané hmoty až 75 % všech rizikových prvků. Zejména se jedná o tyto tři druhy žížal: *Eudrilus eugeniae*, *Eisenia fetida* a *Peryonix excavates*. Kromě urychlení rozkladu biomasy v kompostu zvládnou žížaly absorbovat Cd, Cu, Pb, Mn a Zn předtím, než je kompostovaná hmota dále zpracována. Rizikové prvky se tedy akumulují do žížal a přestanou být mobilní ve vermikompostu. V případě použití hnoje jako základní složky kompostu se nemusíme obávat vysokého obsahu rizikových prvků ve vermikompostu (Pan et al., 2009).

Jako potrava žížalám slouží organický materiál (nejlépe předfermentovaný) s poměrem C:N přibližně 25:1 – 30:1 (Edwards et al., 2010a). Při dosažení ideálních podmínek jsou žížaly schopny zkonzumovat o něco větší množství potravy než jejich vlastní hmotnost. Zpracují většinou jakýkoli organický materiál (Gaddie, Douglas, 1975), jako jsou čistírenské kaly, živočišné odpady, zbytky zemědělských plodin a zbytky z domácností, ze zahrad, některé průmyslové odpady, zejména odpady z pivovaru, lihovarnictví, ze zpracování cukrové třtiny apod. (Atiyeh et al., 2000; Sinha et al., 2010). Nevhodné materiály pro vermikompostování jsou například ty, které mají vysoký obsah solí. Ideální obsah solí by neměl překročit 0,5 % (Gunadi et al., 2002). Dále jsou nevhodné cibule, ty snižují pH substrátu a tím omezují aktivitu žížal. Nehodí se ani čerstvé listy či tráva, ty při rozkladu uvolňují velké množství tepla. Nežádoucí je také maso, mléčné výrobky, citrusy nebo cokoli obsahující lignin (Sinha et al., 2008). Pokud je jako potrava použita mořská řasa, měla by být nejdříve propláchnuta, aby z ní byla odstraněna veškerá sůl, která zůstala na povrchu. Vysoký obsah rozpustných solí má i mnoho typů hnoje (až 8 %). Což většinou není problém, pokud hnůj slouží jako potrava, neboť je takovýto materiál obvykle použit na povrchu. Žížaly se mu tedy mohou vyhnout, dokud časem nedojde

k odplavení solí zaléváním nebo vlivem srážek. Za nejpříznivější potravu pro žížaly je považován hnůj skotu. Pokud je hnůj použit jako podestýlka, měl by být nejdříve propláchnut, aby se snížil obsah soli (Gaddie a Douglas, 1975).

Asi 40 % organických látek žížaly využijí a zbytek, tvořený zejména natrávenými částmi, vylučují do prostředí. Takto vzniklé hnojivo obsahuje vysoký podíl huminových kyselin, díky tomu je možné docílit až desetkrát většího počtu mikroorganismů oproti kompostu (Carrasquero-Durán et al., 2009).

Podle Edwardse et al. (2010a) vyžadují žížaly kromě dostatku organického materiálu vlhkost kolem 80 % - 85 % (mezní hodnoty 60 % - 90 %) (viz tab. 6), zatímco výzkumníci z Nového Skotska se domnívají, že ideální vlhkost je 75 - 80 % (Georg, 2004). Při nedostatku kyslíku, např. během tuhé zimy, dokážou žížaly využít kyslík zabudovaný v molekulách vody (Munroe, 2007). Přítomnost pesticidů je pro žížaly často smrtelná (Plíva a Hanč, 2011).

Tab. 6: Charakteristika vermikompostování (Edwards et al., 2010a).

<b>Faktor</b>	<b>Hodnota</b>
Poměr C:N	25 : 1 až 30 : 1
Počáteční velikost částic	10 - 20 mm (větší částice zpomalují proces)
Obsah vody	80 % - 85 % (mezní hodnoty 60 % - 90 %)
Kyslík	Žížaly vyžadují aerobní podmínky
Teplota	15 °C – 25 °C (mezní hodnoty 4 °C – 30°C)
pH	≥5 a 9≤
Obsah amoniaku	≤0,5mg. g <sup>-1</sup>
Velikost vermikompostéru	Libovolná délka a šířka, výška 50 cm (vyšší hodnoty zpomalují nebo dokonce zastavují proces)
Velikost reaktoru	Délka 40 m; šířka 2,4 m; hloubka 1 m. Odpady by se měly dávkovat v tenkých vrstvách silných 5 - 10 cm.
Lidské patogeny	Jsou zabity po 70 dnech vermikompostování
Čas rozkladu	od 4 do 12 měsíců, ve spojitých systémech reaktorů do 30 - 60 dní

Žížaly jsou hlavními půdními organismy ve většině přirozených ekosystémů vlhkých tropů (Lavelle et al., 1995). Hrají velkou roli při mineralizaci a humifikaci organické

hmoty (Lavelle et al., 1992). Ve vysoce promyvných půdách vlhkých tropů je aktivita žížal velmi prospěšná, neboť se díky nim půda promísí a provzdušní. Žížaly vylučují živiny a zvyšují tím aktivitu mikroorganismů. Navíc žížalí slizy váží půdní částice a přispívají tím k tvorbě vysoce stabilních agregátů. (Shipitalo a Protz, 1989). V případě ztráty vody z profilu je možné zvýšit aktivitu žížal vápněním (Syers a Springett, 1984).

Žížaly zlepšují celkově fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy. Díky pozitivnímu vlivu na udržení drobtovitých agregátů, což zlepšuje vzdušný a vodní režim půdy, může klesnout spotřeba vody až o 40 % (Sinha et al., 2010). Vermikompost slouží jako prevence výskytu rostlinných patogenů a parazitů rostlin, například se sníží míra poškození od mšic, či housenek (Edwards et al., 2004). Na základě experimentu Syerse a Springetta (1984) je možné tvrdit, že žížaly mohou mít pozitivní vliv na růst rostlin a to hned několika způsoby. Za prvé tím, že napomáhají v rozkladných procesech materiálů a tím dochází k urychlení mineralizace; za druhé, vlastními metabolickými produkty žížal a za třetí tím, že zlepšují provzdušnění a propustnost nestrukturních půd. Za určitých podmínek mají vliv i na transport iontů v půdě (Elad, 1994), ovlivňují tak množství živin v půdě (N, P, K a Ca), které jsou snadno využitelné rostlinami (Bhadauria a Ramakrishnan, 1989; Arthur, et al., 2012). Většina těchto živin je obsažena v moči a slizu žížal. (Barois a Lavelle, 1986). Celkové množství dusíku by mělo být podle Bhadauria a Ramakrishnana (1996) několikrát vyšší než při použití anorganického či organického hnojení. Činnost žížal nejen zrychluje rozklad organické hmoty (Atiyeh et al. 2001; Lv et al., 2013), ale má také vliv na výskyt půdních organismů (Syers a Springett, 1984). Díky jejich činnosti mají vermikomposty nejen jemnou strukturu částic, ale také obsahují živiny ve formách, které jsou snadno přístupné pro rostliny (Atiyeh et al., 2000; Garg et al., 2006; Tripathi a Bhardwaj, 2004), jako jsou dusičnany, rozpustné formy draslíku, vápníku či hořčíku (Atiyeh et al., 2000).

Vermikompost lze také využít k odstranění kovových iontů z odpadních vod nebo jako prostředek k biofiltraci vzduchu eliminující zápach při anaerobní digesci (Mikeš et al., 2008). Obsah živin ve vermikompostu je často mnohem vyšší než v tradičním kompostu (Dickerson, 2001). Dále může být využit při hnojení trávníků a jiných zahradních nebo pokojových rostlin nebo jako mulč (Dickerson, 2001).

Vermikompostování statkových hnojiv je šetrné k životnímu prostředí a poskytuje alternativu minerálního hnojení v zemědělství (Atiyeh et al., 2002), stejně tak je možné vermikompost využít jako náhražku rašeliny v pěstebních substrátech (Zaller, 2007).

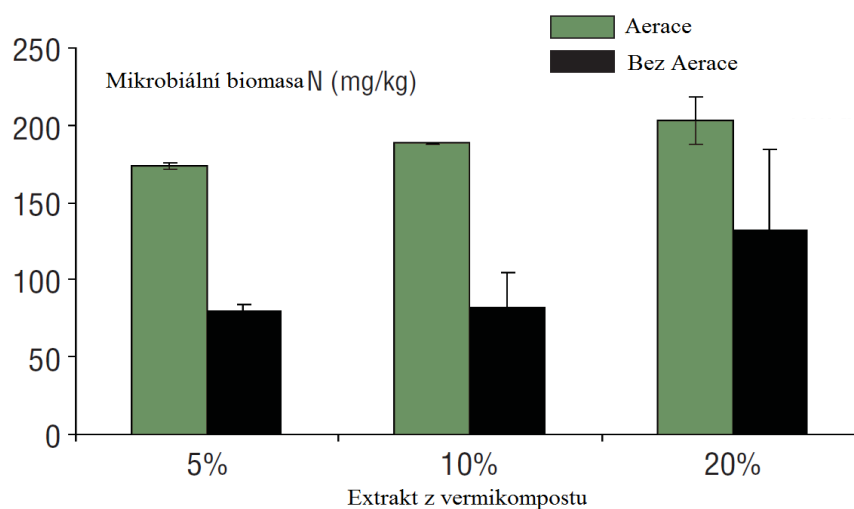
### 3.6. Extrakty z kompostů a vermikompostů

Řízeným průtokem kompostem nebo vermikompostem vznikají výluhy (v zahraniční literatuře často označovány jako compost tea, resp. vermicompost tea). Vlastnosti a kvalita výluhů jsou ovlivňovány biologickými, fyzikálními a chemickými podmínkami během kompostování či vermikompostování (Scheuerell, 2002).

Aplikací výluhů z vermikompostů na list rostlin je možné zabránit napadení nežádoucími bakteriemi, neboť je takto povrch listu již kolonizován užitečnými mikroorganismy. Zálivka z vermikompostů pozitivně ovlivňuje růst rostlin. Rostliny pak mají bohatší kořenový systém a jsou odolnější vůči napadení chorobami či škůdci. Použitím výluhů se také zvyšuje retenční schopnost půdy, díky vyššímu výskytu mikroorganismů se zlepšuje její struktura a rozložení organického odpadu, což také potvrzuje mnoho studií (Ingham, 2005). Podle studie Wanga et al. (2014) by měla mít aplikace výluhů pozitivní vliv na rostliny v oblasti ochrany rostlin před škůdci. Tvrdí, že např. u cukety potlačuje výskyt háďátek a hlístic. Podle Edwardse et al. (2010b) slouží i jako prevence výskytu např. mšice broskvoňové (*Myzus persicae*), červce citroníkového (*Planococcus citri*) a svilušky chmelové (*Tetranychus urticae*). Používají se též k potlačení některých patogenů (*Phytophthora infestans*, *Pythium*, *Rhizoctonia*, *Plectosporium* a *Botrytis cinerea*) (Gandhi Pragash et al., 2009; Patma et al., 2011) a některých rostlinných chorob (*Pythium*, *Rhizoctonia*, *Plectosporium*, *Verticillium*) (Arancon et al., 2007). Nejpravděpodobnější příčinou tohoto pozitivního vlivu se jeví obsah rozpustných fenolů, které se do výluhů uvolňují z vermikompostů (Edwards et al., 2010b). Fritz et al. (2012) uvádějí, že aplikace výluhů má pozitivní vliv na kvalitu plodů rostlin. Studie Panta et al. (2011) potvrzuje tvrzení Fritze et al. (2012), že aplikace výluhů může pozitivně ovlivnit výnos a kvalitu rostlin a dále tvrdí, že zvyšuje biologickou aktivitu půdy, a to hned u několika typů půd.

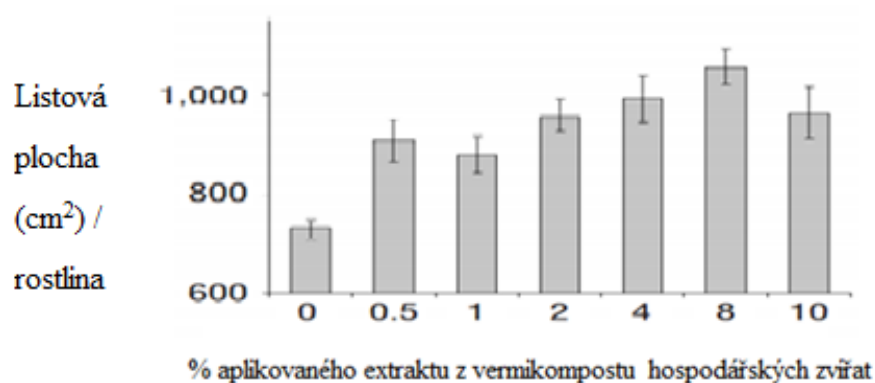
Pro výrobu výluhů je možné použít dva způsoby extrakce: aerobní a anaerobní. Primárním účelem, v průběhu aerobního procesu, je neustále dodávat kyslík potřebný pro přežití a množení aerobních mikroorganismů (Arancon et al., 2007). Charakteristické jsou kromě jiného zvýšeným obsahem mikroorganismů, např. rodů *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Streptomyces*, *Azospirillum*, *Azoarcus*, *Azotobacter*, *Burkholderia*, *Cyanobacteria*, *Herbaspirillum*, *Chryseobacterium* (Gandhi Pragash et al., 2009; Patma et al., 2011), huminových kyselin, enzymů, minerálních látek a růstových hormonů (auxinů, giberelinů a cytokininů) (Casenave de Sanfilippo, 1990). Na výslednou kvalitu a použitelnost hnojiv

připravených z vodných výluhů z kompostu či vermikompostu má vliv řada faktorů (Golueke, 1991).



Obr. 3: Graf vlivu aerace na nárůst mikrobiální biomasy v extraktu vermikompostu z potravinového odpadu (Arancon et al., 2007)

Vodné výluhy z vermikompostů a kompostů mohou být použity v zahradnictví, zemědělství, vinařství, sadovnictví, trávnickářství nebo při úpravě krajiny. Oproti pevnému vermikompostu mohou být aplikovány přímo na listy rostlin či použity jako závlivka (Edwards et al., 2011). Aplikace výluhů je jednodušší než u pevného stavu, kdy se musí např. vermikompost zapravovat do půdy (Edwards et al., 2010b). Výluhy se zároveň přepravují snadněji než pevný materiál (Arancon et al., 2007). Výluhy z vermikompostů lze díky svým vlastnostem použít jako náhradu pesticidů v ekologickém zemědělství.



Obr. 4: Graf růstu listové plochy u rostlin rajčete po aplikaci extraktu z vermikompostu hospodářských zvířat v různých obsahových procentech (Edwards et al., 2006)



Při přípravě výluhů z vermikompostu ze zvířecích odpadů hrozí nebezpečí výskytu patogenů, především koliformních bakterií nebo bakterií rodu *Salmonella*. Takovéto nebezpečí by mohlo nastat, kdyby byly do procesu přidány uhlíkaté substráty, jako je např. melasa či cukr. Takové výluhy by se pak v žádném případě neměly aplikovat na listy jedlých rostlin (Edwards et al., 2006).

Při aplikaci výluhů na rostliny je důležité zvážit ředící poměr, aplikační zařízení, dobu aplikace či přidání speciálních mikrobiálních antagonistů (Scheuerell, Mahaffee, 2002).

### **3.6.1. Hodnocení míry využitelnosti extraktů**

Existuje celá řada ukazatelů, které je možno využít k popisu vlastností a využitelnosti výluhů kompostů a vermikompostů. Jak již bylo nastíněno výše, jedním z nich je obsah huminových látek v tomto výluhu. Ty jsou produkovány při biochemických a chemických reakcích doprovázejících rozklad a přeměny zbytků rostlinné a mikrobiální biomasy (souhrnně nazývaných humifikace).

Dalším důležitým parametrem určujícím do značné míry využitelnost výluhů z kompostu a vermikompostu je obsah (resp. aktivita) enzymů. Ty mají výrazný potenciál pozitivně ovlivňovat růst rostlin. Zároveň se běžně vyskytují v kompostech a zejména ve vermikompostech. Enzymatická aktivita odráží aktivitu mikroorganismů zapojených v rozkladném procesu a v případě vermikompostů také aktivitu žížal. Hydrolytické enzymy, jako jsou dehydrogenázy, b-glukosidázy, ureázy a fosfatázy, se podílejí se na přeměně sloučenin C, N, P při kompostovacím procesu. Podobně se fenoloxidázy podílejí na degradaci ligninu (Sen, Chandra, 2009). Obsah a aktivita těchto enzymů se při kompostování i vermikompostování během transformace organické hmoty zvyšuje společně s nárůstem mikrobiální biomasy (Lakhdar et al., 2008).

Poměr C: N je jedním z nejvíce využívaných parametrů sledování vývoje materiálů, procházejících procesem kompostování nebo vermikompostování. Liší se v závislosti na původních surovinách a sám o sobě může sotva poskytnout spolehlivé informace o zralosti kompostu. Poměr C: N zralého kompostu nebo vermikompostu by měl být ideálně kolem 1 : 10, tohoto poměru je ale dosaženo jen zřídka kvůli přítomnosti nerozložitelných organických sloučenin nebo materiálů, které se špatně rozkládají. Je možné, že nejlepším ukazatelem zralosti kompostu nebo vermikompostu by mohla být absence bio-inhibičních alifatických kyselin a fenolů, které mohou být zjištěny pomocí kapalinové chromatografie s hmotnostní detekcí nebo pomocí testu klíčení semen. Dalším ze sledovaných parametrů je

obsah lidských patogenů. Je dáno, že kompost ani vermikompost by neměli na 100 g vzorku obsahovat žádné bakterie rodu *Salmonella*, lidské viry, infekční parazitická helmití vajíčka, a ne více než  $5 \times 10^4$  fekálních koliformních bakterií a  $5 \times 10^5$  fekálních streptokoků (Edwards et al., 2010).

### 3.7. Bioefektory

Bioefektory jsou biologické preparáty používané za účelem zvýšení produkce a kvality pěstovaných rostlin. Současně je cílem snížení spotřeby minerálních hnojiv a zlepšení účinnosti organických hnojiv, které využívají produkty recyklace odpadů. Bioefektory mají vliv na efektivnější využití neobnovitelných zdrojů minerálních živin, energie a vody, ale také na zachování půdní úrodnosti (Neumann, 2012).

Bioefektory obsahují některé řetězce hub *Trichodermy*, *Penicillium* a *Sebacinales*, a bakterie rodu *Bacillus* a *Pseudomonas*, u kterých byl přesně charakterizován potenciál pro rozvoj kořenů stejně jako potenciál usnadňující uvolňování živin ze stabilních matic. Dále do této skupiny patří výluhy z mořských řas, suchozemských rostlin, z kompostů a vermikompostů, stejně jako separované aktivní látky z těchto materiálů (Neumann, 2012).

V rostlinné rhizosféře se hojně vyskytují mikroorganismy. Bakterie žijící v blízkosti kořenů rostlin se nazývají *rhizobakterie* (Kloepper et al., 1980). Tyto bakterie podporují růst rostlin několika způsoby. Zlepšují klíčení semen a jejich tvorbu, podporují rozvoj kořenů, a tím i příjem minerálních živin, podporují adsorpci vody, zvyšují toleranci rostlin vůči stresu a podporují biologickou ochranu proti rostlinným chorobám a hmyzím škůdcům (Dimkpa et al, 2009; Pieterse et al., 2014).

#### 3.7.1. Rhizovital 42 (FZB42T)

*Bacillus amyloliquefaciens* (FZB42T) je gram-pozitivní bakterie z rodu *Bacillus*, která stimuluje růst rostlin a vytváří sekundární metabolity (Chen et al., 2007; Burkett-Cadena et al., 2008). Burkett-Cadena et al. (2008) uvádějí, že konkrétně Rhizovital 42 podporuje konkrétně růst rostlin rajčete a paprik. Tato bakterie kolonizuje rhizosféru a kořeny rostlin (Burkett-Cadena et al., 2008), díky tomu podporuje právě růst rostlin a potlačuje výskyt rostlinných patogenních organismů přítomných v rhizosféře (Koumoutsi et al., 2004). Působí jak proti houbovým, tak i proti bakteriálním patogenům (Borriss et al., 2011). Podle Burkett-Cadeny et al. (2008) má FZB24T příznivý vliv na snížení vajíček hlístic

na kořenech a snížení počtu hálek na rostlinách rajčete. Také má příznivý vliv na zvětšení kořenového systému u rajčat.

Jeho kolonizační schopnost byla s použitím konfokální laserové skenovací mikroskopie prokázána na rostlinách: okřehku, huseníčku, kukuřice, rajčat a hlávkového salátu (Fan et al., 2011, 2012). Řadou autorů (Grosch et al., 1999; Yao et al., 2006; Guel et al., 2008; Wang et al., 2009; Chowdhury et al., 2013, 2015) byly prokázány blahodárné účinky *B. amyloliquefaciens* na růst rostlin a potlačení chorob na rostlinách rajčat, okurky, bavlníku, tabáku a salátu. Základní prospěšný mechanismus rhizobakterie je ochrana rostlin proti kořenovým parazitům. *B. amyloliquefacien* podporuje kolonizaci mikroorganismů, zvyšuje produkci enzymů: p chitinázy, peroxidázy a proteázy a mnoho typů antibiotik (Pieterse et al., 2014).

### **3.8. Spalování biomasy**

Biomasa je biologický materiál odvozený z živých nebo odumřelých organismů. Biomasa se skládá z celulózy, hemicelulózy, ligninu, lipidů, bílkovin, jednoduchých cukrů, škrobů, vody, uhlovodíků, popela a jiných sloučenin. Koncentrace každé třídy se liší v závislosti na typu rostlinné tkáně, fázi růstu a na základě vegetačních podmínek (Jenkins et al., 1998; Schultz, Taylor, 1989). Převážné složení biomasy, pokud jde o uhlík, vodík a kyslík (C, H, O), se příliš neliší. Typická procenta obsahu v sušině jsou C 30-60 %, H 5-6 %, O 30-45 % (Faaij, 2004). V biomase lze nalézt také dusík, síru či chlor, ty se zde ale vyskytují v koncentracích < 1 %. Například porovnáme-li uhlí s rostlinnou biomasou, tak zjistíme, že rostlinná biomasa obvykle obsahuje méně uhlíku, hliníku, železa, titanu a síry, a naopak více kyslíku, chloru, draslíku a někdy i více vápníku. V některých případech může biomasa obsahovat i kontaminující množství rizikových prvků. Rizikové prvky se běžně vyskytují v dřevitých palivech (dřevo z demolic) a v nátěrových hmotách (Faaij et al., 1997).

V rámci využití biomasy jako zdroje energie se často používá rostlinný materiál, ale biomasou se rozumí i živočišný materiál (Communities CotE, 2001). Původ biomasy využívané jako zdroj energie je různý, proto byl zaveden komplexní klasifikační systém. Jeden přístup klasifikování byl založen na základě procentuálního obsahu a chování biomasy jako celulózy, hemicelulózy a ligninu. Nicméně tento způsob byl považován za nespolehlivý a proto byl nahrazen (Williams, 1992). Byly navrženy dvě nové klasifikace, jedna na základě původu biomasy a druhá na základě vlastností biomasy. Podle první klasifikace lze biomasu rozdělit do čtyř základních skupin: 1. Primární zbytky: vedlejší produkty z potravinářského

a lesnického průmyslu (dřevo, sláma, obilí, kukuřice, atd.), 2. Sekundární zbytky: vedlejší produkty zpracování biomasy v potravinářském průmyslu (osiva, atd.), 3. Terciární zbytky: vedlejší produkty (odpad, atd.), 4. Energetické plodiny. Podle druhé klasifikace lze biomasu rozdělit do šesti skupin: 1. Dřevo a dřevitá paliva, 2. Bylinná paliva (sláma, trávy, atd.), 3. Odpady (čistírenské kaly, atd.), 4. Deriváty (odpady z papírenského a potravinářského průmyslu), 5. Vodní rostliny (řasy, atd.), 6. Energetické plodiny (speciálně pěstované pro energetické účely) (Jenkins et al., 1998).

Dnes je biomasa považována za nejperspektivnější zdroj energie ke zmírnění emisí skleníkových plynů (Hall et al., 1993; Goldemberg, Johanson, 2004; Junginger, 2006; Hamelinck et al., 2005; Hamelinck, Faaij, 2006). energii z biomasy lze využít jako zdroj tepla, elektřiny nebo jako biopalivo (Hamelinck et al., 2005; Turkenburg et al., 2000). Zdrojem světové dodávky energie byla po celá desetiletí hlavně fosilní paliva (Hamelinck et al., 2005; Hoogwijk et al., 2003). Dnes jsou fosilní paliva nahrazována biomasou, v průmyslových zemích z 9-14 % (Hall et al., 1993; Turkenburg et al., 2000) někde dokonce i z 50 až 90 % celkové produkce energie (Faaij, 2004). V posledních desetiletích vzrostlo využití biomasy i v rámci Evropské unie (EU), např. od roku 1999 do roku 2010 vzrostlo trojnásobně (Nakicenovic, 2000). Výroba tepla z biomasy se zvýšila od roku 1990 do roku 2000 přibližně o 2 %, výroba bio-elektřiny asi o 9 % a produkce biopaliv vzrostla o více než 20 % (Faaij, 2004; Faaij, 2006).

Spalování biomasy je složitý proces a skládá se z po sobě následujících homogenních a heterogenních reakcí. Podstatnými procesními kroky jsou sušení, rušení těkavosti, zplynování a samotné spalování. Při ohřevu dřeva začínají jeho složky hydrolyzovat, oxidovat, dehydratovat a při dosažení teploty vznícení těkavých látek přechází k exotermní reakci, známé jako spalování. Složení a fyzikálně-chemické vlastnosti paliva jsou určujícími faktory pro trvání a rychlost každého z výše uvedených kroků (Simoneit, 2002).

Spalováním biomasy vzniká popel, který je možné dále využít. Popel je anorganická nespalitelná část paliva, která obsahuje většinou minerální zlomek původní biomasy. Jeho složení se typicky liší od přirozených materiálů, jako je výskyt některých prvků. Příkladem jsou výskyty krystalických silikátů a oxidu hlinitého. Hlavními prvky, které obsahuje popel ze spalování biomasy, jsou Si, Al, Ti, Fe, Ca, Mg, Na, K, S a P (Werther et al., 2000; Allica et al., 2001). Množství vzniklého popela se velmi různí, záleží na použitém zdroji biomasy. Pohybuje se od 1 % (u dřeva) až k 30-40 % (u zelené biomasy). Obsah prvků v původní biomase také ovlivňuje teplotu tání popela, například obsah K a Si snižuje

teplotu tání popela, zatímco Mg a Ca ji zvyšují (Demirbas, 2004; Werther et al., 2000; Jenkins et al., 1997).

### 3.9. Rajče jedlé (*Solanum lycopersicum*)

Jedná se o rostlinu z čeledi lilkovitých (*Solanaceae*). Tato čeleď se vyznačuje přítomností alkaloidů, např. nikotin, solanin, tomatin, atropin, skopolamin, atd. Stonek rajčete má bikolaterální cévní svazky. Listy střídavé, složené, pilovité. Květy jsou oboupohlavné a pravidelné, skládají se z pěti srostlých kališních lístků a pěti tyčinek. Semeník je svrchní, srostlý ze dvou plodolistů (Judd et al., 2008; Mártonfi, 2006). Celý rod *Solanum* neprodukuje nektar a je opylován mouchami a včelami (Judd et al., 2008). Plody jsou masité, šťavnaté bobule, obvykle červené, také tmavě červené či žluté, někdy i pruhované. Tvar plodů může být oválný, hranatý nebo nepravidelně kulatý s boulemi. Semena jsou zploštělá, vejčitá a chlupatá, 1,3 - 5 mm x 2 - 4 mm. Hmotnost tisíce semen je 2,5 - 3,5 g. Na povrchu zelených částí rostlin jsou žluté povlaky, díky kterým má rajče při doteku svou charakteristickou vůni (Elzebroek, Wind, 2008).

Optimální teplota pro pěstování rajčat je 21 - 24 °C. V chladnějším podnebí vyžaduje během vegetačního období zavlažování asi 20 mm/týden, v teplejším podnebí asi 70 mm/týden. Rajčata jsou citlivá na zamokření. Rostou na mnoha půdních typech, od písčitých půd až po půdy jílovité, bohaté na organické látky a s půdním pH 6 - 6,5. Průměrný výnos z čerstvého ovoce se pohybuje od 8 do 38 t/ha. Výtěžek ve sklenicích může být velmi vysoký až 420 t/ha (Elzebroek, Wind, 2008).

Rajče je rozšířené v mnoha oblastech světa, největší rozmanitosti však dosahuje v tropech Jižní Ameriky, odkud bylo také v polovině 16. století, přes Španělsko, Irsko a Anglii, dovezeno do Evropy Kryštofem Kolumbem. Rajče se z počátku pěstovalo jako okrasná rostlina, ale od 18. století se stalo běžně pěstovanou rostlinou (Mártonfi, 2006). Jeho popularita vzrostla hlavně po 2. světové válce. V současné době je druh ceněn a pěstuje se po celém světě. V mírném pásmu se ve velkém pěstuje převážně ve sklenicích. Jiné zdroje naznačují, že rajče bylo nejprve pěstováno v Peru, kde se údajně vyvinulo z divoké třešně, která má průměr plodů asi 3 cm. Jiné zdroje uvádějí, že bylo rajče nejprve pěstované ve Vera Cruz v Mexiku (Elzebroek, Wind, 2008).

Rajčata jsou pěstována buď pro trh s čerstvým ovocem, nebo k dalšímu zpracování. Rajčata je možné pěstovat jak na poli, tak ve sklenicích. Rajčata pěstovaná ve sklenicích jsou využívána prakticky vždy pro trh s čerstvým ovocem. Při výběru pěstovaného kultivaru je

důležitá požadovaná barva, velikost, tvar a chuť plodů. Čerstvá rajčata obsahují 94 % vody, 1 % bílkovin, 0,2 % tuku, 3 - 4 % sacharidů a také Fe, Mg, vitamíny A, B a C (Dorais et al., 2008).

Zelené části rajčete jsou jedovaté, právě kvůli obsahu alkaloidů, konkrétně kvůli solaninu. Zelená nezralá rajčata ho obsahují v každých 100 gramech 3 - 14 mg, toxická dávka je ale cca 300 mg. Aby došlo k otravě, musel by dospělý člověk sníst několik kg zelených rajčat. Solanin se při postupném zrání odbourává, takže v nažloutlých plodech je ho již méně (0,7 - 6 mg) a v červených rajčatech se nenachází buď vůbec, nebo pouze ve stopovém množství (Skorňakov et al., 1988).

## 4. Metodika

### 4.1. Nádobový pokus

Nádobový pokus byl založen v pokusné vegetační hale katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin v Praze – Suchdole. Byly pěstovány rostliny rajčete jedlého (*Solanum lycopersicum* L.) v nádobách o objemu 5 l za přirozených světelných podmínek v deseti variantách, každá ve čtyřech opakováních (viz tab. 7). K pokusu byla použita kambizem z Humpolce s nízkým obsahem organických látek a nízkou zásobou živin. Ve všech variantách bylo naváženo 5 kg na vzduchu vyschlé zeminy, v některých variantách byl aplikován do celého objemu půdy kompost a vermikompost v poměru k zemině 1 : 10, Ze získaných kompostů a vermikompostů byly připraveny vodné výluhy (1 : 10 w/v) při laboratorní teplotě a provzdušňování. Extrakty byly aplikovány formou záливky do pěstební směsi a postřiku na list. U vybraných variant byly aplikovány k rostlinám (200 ml/nádoba) v pravidelném intervalu každých 14 dní během celého vegetačního pokusu. Množství kompostu a vermikompostu použitého k extrakci odpovídalo dávce kompostu aplikovaného do půdy, k vybraným variantám byl aplikován testovaný preparát Rhizotvital 42 (FZB42T) a k jedné variantě byl aplikován popel ze spalování biomasy. Všechny varianty byly zalévány demineralizovanou vodou během celého vegetačního období. Bylo posuzováno, jaký má vliv aplikace kompostu a vermikompostu, extraktu z vermikompostu, aplikace bioefektorů a použití popela ze spalování biomasy na výnos nadzemní biomasy, obsahu živin v pěstební směsi, kořenech, biomase a plodech rajčete. Výsledky byly statisticky zpracovány pomocí jedno- a vícefaktorové analýzy ANOVA (StatSoft, USA).

Tab. 7: Přehled složení jednotlivých variant nádobového pokusu

Varianta	Pěstební směs	Nádoby 5l
1	z. Humpolec 5 kg + demi voda (kontrola)	4
2	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg vermikompost	4
3	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg vermikompost + vermi extrakty	4
4	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg vermikompost + bioefektor	4
5	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg kompost	4
6	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg kompost + vermi extrakt listy	4
7	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg kompost + bioefektor	4
8	z. Humpolec 5 kg + vermi extrakt listy	4
9	z. Humpolec 5 kg + bioefektor	4
10	z. Humpolec 5 kg + 0,5 kg vermikompost + popel 200g	4

## **4.2. Analýzy zemin, kompostů a vermikompostů**

Zemina, komposty a vermikomposty byly analyzovány extrakční metodou Melich III. (Mehlich, 1984), která je považována za univerzální vyluhovadlo při analýzách půd a je široce využívána pro extrakce následujících prvků: B, Ca, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, P, Na, S a Zn. Obsahy živin byly stanoveny na optickém emisním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, AGILENT 700). Celkový obsah rizikových prvků (Ni, Cd, As a Hg) v kompostech a vermikompostech byl zjištěn rozkladem na mokré cestě v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v přístroji Ethos 1 (MLS GmbH, Germany) a následnou optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, AGILENT 700). Zemina pro nádobový pokus byla analyzována touto metodou před začátkem pokusu i po jeho ukončení ve všech variantách. V zemině před začátkem pokusu i po jeho ukončení, v kompostu a vermikompostu bylo měřeno pH (WTW pH340i) a vodivost (WTW cond730).

## **4.3. Analytické metody pro stanovení huminových látek, makro a mikroprvků**

Pro stanovení koncentrace huminových látek (HL), byla použita norma, která specifikuje stanovení HL extrakční fotometrickou metodou (ČSN 75 7536, 2011). Huminové látky se po filtraci vzorku extrahují z kyselého prostředí do pentan-1olu (viz. obr. 3) a odtud zpět do roztoku hydroxidu sodného. Intenzita zbarvení alkalické vodné fáze při 420 nm je úměrná koncentraci HL. Zkouška je založena na předpokladu, že HL jsou hlavní součástí rozpuštěných látek přítomných ve vodách (Pitter, 2009).





Obr. 5: Extrahování z kyselého prostředí do pentan-1olu

V oddělených extraktech byly stanoveny celkové obsahy Mg, Ca, P, K a rizikových prvků na atomovém absorpčním spektrofotometru viz výše uvedený text.

#### **4.4. Analýzy rostlin**

Biomasa rostlin byla usušena při teplotě 60 °C a rozemleta. Celkové obsahy makroprvků, mikroprvků a toxických prvků byly stanoveny pomocí metody ICP-OES. Celý postup se skládá ze čtyř základních kroků - sušení, zuhelnění, zpopelnění a loužení popela, které jsou doplněny přidavkem pomocného činidla a často i krokem opakovaného zpopelnění. Testované vzorky byly zuhelněny při stupňovaných teplotách 200 až 400 °C. Výsledný zuhelnatělý materiál byl rozpuštěn v 1 ml koncentrované kyseliny dusičné a následně byl převeden na celkový objem 20 ml demineralizovanou vodou. Obsahy K, Ca, P a Mg byly měřeny atomovým absorpčním spektrometrem (AAS), typ VARIAN VISTA<sup>PRO</sup>.

#### **4.5. Statistická analýza**

Pro výpočet průměrů, směrodatných odchylek a chyb byl použit program MS Excel 2007 (Microsoft, USA). Analýzy rozptylu (jedno – i vícefaktorové) byly provedeny pomocí programu STATISTICA 12 (StatSoft, USA).

## 5. Výsledky

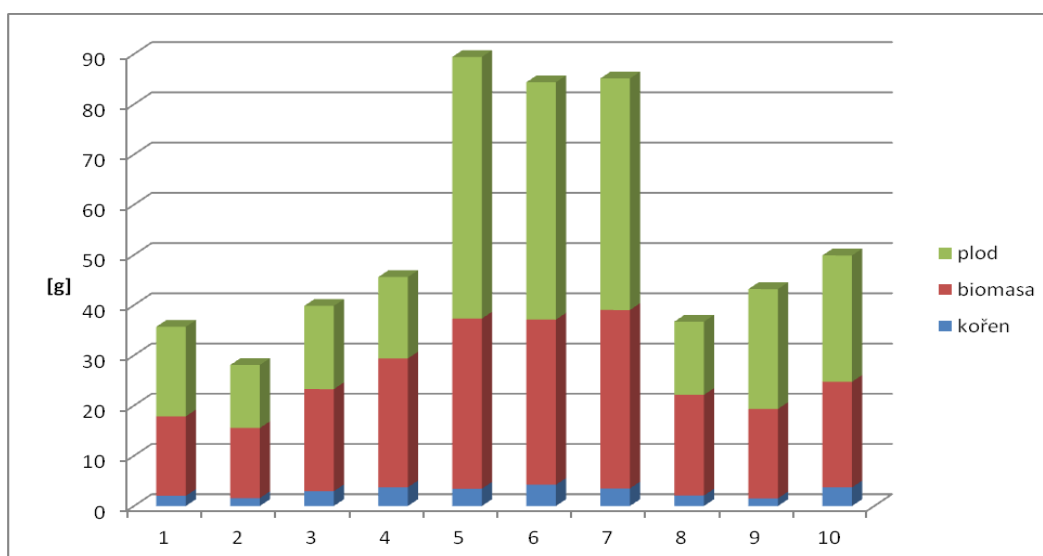
### 5.1. Rostlina jako celek

Části rostliny byly váženy a dále zpracovávány odděleně. Nejvyšší podíl plodů byl v šesti variantách a to v kontrolní variantě (var. 1), variantách obsahující kompost (var. 5-7), variantě obsahující pouze komerčně dodávaný bioefektor (var. 9) a variantě obsahující vermikompost spolu s popelem (var. 10). Nejvyšší podíl plodů měla varianta č. 5, která obsahovala pouze zeminu s kompostem a to 58,26 % z celkové váhy rostliny. Nejvyšší podíl biomasy z váhy celé rostliny měly varianty obsahující vermikompost v klasické podobě i ve formě extraktu (var. 2-4 a 8). Nejvyšší podíl biomasy měla varianta č. 4 a to 56,27 %. Tato varianta obsahovala zeminu spolu s vermikompostem a komerčně dodávaným bioefektorem.

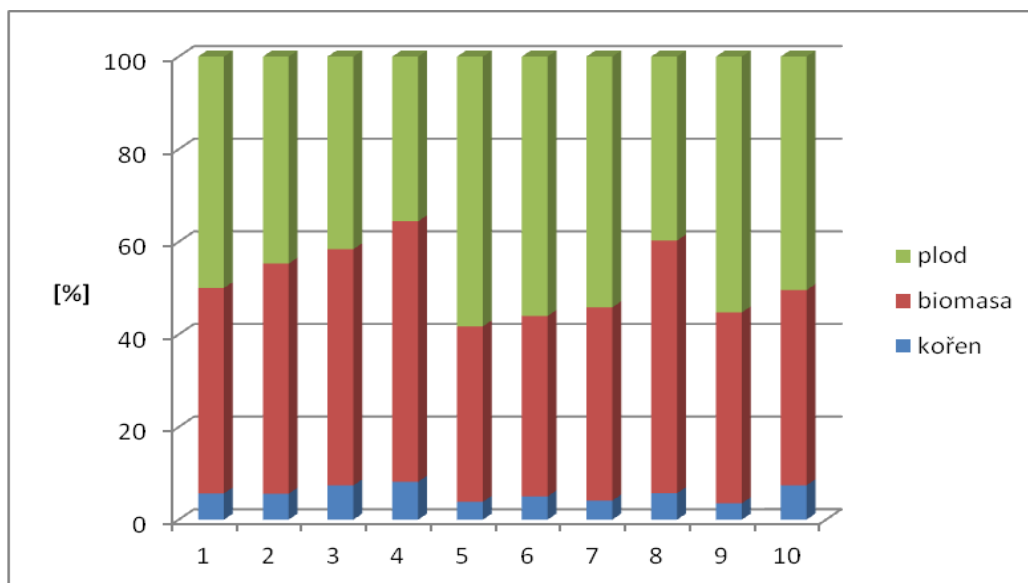
Podíl kořenů z celkové váhy rostliny se pohyboval od 3,53 % do 8,17 %. Nejvyšší podíl měla rostlina pěstovaná na pěstební směsi č. 4, tedy variantě obsahující zeminu, vermikompost a bioefektor. Nejnižší naopak varianta č. 9 tedy ta, ke které byl použit pouze bioefektor.

Celkově nejvyšší výtěžek z celé rostliny vykazovaly varianty, kde byl použit kompost, tedy varianty č. 5-7. Tyto rostliny byly také nejvyšší – viz přílohy obr. 1 a 2.

Je tedy možné tvrdit, že použití vermikompostu má vliv na větší nárůst biomasy na úkor plodů. Dále je patrné, že použití kompostu má pozitivní vliv na podíl plodů ve vztahu k rostlině a zároveň má pozitivní vliv na vzrůst rostliny. Aplikací pouze komerčně dodávaného bioefektoru dosáhneme taktéž vyššího podílu plodů ve vztahu k rostlině, ale již nižšího výnosu než u kompostu (viz obr. 6 a 7).



Obr. 6: Graf poměru jednotlivých částí rostlin v gramech



Obr. 7: Graf poměru jednotlivých částí rostlin v procentech

## 5.2. Půda, kompost, vermikompost

Byl stanoven celkový obsah makro i mikroprvků (rizikových prvků) v použité zemině, v kompostu i ve vermikompostu. Co se týče makroprvků, zaměřili jsme se hlavně na vápník, hořčík, draslík a fosfor (viz tab. 8). Nejnižší obsah těchto prvků byl naměřen v použité zemině z Humpolce, což je také jeden z faktorů, proč byla k pokusu použita právě tato zemina. Nejvyšší obsah vápníku a draslíku byl naměřen u vermikompostu a nejvyšší obsah hořčíku a fosforu u kompostu. V kompostu i vermikompostu byla naměřena nejvyšší hodnota u draslíku, zatímco v zemině z Humpolce byla naměřena nejvyšší hodnota u vápníku.

Tab. 8: Obsah jednotlivých makroprvků v použité zemině, kompostu a vermikompostu

	Humpolec	Kompost	Vermikompost
Ca [mg/kg]	389,5	699	856,5
Mg [mg/kg]	50	387	304
K [mg/kg]	70,9	12215	13152,5
P [mg/kg]	8,22	844,5	598,5

Jak již bylo řečeno výše, byl stanovován také obsah rizikových prvků. Co se týče zeminy z Humpolce nebyl dle limitních hodnot uvedených ve vyhlášce Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, překročen obsah ani jednoho z vybraných rizikových prvků. Stejně tak nebyly překročeny limitní hodnoty rizikových prvků pro kompost uváděný na trh (viz tab. 4).

Zjištěné obsahy jednotlivých rizikových prvků byly ve všech případech celkově velmi nízké (viz tab. 9). Nejvyšší obsah rizikových prvků vykazoval popel (viz tab. 10).

Tab. 9: Obsah jednotlivých rizikových prvků v použité zemině, kompostu a vermikompostu

	Humpolec	Kompost	Vermikompost
As [mg/kg]	0	0	0,3875
Cd [mg/kg]	0,0128	0,0194	0
Cu [mg/kg]	0,4375	3,305	2,2985
Ni [mg/kg]	0,1536	0,5885	0,3015
Pb [mg/kg]	0	0	0
Zn [mg/kg]	0,09635	9,87	4,17

Tab. 10: Obsah rizikových prvků a jejich sloučenin v popelu z Jindřichova Hradce

	Obsah [%]
As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	< 0,00013
Cd	0,0076
CuO	0,00789
NiO	< 0,00025
ZnO	0,0922

U použité zeminy z Humpolce, kompostu i vermikompostu byl stanovován také obsah huminových látek, pH a vodivost ( $\mu$ S). Nejvyšší obsah huminových látek byl zjištěn u vermikompostu a to až téměř 140 x vyšší než u zeminy z Humpolce, která obsahovala huminových látek nejméně. PH bylo naměřeno nejnižší u zeminy z Humpolce, a to 6,026, což značí mírně kyselé pH. Takovéto pH je příznivé pro pěstování rajčat (vyžadují pH 6 - 6,5). U kompostu a vermikompostu bylo pH téměř stejné (lišilo se o 0,3) a to mírně zásadité. Nejvyšší vodivost byla naměřena u vermikompostu, nejnižší naopak u zeminy z Humpolce. Rozdíl ve vodivosti nebyl sice tak vysoký jako u huminových látek, ale i tak byl velmi znatelný. Vermikompost má téměř 16 x vyšší vodivost než zemina u Humpolce (viz tab. 11).

Nejvyšší obsah huminových látek, nejvyšší pH i největší vodivost byla naměřena u vzorku vermikompostu. Nejnižší hodnoty vykazovala zemina z Humpolce.

Tab. 11: Absorbance huminových látek (HL), pH a vodivost v použité zemině, kompostu a vermikompostu

	HL	pH	vodivost [ $\mu\text{S}$ ]
Humpolec	0,127	6,03	139,63
Kompost	0,273	8,41	1980,50
Vermikompost	17,650	8,74	2212,50

### 5.2.1. Pěstební směsi

Srovnáme-li statisticky pH všech variant, vyjde nám, že se od sebe statisticky významně neliší varianty kde byl použit vermikompost (č. 2 – 4); kompost (č. 5 – 7); dvě varianty kde byl použit Rhizovital 42 (č. 7 a 9); varianty 3 a 10, kde byl použit vermikompost spolu s extrakty a popel s vermikompostem; a zároveň se neliší varianta, kde byl použit pouze extrakt z vermikompostu na list (č. 8) od kontrolní varianty (č. 1). Pokud ale ze statistického srovnávání vyloučíme variantu č. 10, variantu s popelem a vermikompostem, vyjde nám, že se od sebe statisticky významně neliší varianta č. 2 – 4 (varianty s vermikompostem); 5 – 7 (varianty s kompostem); 5 od 7 a zároveň od 1; 8 a 9.

Srovnáme-li statisticky vodivost všech variant vyjde nám, že se od sebe statisticky významně neliší varianty č. 1 – 9, varianta č. 10 se statisticky významně liší od všech ostatních. Pokud ale ze srovnání vynecháme variantu č. 10, jejíž vodivost je několikanásobně vyšší než vodivost všech ostatních variant, vyjde nám, že se od sebe statisticky významně neliší varianta č. 2-9 a zároveň se neliší varianta č. 1 od variant č. 5; 8 a 9 (varianty kam byl aplikován pouze kompost, pouze extrakt z vermikompostu a pouze Rhizovital 42).

Tab. 12: Vodivost a pH v pěstebních směsích jednotlivých variant

Varianta č.	1	2	3	4	5
pH	5,50	6,41	6,49	6,47	6,09
vodivost [ $\mu\text{S}$ ]	91,48	123,15	128,35	125,80	108,65

Varianta č.	6	7	8	9	10
pH	6,13	6,03	5,62	5,86	6,71
vodivost [ $\mu\text{S}$ ]	126,53	131,43	105,85	110,28	649,75

Obsah rizikových prvků v pěstebních směsích (viz tab. 13) byl vyšší než v používané zemině z Humpolce. K nárůstu došlo i u kontrolní varianty (č. 1), ke které byla aplikována pouze demineralizovaná voda. Nejvyšší hodnoty vykazovala varianta, kde byl aplikován vermikompost spolu s popelem (č. 10) a to hlavně u zinku.

Tab. 13 : Obsah rizikových prvků v pěstebních směsích jednotlivých variant

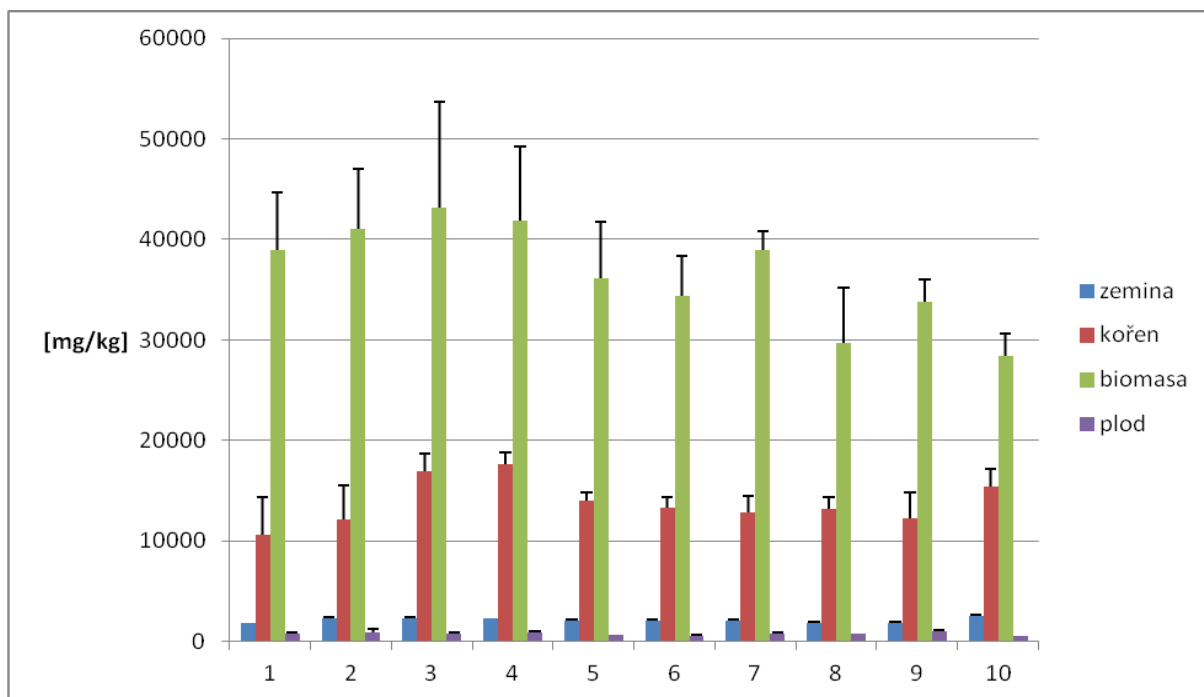
Varianta č.	1	2	3	4	5
As [mg/kg]	0,09667	0,122	0,1605	0,12025	0,115
Cd [mg/kg]	0,14475	0,1575	0,15275	0,14925	0,142
Cu [mg/kg]	4,2505	4,1905	4,1305	4,068	3,988
Ni [mg/kg]	0,7236	0,62035	0,6146	0,6001	0,64985
Pb [mg/kg]	9,095	9,4025	9,19	9,1175	8,8475
Zn [mg/kg]	2,9545	3,807	3,872	3,6945	3,5145

Varianta č.	6	7	8	9	10
As [mg/kg]	0,13	0,123	0,1625	0,094	0,1895
Cd [mg/kg]	0,14225	0,14925	0,14775	0,1455	0,1985
Cu [mg/kg]	4,2605	4,6505	5,1505	4,5055	4,5655
Ni [mg/kg]	0,67835	0,69385	0,7901	0,79635	0,78135
Pb [mg/kg]	9,1925	9,2325	9,2275	8,92	9,6675
Zn [mg/kg]	3,652	3,8295	3,227	3,087	9,7745

### 5.3. Vápník

Celkový obsah vápníku byl stanoven jak v pěstební směsi, tak i v jednotlivých částech rostlin. Ze souhrnného grafu (viz obr. 8) je patrné, že byl jednoznačně nejvyšší obsah vápníku naměřen v biomase, poté v kořenech, pěstební směsi a nejméně vápníku obsahovaly plody, což je pochopitelné, neboť je vápník v rostlinách jen velmi málo pohyblivý.

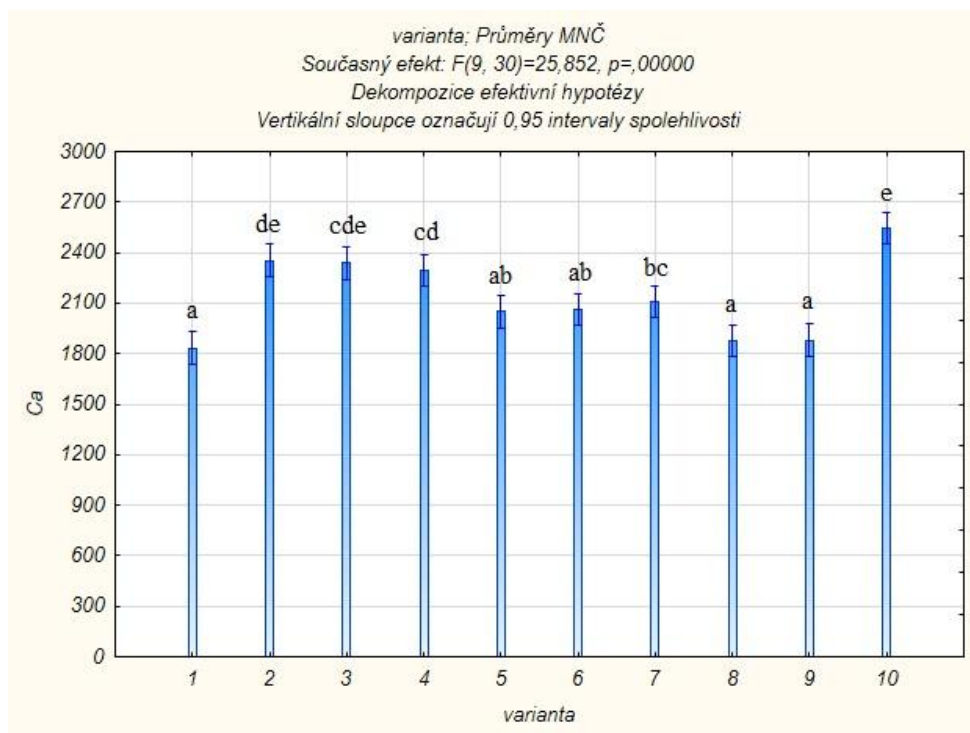
Nejvyšší obsah vápníku v biomase, 43 150 mg/kg, byl naměřen u varianty č. 3. Nejnižší obsah v biomase byl 28 400 mg/kg u varianty č. 10. Celkově nejnižší obsah byl naměřen v plodech u varianty č. 10: 505 mg/kg.



Obr. 8: Graf obsahu vápníku v pěstební směsi (zemině) a v jednotlivých částech rostlin

### 5.3.1. Obsah Ca v pěstební směsi

Varianty č. 5; 6; 8 a 9 se statisticky neliší od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem. Stejně tak se od sebe statisticky významně neliší varianty, kde byl aplikován kompost (č. 5 – 7) a také se od sebe neliší varianty, kde byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4). Statisticky významný rozdíl nebyl nalezen ani mezi variantami č. 3; 4 a 7, a zároveň mezi variantami č. 2; 3 a 10 (viz obr. 9).



Obr. 9: Graf celkového obsahu vápníku v pěstební směsi (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

### 5.3.2. Celkový obsah Ca v rostlinách

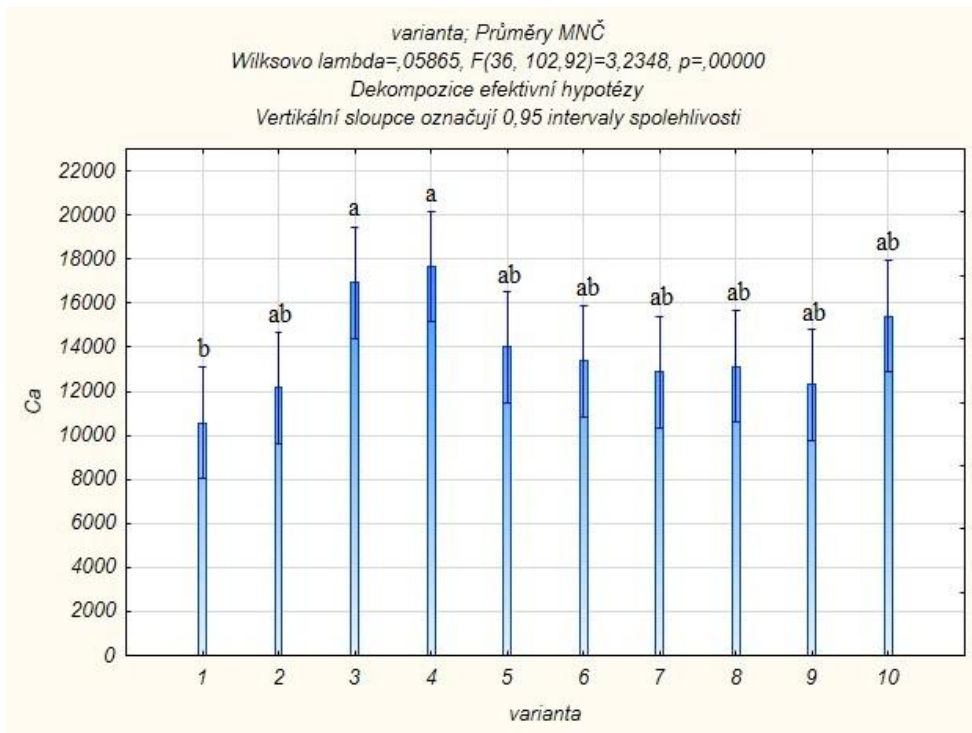
Srovnáme-li mezi sebou všechny varianty, pomocí vícefaktorové statistické analýzy ANOVA zjistíme, že se například od sebe navzájem, ale také od obsahu vápníku v kořenu kontrolní varianty (č. 1), statisticky významně neliší obsah vápníku v plodech všech variant. Stejně tak se od sebe statisticky významně neliší obsah vápníku ve všech variantách, ale také obsah vápníku v kořeni varianty č. 4 a obsah vápníku v biomase varianty č. 10. Co se týče obsahu vápníku v biomase, tak zde jsou již statisticky významné rozdíly. Varianty č. 1 a 5 – 10 se od sebe statisticky významně neliší, stejně tak varianty č. 1 – 7 a 9. Statisticky významný rozdíl ale můžeme u biomasy pozorovat mezi variantami, ke kterým byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4) a variantami č. 8 a 10 (s Rhizovitelem 42 a vermikompostem spolu s popelem) (viz přílohy obr. 3).

### 5.3.3. Obsah Ca v kořenech

Statisticky významně se od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem neliší varianty č. 2 a 5 – 10. Zároveň se od sebe statisticky významně neliší varianty č. 2 – 10. Tedy se tedy statisticky významně liší dvě varianty, ke kterým byl aplikován vermikompost spolu s extrakty



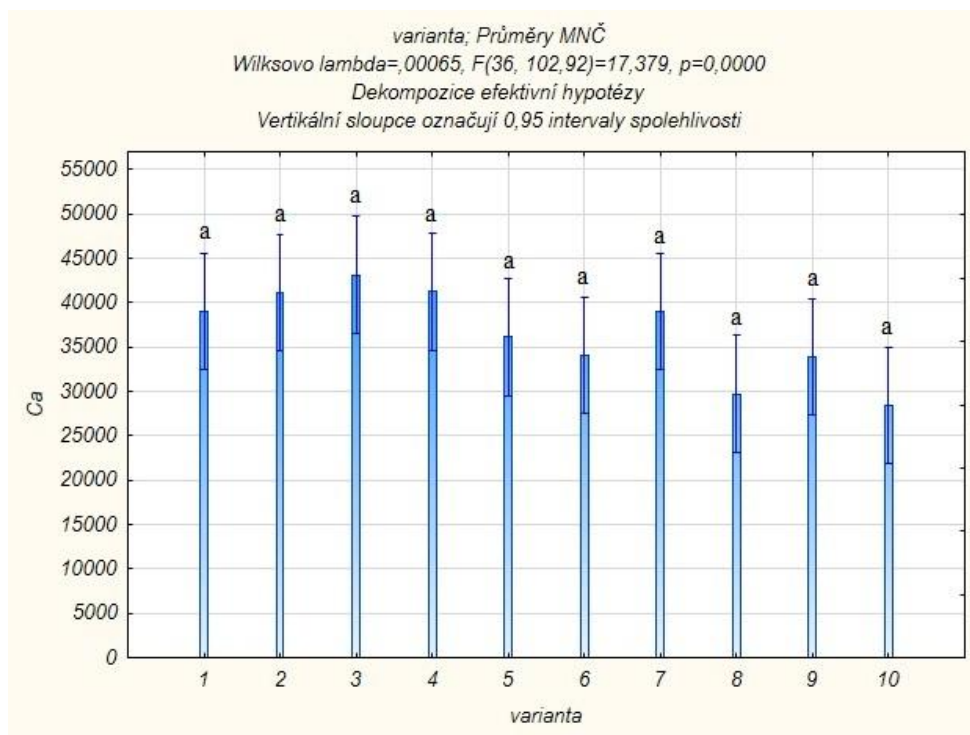
z vermikompostu (č. 3) a vermikompost spolu s komerčně dodávaným bioefektorem-Rhizovital 42 (č. 4), od kontrolní varianty (č. 1) (viz obr. 10).



Obr. 10: Graf celkového obsahu vápníku v kořenech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

#### 5.3.4. Obsah Ca v biomase

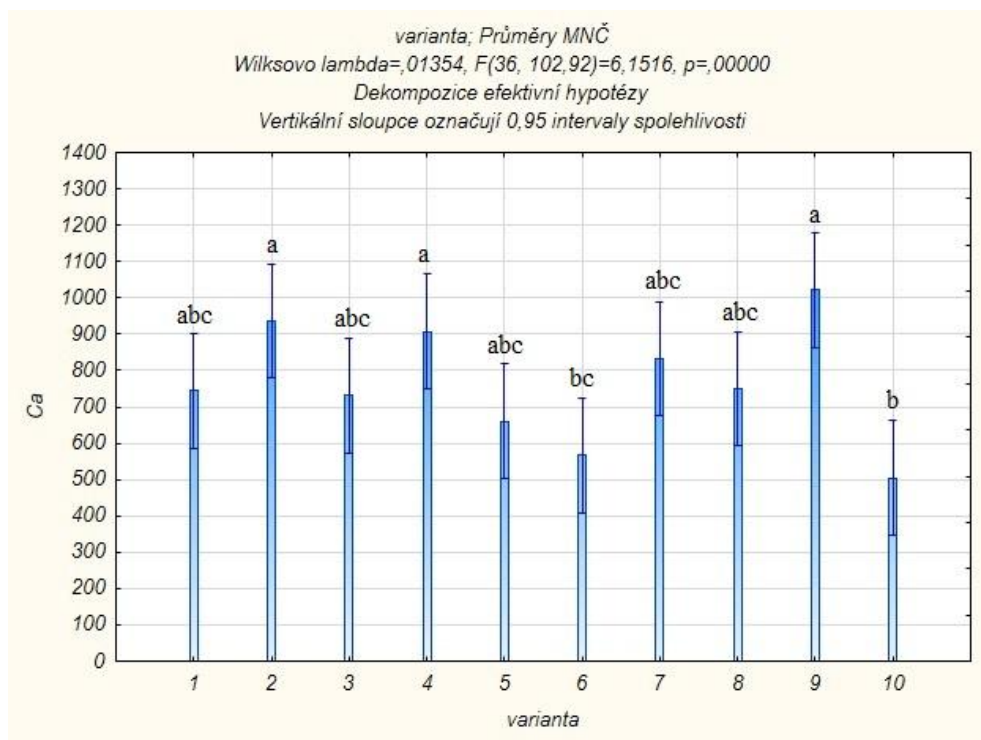
Žádná z variant se statisticky významně od sebe navzájem a od kontrolní varianty (č. 1) neliší (viz obr. 11).



Obr. 11: Graf celkového obsahu vápníku v biomase (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p<0,05$ ).)

### 5.3.5. Obsah Ca v plodech

Od sebe navzájem a od kontrolní varianty (č. 1) se statisticky významně neliší varianty č. 2 – 5 a 7 - 9, ale také varianty č. 3; 5 – 8 a 10, stejně tak varianty č. 3 – 8 (viz obr. 12).

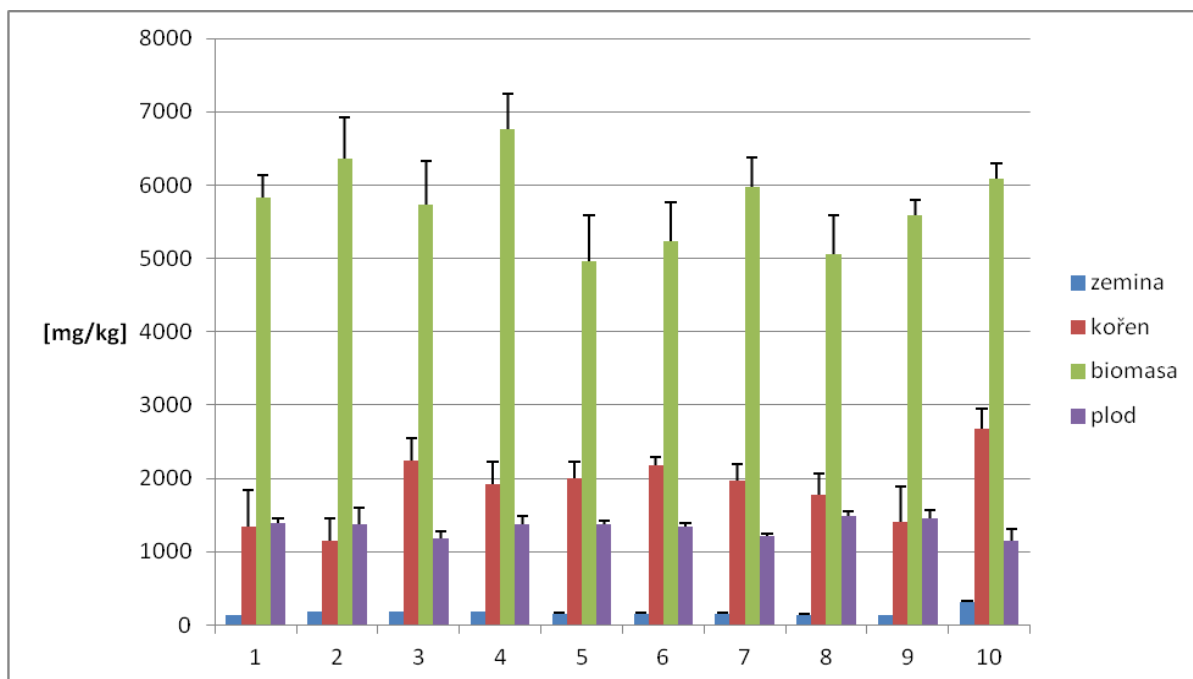


Obr. 12: Graf celkového obsahu vápníku v plodech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

## 5.4. Hořčík

Celkový obsah hořčíku byl stanoven jak v pěstební směsi, tak i v jednotlivých částech rostlin. Ze souhrnného grafu (viz obr. 13) je patrné, že byl jednoznačně nejvyšší obsah hořčíku naměřen v biomase, což je pochopitelné, neboť je hořčík stavebním prvkem chlorofylu. Nejméně hořčíku obsahovala pěstební směs.

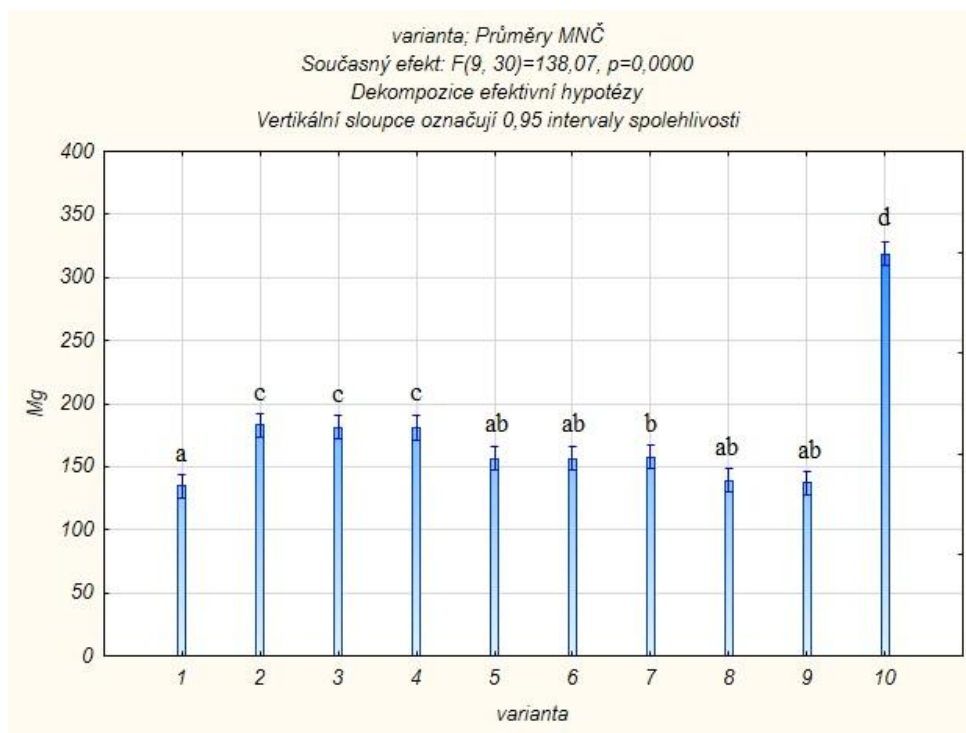
Nejvyšší obsah hořčíku v biomase, 6 764 mg/kg, byl naměřen u varianty č. 4. Nejnižší obsah v biomase byl 4 955 mg/kg u varianty č. 5. Celkově nejnižší obsah byl naměřen v pěstební směsi u varianty, kde byl aplikován pouze bioefektor Rhizovital 42 (č. 9: 133,567 mg/kg).



Obr. 13: Graf obsahu hořčíku v pěstební směsi (zemině) a v jednotlivých částech rostlin

#### 5.4.1. Obsah Mg v pěstební směsi

Varianty č. 5; 6; 8 a 9 se statisticky významně neliší od sebe navzájem a také od kontrolní varianty (č. 1). Zároveň se od sebe statisticky významně neliší varianty č. 5 – 9, a také varianty, ke kterým byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4). Varianta, kde byl aplikován vermikompost spolu s popelem se významně liší od všech ostatních variant, neboť obsahuje hořčíku v pěstební směsi nejvíce (viz obr. 14).



Obr. 14: Graf celkového obsahu hořčíku v pěstební směsi (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).

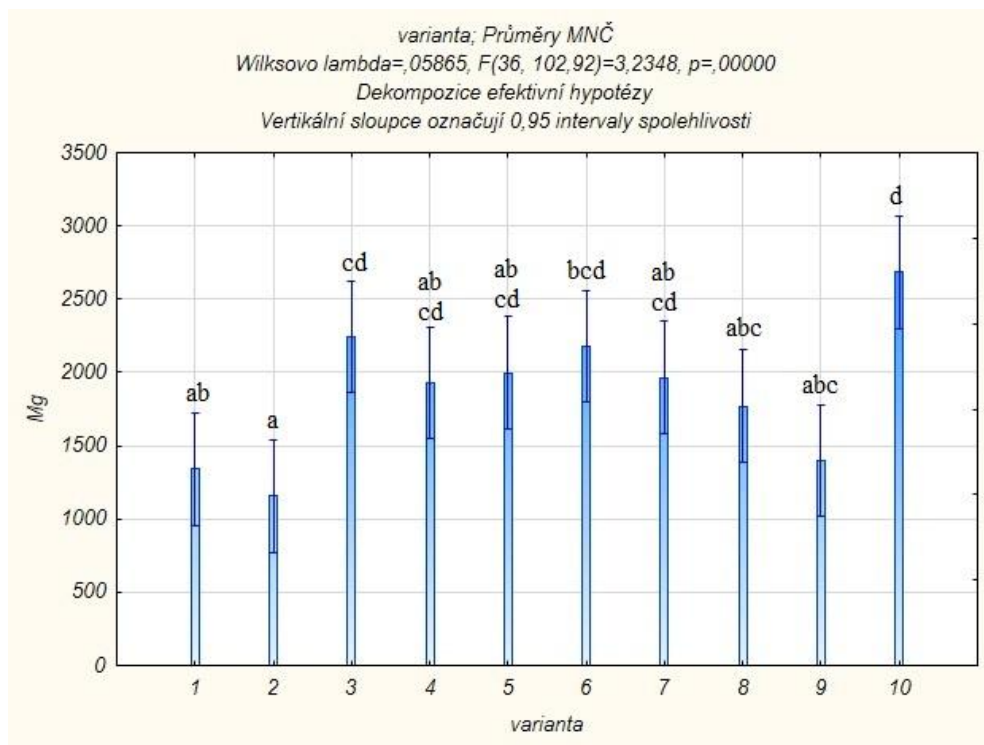
#### 5.4.2. Celkový obsah Mg v rostlinách

Srovnáme-li mezi sebou všechny varianty, pomocí vícefaktorové statistické analýzy ANOVA zjistíme, že se od sebe statisticky významně neliší obsahy hořčíku v plodech všech variant a kořenech většiny variant (č. 1; 2; 4; 5; 7 – 9). Obsahy hořčíku v plodech u variant č. 1 – 9 se od sebe navzájem a od obsahu hořčíku v kořenech variant č. 1 a 4 – 9 nijak statisticky významně neliší. Stejně tak se od sebe neliší obsahy hořčíku v plodech variant č. 1; 2; 4 – 6; 8; 9 a obsah hořčíku v kořenech variant č. 1 a 3 – 9. Při srovnání obsahu hořčíku v plodech a v kořenech zjistíme, že u většiny variant byl naměřen vyšší obsah hořčíku v kořenech, u tří variant byl ale obsah vyšší v plodech (var. č. 1; 2 a 9). Statisticky významný rozdíl nenalezneme ani mezi obsahy hořčíku v kořenech variant č. 3 – 8 a 10. Co se týče biomasy, tak zde se několik variant od sebe statisticky významně liší, jedná se zejména o varianty č. 2; 4; 5; 7; 10, ale také o varianty č. 2; 4; 7; 8; 10, stejně tak o varianty č. 2; 4 a 6, a v poslední řadě také o varianty č. 4 a 9 (viz přílohy obr. 4).

#### 5.4.3. Obsah Mg v kořenech

Od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem se statisticky významně neliší varianty č. 2; 4; 5; 7; 8 a 9, ale také zároveň varianty č. 4 – 9. Stejně tak se od sebe navzájem

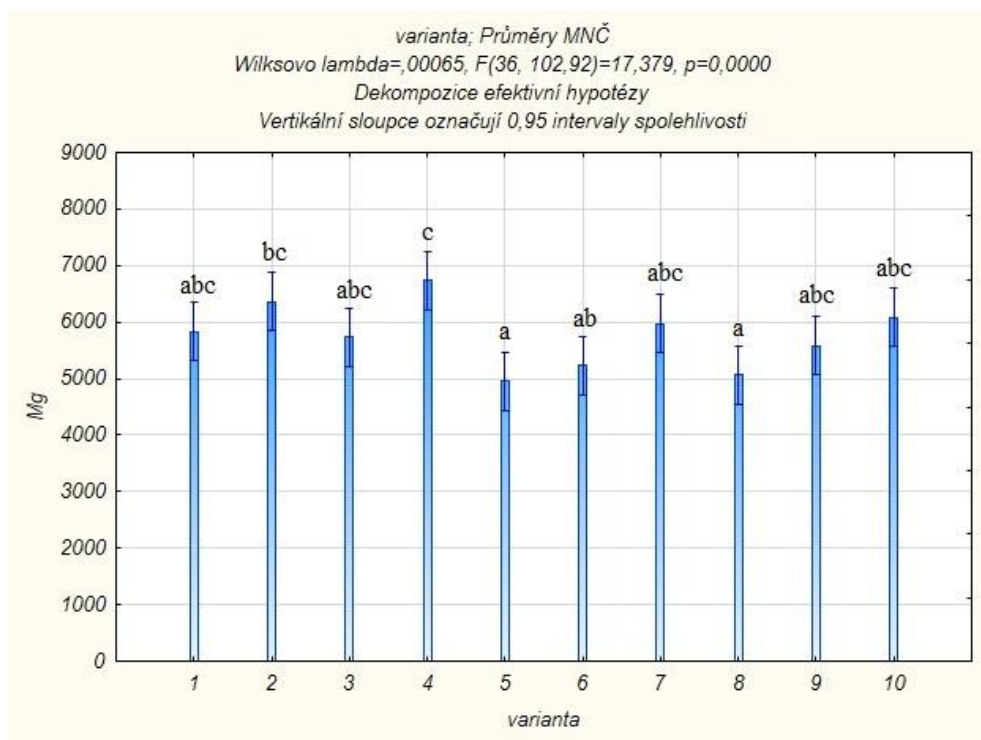
statisticky významně neliší varianty č. 3 – 9, a také varianty č. 3 – 7 a 10 (viz obr. 15). Od kontrolní varianty se tedy statisticky významně liší varianta, kde byl aplikován vermikompost spolu s extrakty z vermikompostu (č. 3) a varianta, kde byl aplikován vermikompost spolu s popelem (č. 10). Tyto dvě varianty obsahovaly v kořenech hořčíku nejvíce.



Obr. 15: Graf celkového obsahu hořčíku v kořenech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ )).

#### 5.4.4. Obsah Mg v biomase

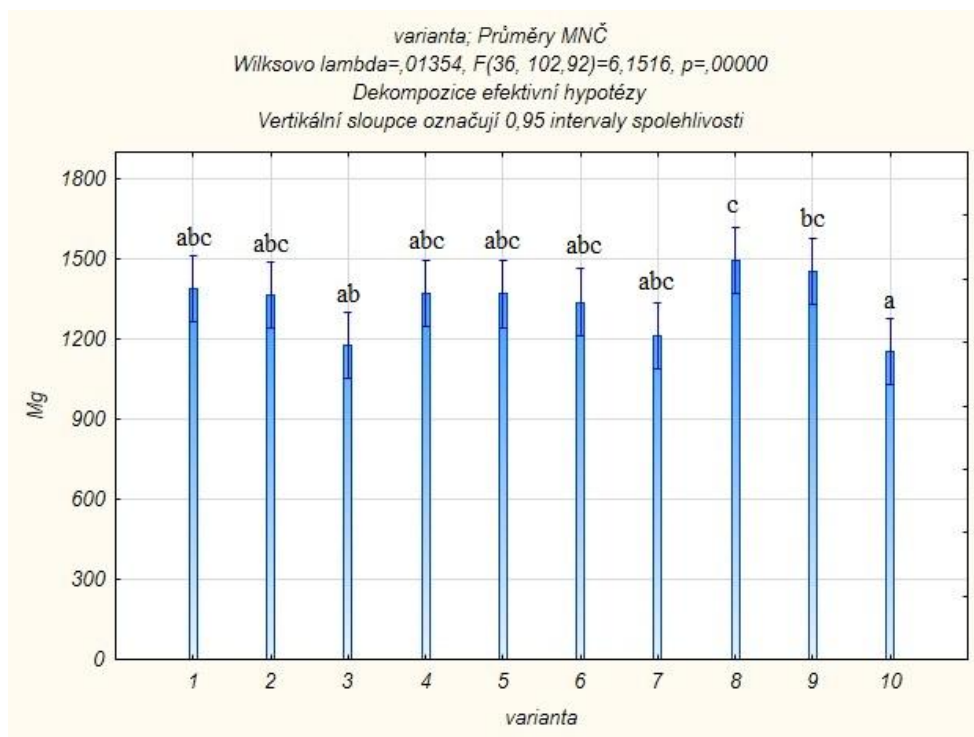
Varianty č. 3 a 5 – 10 se od sebe navzájem a od kontrolní varianty (č. 1) statisticky významně neliší. Stejně tak se od sebe navzájem a také od kontrolní varianty statisticky významně neliší varianty č. 2; 3; 6; 7; 9 a 10. Zároveň se od sebe navzájem a také od kontrolní varianty neliší tyto varianty: 2 – 4; 7; 9 a 10 (viz obr. 16).



Obr. 16: Graf celkového obsahu hořčíku v biomase (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

#### 5.4.5. Obsah Mg v plodech

Od sebe navzájem a od kontrolní varianty (č. 1) se neliší tyto varianty: 2 – 7 a 10, ale také varianty č. 2 – 7 a 9, stejně tak varianty č. 2 a 4 – 9 (viz obr. 17). Nejvyšší obsah hořčíku v plodech vykazovala varianta, kde byl aplikován pouze extrakt z vermikompostu na list (č. 8), jako druhá byla varianta s komerčně dodávaným bioefektorem – Rhizovital 42 (č. 9).



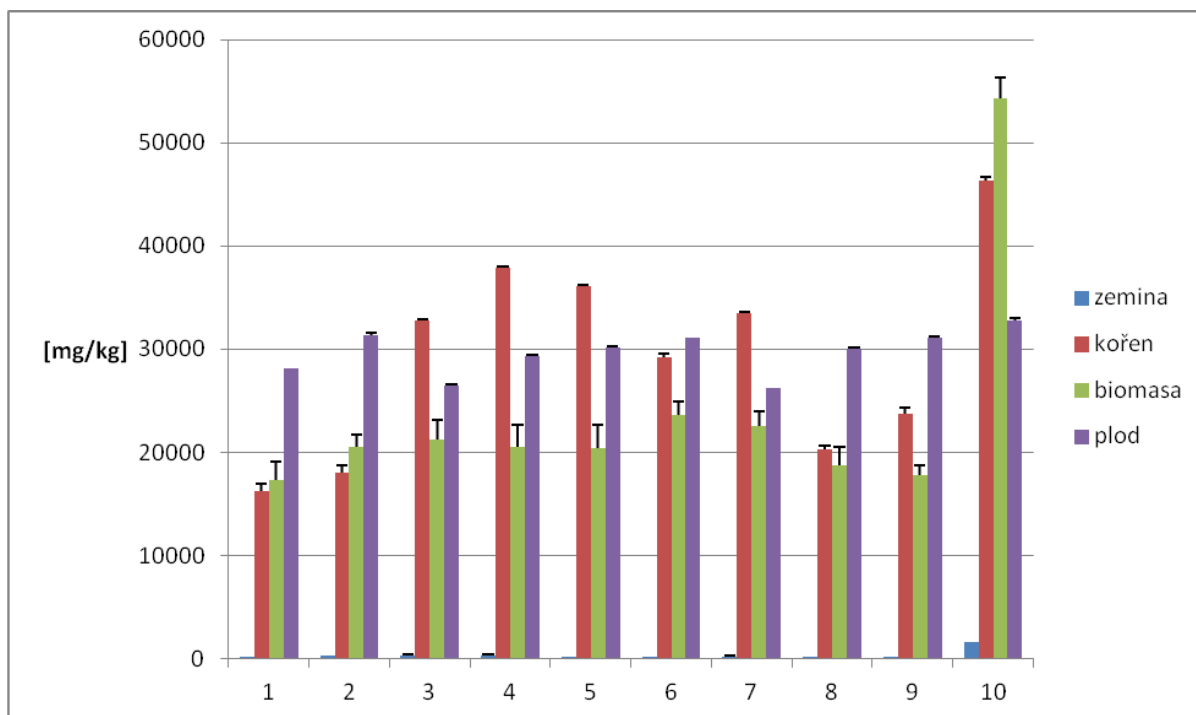
Obr. 17: Graf celkového obsahu hořčíku v plodech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

## 5.5. Draslík

Celkový obsah draslíku byl stanoven jak v pěstební směsi, tak i v jednotlivých částech rostlin. Ze souhrnného grafu (viz obr. 18) se nedá jednoznačně říci, v které části rostliny je draslík obsažen nejvíce, neboť u varianty č. 1; 2; 6; 8 a 9 byl naměřen nejvyšší obsah draslíku v plodech, zatímco u varianty č. 3; 4; 5 a 7 byl naměřen nejvyšší obsah v kořenech. U jediné varianty, kde byl aplikován vermikompost spolu s popelem (č. 10), byl naměřen nejvyšší obsah draslíku v biomase (54 250 mg/kg). U této varianty byl také naměřen celkově nejvyšší obsah draslíku, a to jak v celé rostlině, tak i v pěstební směsi. Nejméně draslíku obsahovala u všech variant pěstební směs. Celkově nejnižší obsah byl naměřen v pěstební směsi u kontrolní varianty (č. 1: 130,73 mg/kg).

Není divu, že obsah draslíku značně kolísá, draslík je důležitý nejen v podpoře růstu rostlin, což opodstatňuje jeho výskyt v kořenech, ale hraje také roli v některých fyziologických procesech, jako je fotosyntéza, syntéza proteinů, atd.

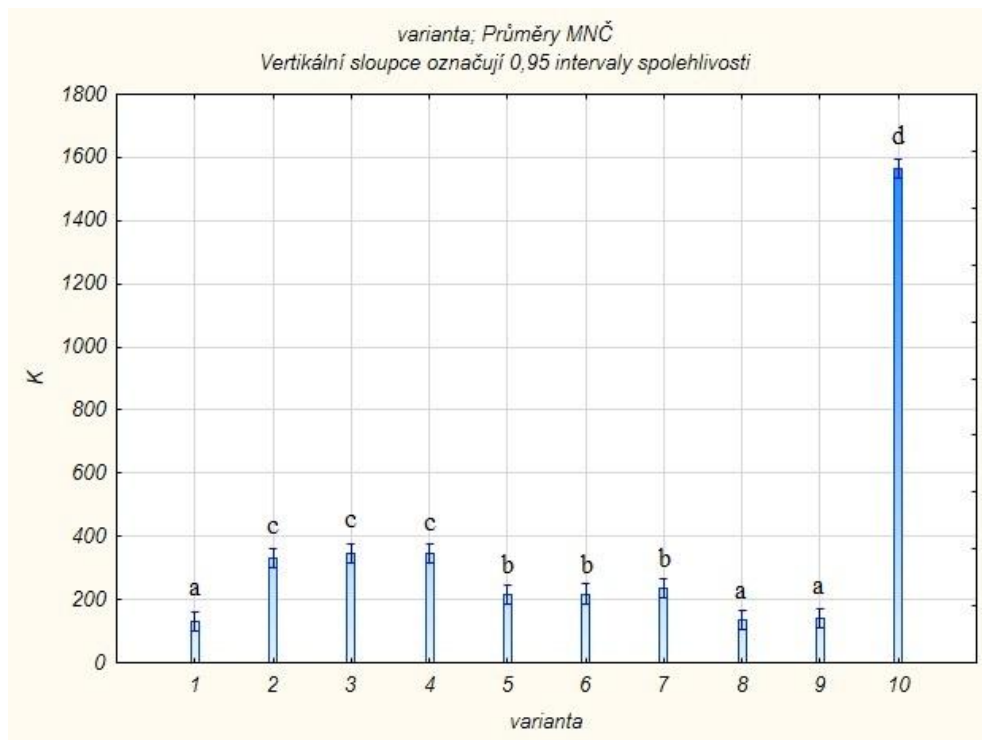




Obr. 18: Graf obsahu draslíku v pěstební směsi (zemíně) a v jednotlivých částech rostlin

### 5.5.1. Obsah K v pěstební směsi

Varianta č. 8 a 9 se statisticky významně neliší od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem. Stejně tak se od sebe statisticky významně neliší varianty, ke kterým byl aplikován kompost (č. 5 – 7), ani ty, ke kterým byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4). Varianta č. 10 ta, ke které byl aplikován spolu s vermikompostem i popel, se statisticky významně liší od všech ostatních variant (viz obr. 19), neboť obsahuje v pěstební směsi draslíku ze všech variant nejvíce.



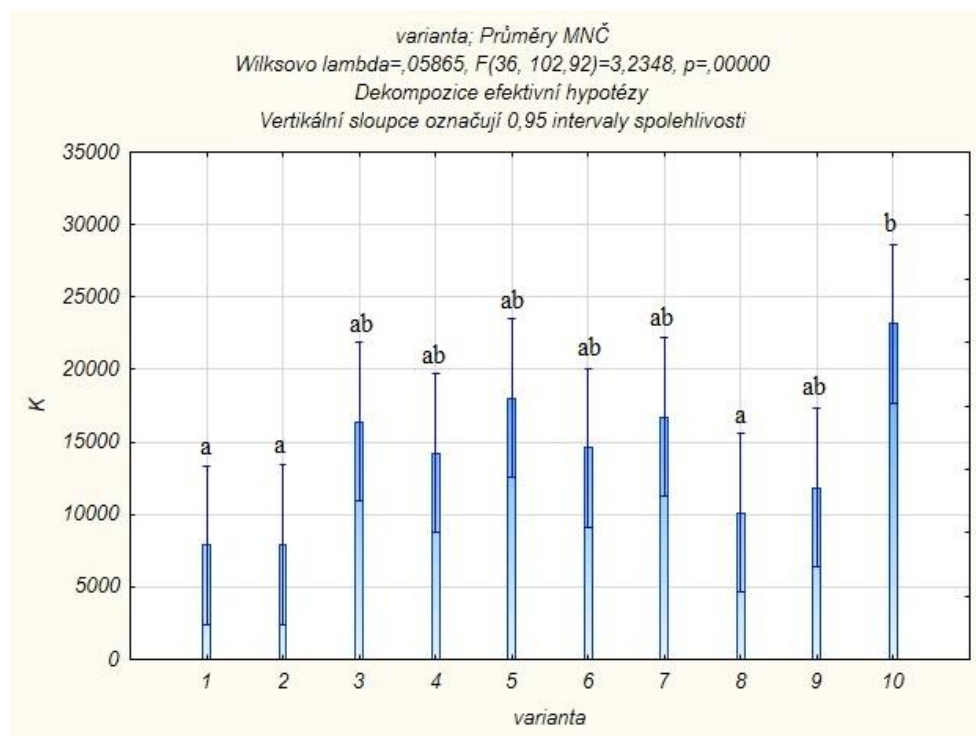
Obr. 19: Graf celkového obsahu draslíku v pěstební směsi (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

### 5.5.2. Celkový obsah K v rostlinách

Srovnáme-li mezi sebou všechny varianty, pomocí vícefaktorové statistické analýzy ANOVA zjistíme, že se mezi sebou statisticky významně neodlišuje obsah draslíku v kořenech většiny variant a obsah draslíku v biomase většiny variant. Jedná se konkrétně o obsah draslíku v kořenech variant č. 1 – 4; 6 – 9 a obsah v biomase variant č. 1 a 9. Stejně tak o obsah draslíku v kořenech variant č. 3 – 9 a obsah v biomase variant č. 1; 8 a 9. Také o obsah draslíku v kořenech variant č. 3 – 7; 9 a obsah v biomase variant č. 1 – 5; 8 a 9. Ale také zároveň o obsah draslíku v kořenech variant č. 3 – 6; 10 a obsah v biomase variant č. 1 – 9. Většina variant se v obsahu draslíku v biomase, a číst variant i v obsahu draslíku v kořenech, statisticky významně neliší od obsahu draslíku v plodech. Například se od sebe statisticky významně neliší obsah draslíku v kořeni varianty č. 10 v biomase variant č. 2 – 7 a v plodech variant č. 1; 3 a 7, atd. viz přílohy obr. 5. Z grafu celkového obsahu draslíku v rostlinách je patrné, že se od všech ostatních variant liší varianta č. 10. Tato varianta vykazovala velmi vysoký obsah draslíku v plodech a absolutně nejvyšší obsah draslíku v biomase. Obsah draslíku v biomase varianty č. 10 se také jako jediný statisticky významně liší od všech ostatních variant.

### 5.5.3. Obsah K v kořenech

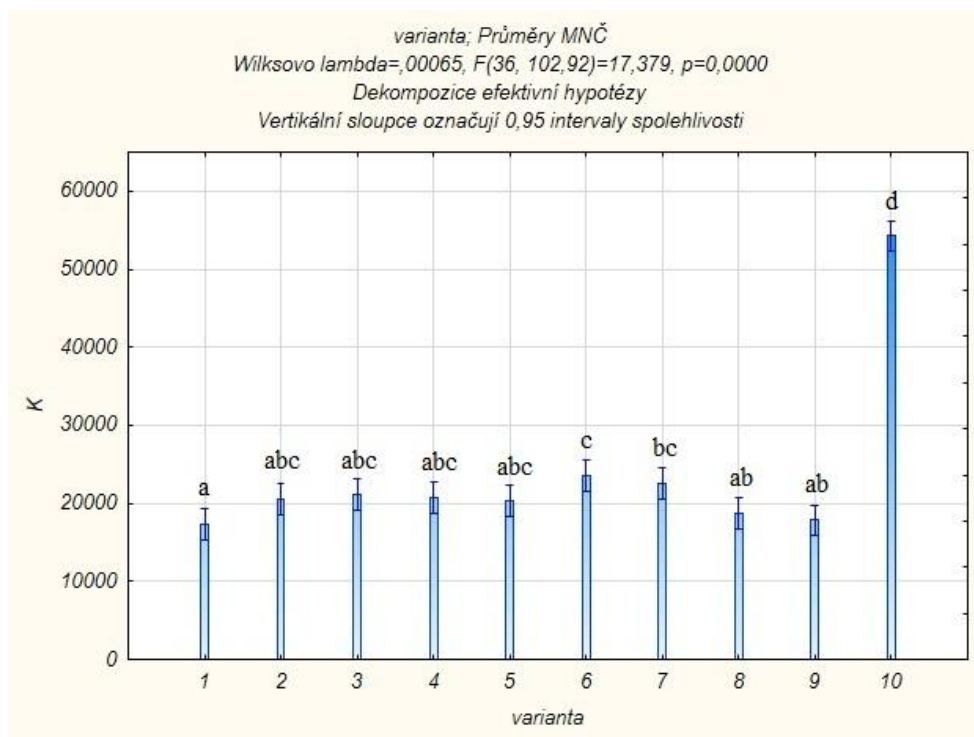
Od sebe navzájem a od kontrolní varianty se statisticky významně neliší varianty č. 2 – 9. Zároveň se od sebe statisticky významně neliší varianty č. 3 – 7; 9 a 10 (viz obr. 20).



Obr. 20: Graf celkového obsahu draslíku v kořenech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ )).

### 5.5.4. Obsah K v biomase

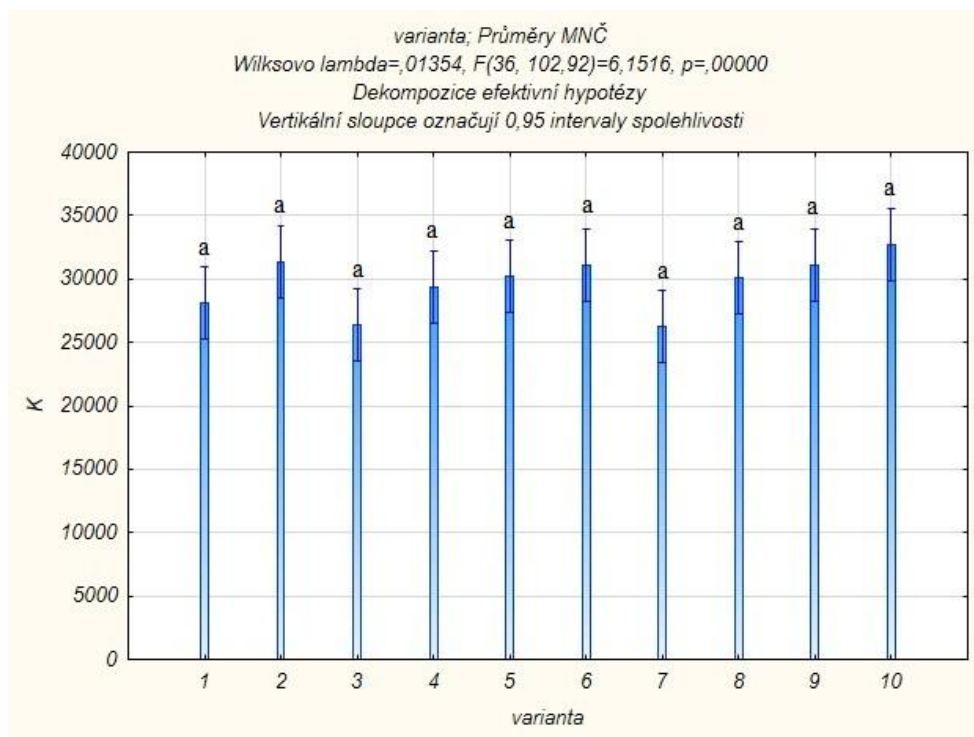
Od sebe navzájem a současně od kontrolní varianty (č. 1) se statisticky významně neliší tyto varianty: 2 – 5; 8 a 9. Současně se od sebe statisticky významně neliší varianty č. 2 – 5 a 7 – 9, a také varianty č. 2 – 7, což jsou varianty, ke kterým byl aplikován buď kompost nebo vermikompost. Varianta č. 10, tedy varianta, kde byl aplikován vermikompost spolu s popelem se statisticky významně odlišuje od všech ostatních variant (viz obr. 21), nejvíce však od kontrolní varianty, neboť varianta č. 10 obsahovala v biomase draslíku nejvíce, kontrolní varianta naopak nejméně.



Obr. 21: Graf celkového obsahu draslíku v biomase (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

### 5.5.5. Obsah K v plodech

Žádná z variant se od sebe navzájem ani od kontrolní varianty (č. 1) statisticky významně neliší (viz obr. 22). Nejvyšší obsah draslíku v plodech vykazovala varianta č. 10, ke které byl aplikován vermikompost spolu s popelem. Naopak nejnižší obsah draslíku v plodech vykazovala varianta č. 7, ke které byl aplikován kompost spolu s Rhizovitem 42.

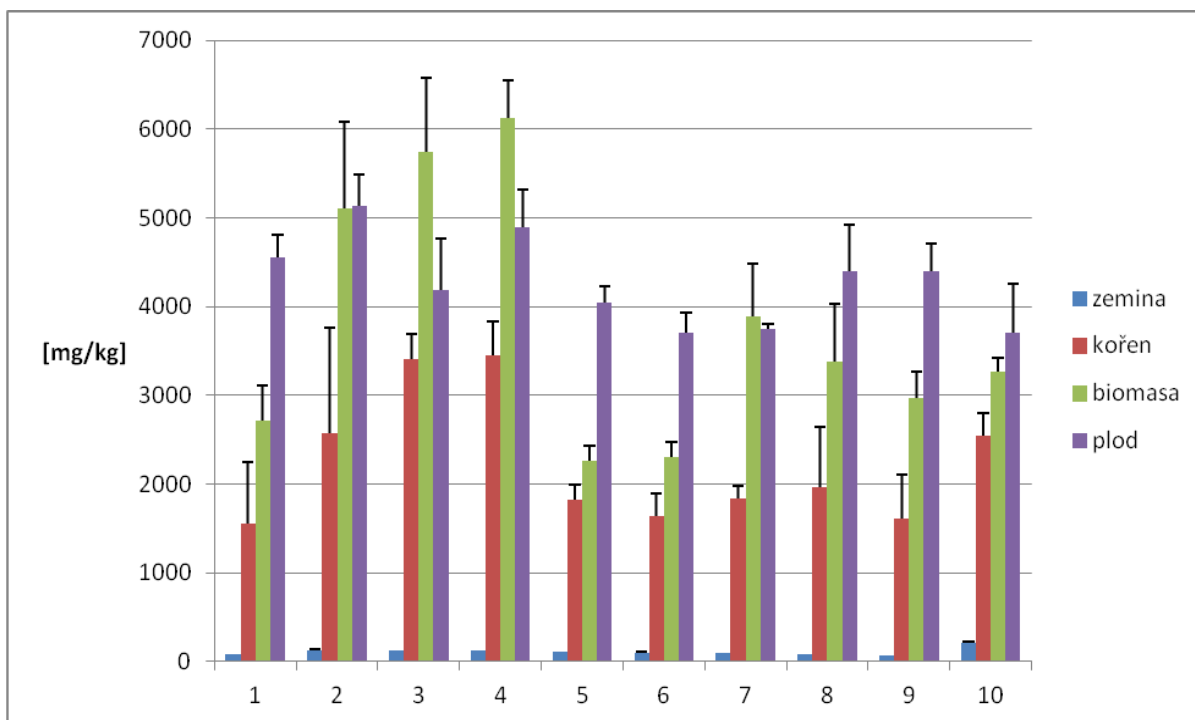


Obr. 22: Graf celkového obsahu draslíku v plodech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ )).

## 5.6. Fosfor

Celkový obsah fosforu byl stanoven jak v pěstební směsi, tak i v jednotlivých částech rostlin. Ze souhrnného grafu (viz obr. 23) se nedá jednoznačně říci, v které části rostliny je fosfor obsažen nejvíce, neboť u varianty č. 1; 2; 5; 6; 8; 9 a 10 byl naměřen nejvyšší obsah fosforu v plodech, zatímco u varianty č. 3; 4 a 7 byl naměřen nejvyšší obsah v biomase. Nejméně fosforu obsahovala u všech variant pěstební směs. Celkově nejnižší obsah byl naměřen v pěstební směsi u varianty, kde byl aplikován pouze Rhizovital 42 (č. 9: 72,475 mg/kg).

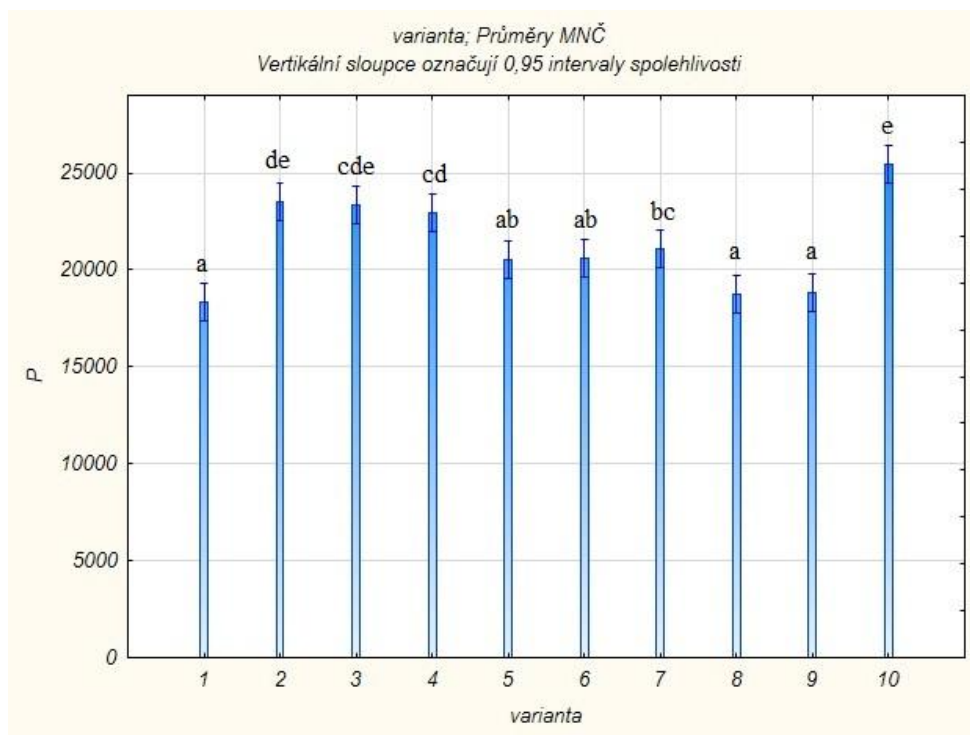
Nejvyšší obsah fosforu byl naměřen u varianty č. 4 v biomase: 6 124 mg/kg. Nejvyšší obsah fosforu v plodech byl naměřen u varianty č. 2: 5 140 mg/kg, což je o 30 mg/kg více, než obsahovala tato varianta v biomase. Je tedy možné tvrdit, že nejvyšší obsah fosforu celkově byl naměřen v biomase a to u variant, kde byl aplikován kompost.



Obr. 23: Graf obsahu fosforu v pěstební směsi (zemíně) a v jednotlivých částech rostlin

### 5.6.1. Obsah P v pěstební směsi

Varianta č. 5; 6; 8 a 9 se statisticky významně neliší od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem. Statisticky významně se od sebe neliší ani varianty č. 3; 4 a 7, stejně tak varianty č. 2; 3 a 10. A stejně jako u předešlých makroprvků se od sebe statisticky významně neliší varianty, ke kterým byl aplikován kompost (č. 5 – 7) a neliší se od sebe ani ty, ke kterým byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4) (viz obr. 24).



Obr. 24: Graf celkového obsahu fosforu v pěstební směsi (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky významné rozdíly ( $p < 0,05$ ).

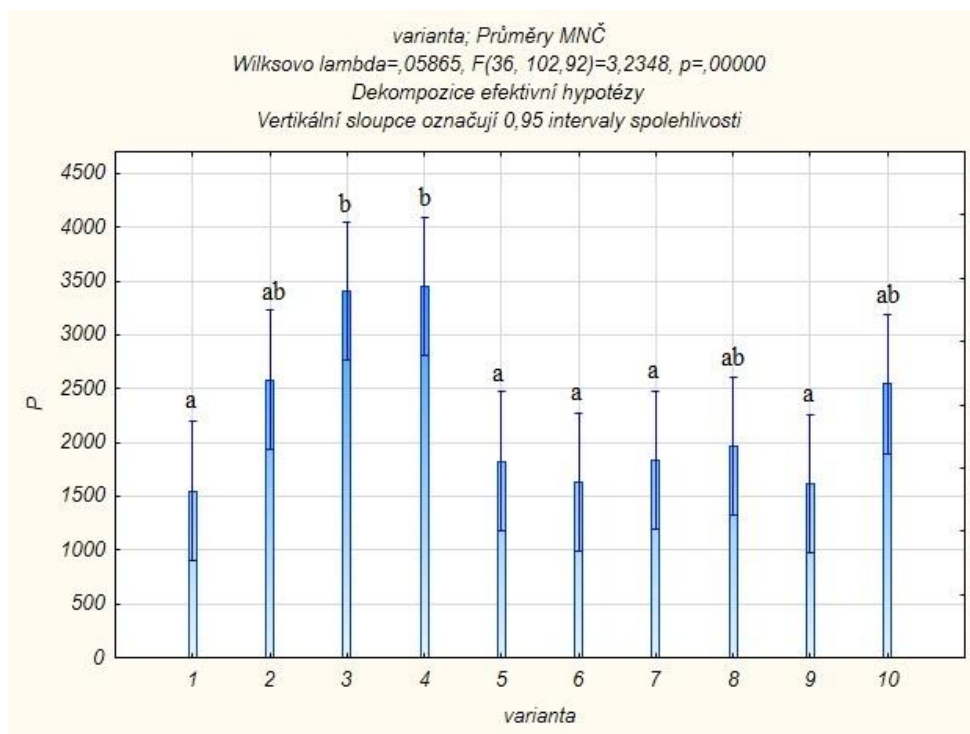
### 5.6.2. Celkový obsah P v rostlinách

Srovnáme-li mezi sebou všechny varianty, pomocí vícefaktorové statistické analýzy ANOVA zjistíme, že zde nejsou velké statistické rozdíly mezi obsahem fosforu v kořenech, biomase či plodech jednotlivých variant. Například není žádný statisticky významný rozdíl mezi obsahem fosforu v kořenech variant č. 1; 2; 5 – 10 a obsahem fosforu v biomase variant č. 1; 5; 6 a 9. Stejně tak v obsahu fosforu u kořenů variant č. 3; 4, biomasy variant č. 7; 8; 10 a obsahu fosforu v plodech variant č. 3 – 9. Statisticky významný rozdíl nenalezneme ani mezi obsahem fosforu v biomase variant č. 2 – 4 a obsahem fosforu v plodech variant č. 2 a 4, atd. (viz přílohy obr. 6). Naopak statisticky významný rozdíl v obsahu fosforu u jednotlivých variant a částí rostlin nalezneme mezi kořeny variant č. 1; 5 – 9, biomasou variant č. 2 – 4 a plody variant č. 1 – 4; 8 a 9, atd. Nejvyšší obsah fosforu v rostlině (v plodech i v biomase) byl naměřen u variant, ke kterým byl aplikován vermikompost (var. č. 2 – 4). Naopak nejnižší obsah fosforu vykazoval kořen kontrolní varianty (č. 1).

### 5.6.3. Obsah P v kořenech

Statisticky významně se od sebe navzájem a od kontrolní varianty nijak neliší varianty č. 2 a 5 – 10. Stejně tak se od sebe navzájem statisticky významně neliší varianty č. 2 – 4; 8

a 10 (viz obr. 25), což jsou varianty, ve kterých byl použit vermikopost v klasické formě (č. 2 – 4 a 10) i ve formě extraktu aplikovaného na list (č. 8).

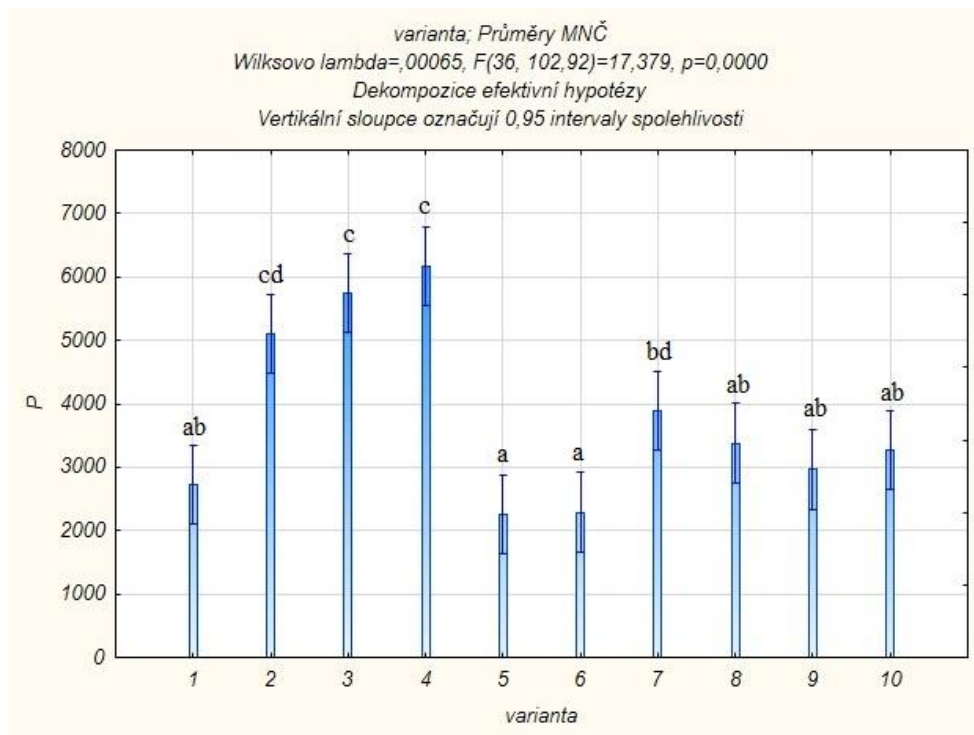


Obr. 25: Graf celkového obsahu fosforu v kořenech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p<0,05$ ).)

#### 5.6.4. Obsah P v biomase

Od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem se statisticky významně neliší tyto varianty: 5; 6 a 8 – 10. Od kontrolní varianty a od sebe navzájem se ale také neliší varianty č. 7 – 10. Současně se od sebe statisticky významně neliší i varianty č. 2 a 7, ale také varianty, ke kterým byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4) (viz obr. 26).

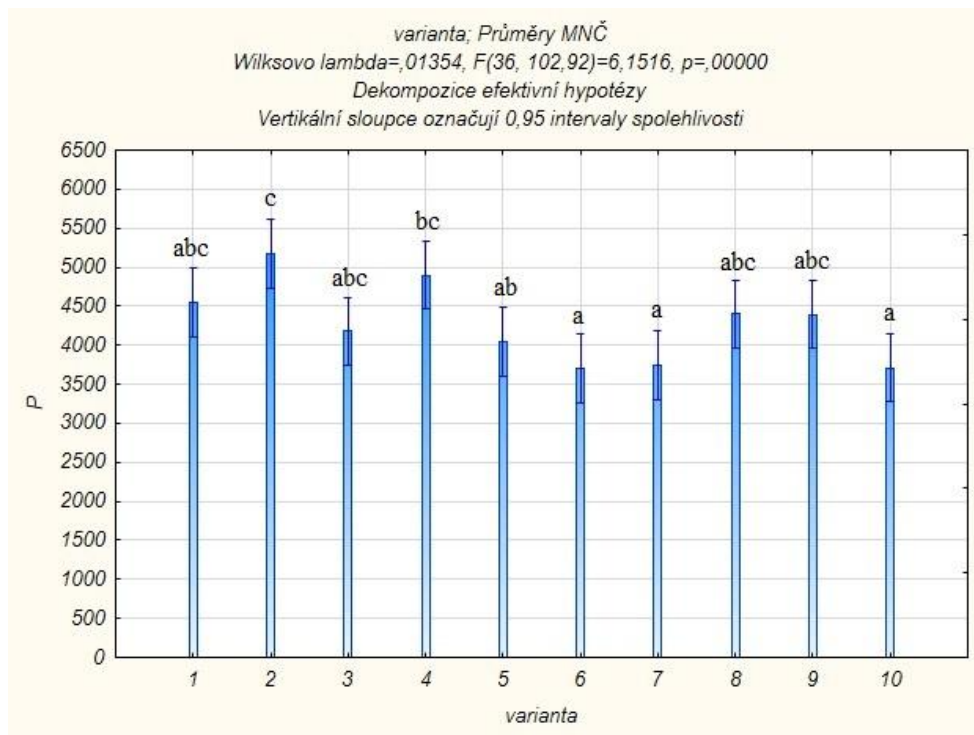




Obr. 26: Graf celkového obsahu fosforu v biomase (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p<0,05$ )).

### 5.6.5. Obsah P v plodech

Od kontrolní varianty (č. 1) a od sebe navzájem se statisticky významně neliší tyto varianty: 3 a 5 - 10, ale také varianty č. 3 – 5; 8 a 9, stejně tak se neliší varianty, ke kterým byl aplikován vermikompost (č. 2 – 4) od varianty, u které byl aplikován pouze extrakt z vermikompostu na list (č. 8) a ke které byl aplikován pouze Rhizovital 42 (č. 9) (viz obr. 27). Nejvyšší obsah fosforu v plodech byl naměřen u varianty č. 2, kde byl aplikován pouze vermikompost. Nejnižší naopak u varianty č. 6, kde byl aplikován kompost spolu s extraktem z vermikompostu na list.



Obr. 27: Graf celkového obsahu fosforu v plodech (Statisticky významné rozdíly intenzity signálu jsou označeny různými superskripty, které označují statisticky signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ).)

## 6. Diskuse

Bioefektory mají vliv na efektivnější využití neobnovitelných zdrojů minerálních živin, energie a vody, ale také na zachování půdní úrodnosti (Neumann et al., 2012). Mezi bioefektory se řadí jak komposty, tak vermikomposty, jejich extrakty, popel i Rhizovital 42. Co se týče využití minerálních živin, tak se nedá jednoznačně tvrdit, že by všechny použité bioefektory měly pozitivní vliv na příjem všech zkoumaných makroprvků oproti kontrolní variantě. Můžeme říci, že u vápníku byl ve všech variantách vyšší obsah jak v pěstební směsi, tak v rostlině oproti kontrolní variantě. U draslíku byl obsah v pěstební směsi, v kořenech a v biomase také vyšší u všech variant, než u kontrolní varianty. Co se týče fosforu, tak zde byl jednoznačně vyšší příjem u variant, kde byl aplikován vermikompost. U hořčíku byly obsahy v pěstebních směsích u všech variant s bioefektory vyšší než u kontrolní varianty, obsahy hořčíku v jednotlivých částech rostlin byly rozdílné.

Chaoui et al. (2003) zjistili, že aplikace kompostu a vermikompostu výrazně zvyšuje obsah fosforu a draslíku ve srovnání s minerálními hnojivy. Haynes a Swift (1990) uvádějí, že má organická hmota ve formě vermikompostu vliv na minerální částice v půdě, jako jsou Ca, Mg a K, které se vyskytují ve formě koloidů humusu a jílu. Žížaly ovlivňují nejen množství N, K a Ca, ale i množství P v půdě (Bhadoria a Ramakrishnan, 1989; Arthur et al., 2012). Podle Pinamontiho (1998) zvyšují komposty obsah organické hmoty v půdě, obsah fosforu a výměnného draslíku. Podle Dickersona (2001) je obsah živin ve vermikompostu často mnohem vyšší než v tradičním kompostu, neboť obsahuje živiny ve snadno přístupných formách pro rostliny, jako jsou dusičnany, rozpustné formy draslíku, vápníku či hořčíku (Atiyeh et al., 2000). Obsah živin v pěstebních směsích byl opravdu vyšší jak u variant s komposty tak i s vermikomposty. Nejvyšší hodnoty vápníku, hořčíku a fosforu byly naměřeny u variant s vermikompostem a hned poté u variant s kompostem. Obsah draslíku v pěstební směsi byl u variant s komposty přibližně dvojnásobně vyšší než u kontrolní varianty, u variant s vermikomposty byl obsah draslíku téměř až třínásobný oproti kontrolní variantě. Ačkoli byl kompost i vermikompost složen ze stejných vstupních surovin, byl zjištěn vyšší obsah vápníku a draslíku u vermikompostu, zatímco vyšší obsah hořčíku a fosforu byl naměřen u kompostu.

Sinha et al. (2010) uvádí, že má aplikace vermikompostů na rostliny lepší vliv než aplikace běžného kompostu. Náš experiment toto tvrzení nepotvrzuje, neboť jsme zjistili, že nejvyšší výnos suché hmoty měly varianty, ke kterým byl aplikován kompost (var. č. 5 –

7). Vyšší výnos suché hmoty oproti kontrolní variantě měly všechny varianty kromě té, ke které byl aplikován pouze vermikompost (var. č. 2).

Běžně je doporučováno organické hnojení jako ochranné opatření proti kontaminaci půd rizikovými prvky (Kalbitz a Wennrich, 1998). Ačkoli Woodbury (1992) uvádí, že hlavním faktorem vedoucím k omezenému využívání kompostů v zemědělské produkci je obvykle obsah rizikových prvků. O obsahu rizikových prvků v kompostech píše, že se liší v závislosti na typu půdy, druhu rostliny a kvalitě kompostu. Často byly nejen podle Woodburyho (1992) po aplikaci kompostů, zejména z komunálního odpadu, pozorovány zvýšené obsahy hladiny Zn, Cu a Pb, a to jak v půdě, tak v rostlinách (Bevacqua, Mellano, 1993; Illera et al., 2000; Petruzzelli et al., 1989; Woodbury, 1992). Obsah rizikových prvků v pěstební směsi po aplikaci kompostu byl vyšší oproti kontrolní variantě u As, Pb a Zn, zatímco u Ni byl obsah nižší než u kontrolní varianty. V kořenech byl až na Cd u všech rizikových prvků nižší obsah než u kontrolní varianty. U biomasy a u plodu byl obsah všech rizikových prvků nižší než u kontrolní varianty.

Vermikompost může být použit ke zmírnění kontaminace půdy rizikovými prvky, polycyklickými aromatickými uhlovodíky a herbicidy (Zhang et al., 2014; Santner a Estelle, 2009; Sakakibara, 2006) kvůli jeho vysoké chemické a biologické aktivitě. Ale na druhou stranu tvrdí Pan et al. (2009), že obsah rizikových prvků je ve vermikompostu vyšší než v původním materiálu, neboť celkový objem kompostu se snižuje a tyto prvky zůstávají v původním množství. Podle Pana et al. (2009) se ale v případě použití hnoje jako základní složky kompostu nemusíme obávat vysokého obsahu rizikových prvků. My jsme jako složky vermikompostu použili stejný podíl hnoje a čerstvé trávy a malé množství digestátu a kartonu. Obsah rizikových prvků v pěstební směsi byl u variant s vermikompostem u As, Pb a Zn vyšší než u kontrolní varianty, naopak u Ni byl obsah nižší než u kontrolní varianty. U kořene byl obsah rizikových prvků až na Cd a Cu nižší než u kontrolní varianty. U biomasy byl obsah u všech rizikových prvků nižší ve srovnání s kontrolní variantou. Co se týče plodů, tak zde byl obsah Zn a Cu mírně vyšší než u varianty kontrolní, ale naopak obsah Ni, As a Sd byl nižší.

Edwards et al. (2010b) podotýkají, že je aplikace výluhů jednodušší než u pevného stavu, kdy se musí např. vermikompost zapravovat do půdy. Aplikace výluhů by se proto mohla zdát výhodnější, dokonce Fritz et al. (2012) uvádějí, že aplikace výluhů má pozitivní vliv na rostliny. Podle jejich studie nebyl prokázán žádný vliv na výnos rostlin, ale došlo ke zlepšení kvality plodů. Studie Panta et al. (2011) potvrzuje, že aplikace výluhů může

pozitivně ovlivnit výnos a kvalitu rostlin a zvýšit biologickou aktivitu půdy hned u několika typů půd. Náš pokus prokázal, že rostliny, kde byl aplikován výluh z vermikompostu mají sice vyšší výnos než rostliny kontrolní varianty, ale nemají vyšší výnos než rostliny z ostatních variant, kde byly použity jiné bioefektory. Jako nejlepší bioefektor ovlivňující výnos rostlin se jeví kompost.

V rostlinné rhizosféře se hojně vyskytují mikroorganismy - *rhizobakterie*. (Kloepper et al., 1980). Tyto bakterie podporují růst rostlin několika způsoby. Zlepšují klíčení semen a jejich tvorbu, podporují rozvoj kořenů, a tím i příjem minerálních živin (Dimkpa et al., 2009; Pieterse et al., 2014). Burkett-Cadena et al. (2008) uvádějí, že konkrétně Rhizovital 42 podporuje růst rostlin rajčete a paprik. Podle Burkett-Cadeny má FZB24T má příznivý vliv na zvětšení kořenového systému u rajčat. Adesemoye et al. (2009) uvádějí, že kombinace *Bacillus amyloliquefaciens* a *Bacillus pumilus* má pozitivní vliv na růst a výnos rostlin rajčat a také na příjem živin rostlinou a to hlavně dusíku a fosforu. Martins et al. (2015) zjistili, že mají rhizobakterie pozitivní vliv na příjem hořčiku rostlinami fazolu. *Rhizobakterie* by podle Adesemoye et al. (2009) nemohly zcela nahradit hnojiva, ale mohly by napomoci ke snížení jejich dávek. Náš pokus potvrzuje tvrzení, že má Rhizovital 42 příznivý vliv na výnos rostlin rajčete, neboť varianta, kde byl aplikován pouze Rhizovital 42 měla vyšší výnos než kontrolní varianta, u plodů o celých 5 %. Srovnáme-li varianty, ke kterým byl aplikován samotný vermikompost, či vermikompost v kombinaci s extrakty nebo bioefektorem, zjistíme, že nejvyšší výnos z celé rostliny měla varianta, kde byl aplikován bioefektor. V tomto případě byl ale vyšší výnos zelené části rostliny, než u plodů. U variant s komposty byl při aplikaci Rhizovitalu 42 rozdíl nepatrný. Co se týče zvětšení kořenového systému, tak rostliny, ke kterým byl aplikován pouze Rhizovital 42 měly nejmenší kořenový systém, zatímco například rostliny, ke kterým byl aplikován Rhizovital 42 spolu s vermikompostem měly kořenový systém jednoznačně největší. Tvrzení o zlepšení příjmu fosforu rostlinou nemůžeme potvrdit, neboť v našem experimentu vykazovaly varianty, kde byl aplikován samotný Rhizovital 42, ale i v kombinaci s kompostem v kořenech i v zelených částech rostlin průměrné obsahy, které byly jen nepatrně vyšší než u kontrolní varianty. V kombinaci s vermikompostem byl naměřen u zelených částí rostlin nejvyšší obsah fosforu, což bylo ale vlivem vermikompostu a ne Rhizovitalu 42, neboť vysoké hodnoty vykazovaly všechny varianty, kde byl aplikován vermikompost. Obsah fosforu v plodech byl u varianty, kde byl použit pouze Rhizovital 42 dokonce nižší než u kontrolní varianty. Tvrzení o pozitivním vlivu na příjem hořčiku rostlinou můžeme potvrdit, v kořenech byl naměřen obsah hořčiku sice jen

nepatrně vyšší než v kontrolní variantě, ale co se týče obsahu hořčíku v zelených částech rostlin rajčat, tak varianty s Rhizovitelem 42 vykazovaly téměř ve všech kombinacích nejvyšší hodnoty. Absolutně nejvyšší hodnotu obsahu hořčíku v biomase vykazovala varianta č. 4, kde byl aplikován Rhizovital 42 spolu s vermikompostem. Z variant, ke kterým byl aplikován kompost, vykazovala také nejvyšší hodnoty obsahu hořčíku v biomase varianta s Rhizovitelem 42 (var. č. 7). Obsah hořčíku v plodech byl sice naměřen nejvyšší u varianty s aplikací extraktu z vermikompostu, ale druhý nejvyšší obsah vykazovala varianta pouze s Rhizovitelem 42.

Spalováním biomasy vzniká popel, který je možné dále využít. Hlavními prvky, které obsahuje popel ze spalování biomasy, jsou Si, Al, Ti, Fe, Ca, Mg, Na, K, S a P (Werther et al., 2000; Allica et al., 2001). Popel může obsahovat také rizikové prvky, ty se v něm ale podle Faaije et al. (1997) vyskytují hlavně při spalování dřevitých paliv (dřeva z demolic) a nátěrových hmot. My jsme v našem experimentu u jedné z variant používali slámový popel spolu s vermikompostem. Tato varianta se ve většině testů výrazně lišila od ostatních variant. Pěstební směs měla několikanásobně vyšší vodivost než ostatní varianty, měla nejvyšší pH, nejvyšší obsah draslíku v pěstební směsi i ve všech částech rostlin a naopak nejnižší obsah vápníku a hořčíku v plodech. Co se týče rizikových prvků, tak pěstební směs této varianty vykazovala nejvyšší hodnoty obsahu rizikových prvků a to hlavně u zinku. Také vykazovala nejvyšší obsah kadmia v kořeni a v biomase. Co se ale týče obsahu rizikových prvků v plodech rajčat, tak varianta s popelem obsahovala rizikových prvků nejméně.

Tento experiment se výrazně lišil jak v obsahu makro i mikroprvků v pěstebních směsích jednotlivých variant, tak i v obsahu živin v rostlinách. Co se tedy týče naměřeného obsahu živin u jednotlivých variant, nelze jednoznačně tvrdit, že by některá z variant měla pozitivní vliv na navýšení všech živin přijímaných rostlinami. To mohlo být způsobeno nejen použitím různých druhů bioefektorů a jejich kombinací, ale také mohlo u některých variant dojít ke značnému zvýšení organické hmoty, která zpomalila nebo omezila příjem makroprvků rostlinami.

## 7. Závěr

V práci byly porovnány vlastnosti zeminy, ke které byl aplikován kompost, vermikompost, slámový popel ze spalování biomasy či Rhizovital 42. Na této zemině byla pěstována rajčata, na která byl u třech variant aplikován extrakt z vermikompostu ve formě postřiku na list. V pěstební směsi bylo naměřeno nejvíce vápníku celkově nejvíce ve variantě č. 10, poté ve variantě č. 2. Nejvíce draslíku vykazovala varianta č. 10 a jako druhá nejvíce draslíku obsahovala varianta č. 4. V biomase převažoval u většiny variant nejvyšší obsah vápníku, u varianty č. 10 bylo nejvíce draslíku. Nejvíce vápníku vykazovala varianta č. 3. V plodech byl naměřen nejvyšší obsah draslíku, nejvíce ho obsahovala opět varianta s popelem (var. č. 10). Obsahy rizikových prvků byly u všech variant minimální, nejvyšší obsah ovšem vykazovala varianta (č. 10), ke které byl aplikován vermikompost spolu se slámovým popelem.

První hypotéza, že nebudou nalezeny průkazné rozdíly v agrochemických vlastnostech půdy, na kterou byl aplikován kompost a vermikompost, se nepotvrdila. Pěstební směsi, ke kterým byl aplikován vermikompost vykazovaly vyšší hodnoty obsahu prvků než varianty, ke kterým byl aplikován kompost, a to až dvojnásobně. Zjišťované pH bylo také vyšší u variant s vermikompostem než u variant s kompostem. Druhá hypotéza, že aplikace výluhu bude mít pozitivní vliv na agrochemické vlastnosti půdy, se nepotvrdila, neboť obsahy prvků ve variantě, kde byl aplikován pouze extrakt z vermikompostu byly srovnatelné s obsahy prvků v kontrolní variantě, stejně tak pH. Třetí hypotézou bylo, že použití bioefektorů zvýší obsah živin v rostlině. Tato hypotéza se potvrdila, neboť došlo ke zvýšení jak makro, tak i mikroprvků ve všech částech rostli, u téměř všech variant, kde byly použity jakékoli bioefektory. Čtvrtá hypotéza, že aplikace kompostu a vermikompostu zvýší výnos suché hmoty rostlin, se taktéž potvrdila, nejvyšší výnos z celé rostliny byl u rostlin, kde byl aplikován kompost. Použití vermikompostů mělo pozitivní vliv na nárůst biomasy, zatímco použití kompostu, ať už samotného nebo v kombinaci s jinými bioefektory, mělo pozitivní vliv na výnos plodů.

## **8. Seznam literatury**

- Abawi, G. S., Widmer, T. L. 2000. Impact of soil health management practices on soilborne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops. *Appl. Soil Ecol.* 15 (1). p. 37.
- Adesemoye, A. O., Torbert, H. A., Kloepper, J. W. 2009. Plant Growth – Promoting Rhizobacteria Allow Reduced Application Rates of Chemical Fertilizers. *Microb. Ecol.* 58. p. 921 – 929.
- Allica, J. H., Mitre, A. J., Bustamante, J. A. G., Itoiz, C., Blanco, F., Alkorta, I., Garbisu, C.. 2001. Straw quality for its combustion in a straw-fired power plant. *Biomass & Bioenergy.* 21 (4). p. 249–258.
- Andrews, S. S., Karlen, L. D., Cambardella, C. A. 2004. The Soil Management Assessment Framework. American Society of Agronomy. 68. p. 1945-1962.
- Arancon, N. Q., Edwards, C. A., Dick, R., Dick, L. 2007. Vermicompost tea production and plant growth impacts. *BioCycle.* 48. p. 51-52.
- Arancon, N. Q., Edwards, C. A., Babenko, A., Cannon, J., Galvis, P., Metzger, J.D. 2008. Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse. *Applied Soil Ecology.* p. 91-93.
- Arthur, G.D., et al. 2012. Vermicompost Leachate Alleviates Deficiency of Phosphorus and Potassium in Tomato Seedlings. *Hortscience.* p. 1304.
- Atiyeh, R.M., Subler, S., Edwards, C.A., Bachman, G., Metzger, J.D., Shuster, W. 2000. Effect of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia.* 44 (5). p. 579-590.



Atiyeh, R. M., Edwards, C.A., Supler, S., Metzger, J.D. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology*. 78. p. 11-20.

Atiyeh, R. M., Lee, S., Edwards, C. A., Arancon, N. Q., Metzger, J. D. 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technology*. 84. p. 7-14.

Barois, I., Lavelle, P. 1986. Changes in respiration rate and some physicochemical properties of a tropical soil during transit through *Pontoscolex corethrurus* (glossoscolecidae, oligochaeta). *Soil Biology & Biochemistry*. 18 (5). p. 539–541.

Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *Bioresource Technology*. 100 (22). p. 5444-5453.

Bevacqua, R. F., Mellano, V. J. 1993. Sewage sludge compost's cumulative effects on crop growth and soil properties. *Compost Sci Utilization*. 1 (3). p. 34–37.

Bhadoria, T., Ramakrishnan, P. S. 1989. Earthworm population dynamics and contribution to nutrient cycling during cropping and fallow phases of shifting agriculture (jhum) in north-east India. *Journal of Applied Ecology*. 26 (2). p. 505–520.

Bhadoria, T., Ramakrishnan, P.S. 1996. Role of earthworms in nitrogen cycling during the cropping phase of shifting agriculture (Jhum) in north-east India. *Biology and Fertility of Soils*. 22 (4). p. 350–354.

Bhadoria, T., Saxena, K.G. 2009. Role of Earthworms in Soil Fertility Maintenance through the Production of Biogenic Structures. *Applied and Environmental Soil Science*. 22.

Bláha, L. Chemické látky v ekosystémech [online]. Centrum pro výzkum toxických látek v prostředí. [p. 40]. [cit. 2016-03-20]. Dostupné z <[https://www.google.cz/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwiy16mo8NPLAhXkd5oKHXs9CnoQFggbMAA&url=http%3A%2F%2Fis.muni.cz%2Fel%2F1431%2Fpodzim2013%2FBi5580%2Fum%2F\\_2\\_Chemicke\\_stresory.ppt&usg=AFQjCNEWsS0v1DdexwUTO\\_oR7gybRoMzdQ&sig2=BQ71WSZy362V3t-kn-5JVw&bvm=bv.117218890,d.bGs](https://www.google.cz/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwiy16mo8NPLAhXkd5oKHXs9CnoQFggbMAA&url=http%3A%2F%2Fis.muni.cz%2Fel%2F1431%2Fpodzim2013%2FBi5580%2Fum%2F_2_Chemicke_stresory.ppt&usg=AFQjCNEWsS0v1DdexwUTO_oR7gybRoMzdQ&sig2=BQ71WSZy362V3t-kn-5JVw&bvm=bv.117218890,d.bGs)>.

Borriss, R., Chen, X.H., Rueckert, C., Blom, J., Becker, A., Baumgarth, B., Fan, B., Pukall, R., Schumann, P., Spröer, C., Junge, H., Vater, J., Pühler, A., Klenk, H.P. 2011. Relationship of *Bacillus amyloliquefaciens* clades associated with strains DSM 7T and FZB42T: a proposal for *Bacillus amyloliquefaciens* subsp. *amyloliquefaciens* subsp. nov. and *Bacillus amyloliquefaciens* subsp. *plantarum* subsp. nov. based on complete genome sequence comparisons. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 61. p. 1786–1801.

Brady, N.C., Weil, R.R. 1974. The nature and properties of soils. Macmillian Co. New York. p. 639. ISBN 0-13-243189-0.

Burkett-Cadena, M., Kokalis-Burelle, N., Lawrence, K.S., Santen, E. van, Kloepper, J.W. 2008. Suppressiveness of root-knot nematodes mediated by rhizobacteria. *Biological Control.* 47 (1). p. 55-59.

Cayuela, M.L., Millner, P.D., Meyer, S.L.F., Roig, A. 2008. Potential of olive mill waste and compost as biobased pesticides against weeds, fungi, and nematodes. *Science of the Total Environment.* 399. 11.

Carrasquero-Durán A., Flores, I. 2009. Evaluation of lead (II) immobilization by a vermicompost using adsorption isotherms and IR spectroscopy. *Bioresource Technology* 100. p. 1691.

Communities CotE. 2001. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the Promotion of the Use of Biofuels for Transport. 2001/0265 (COD). Brussel. In: Khan, A. A., de Jong, W., Jansens, P. J., Spliethoff, H. 2009. Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. *Sciens Direct.* 90 (1). p. 21 – 50.

Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M., Ricciuti, P., Ruggiero, P. 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity, *Soil Biol. Biochem.* 36. p. 1595–1605.

ČSN 75 7536. Jakost vod – stanovení huminových látek (HL). 2011. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví. Praha. p. 12.

Demirbas, A. 2004. Combustion characteristics of different biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science.* 30 (2). p. 219–230.

Dickerson, G. W. 2001. Vermicomposting. New Mexico State University, Guide H-164. p. 4.

Dimkpa, C., Weinand, T., Asch, F. 2009. Plant – rhizobacteria interactions alleviate abiotic stress conditions. *Plant Cell Environ.* 32. p. 1682–1694.

Dorais, M., Ehret, D. L., Papadopoulos, A. P. 2008. Tomato (*Solanum lycopersicum*) health components: from the seed to the consumer. *Phytochemistry Reviews.* 7. p. 231.

Edwards, C. A., Arancon, N.Q., Greytak, S. 2006. Effects of vermicompost teas on plant growth and disease. *BioCycle.* 47. p. 28 – 31.

Edwards, C. A., Arancon, N. Q. 2004. The science of vermiculture: The use of earthworms in organic waste management. In: Edwards, C. A. (ed.). *Earthworm ecology.* CRC Press. p. 456. ISBN: 9780849318191.

Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Emerson, E., Pulliam, R. 2007. Suppressing plant parasitic nematodes and arthropod pests with vermicompost teas. *BioCycle.* 61. p. 39.

Edwards, C.A., Arancon N.Q., Sherman R. 2010a. *Vermiculture Technology: Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management.* CRC Press. Boca Raton. p. 623. ISBN 978-1-4398-0987-7.

Edwards, C. A., Arancon, N. Q., Vasko-Bennett, M., Askar, A., Keeney, G. 2010b. Effect of aqueous extracts from vermicomposts on attacks by cucumber beetles (*Acalymna vittatum*) (Fabr.) on cucumbers and tobacco hornworm (*Manduca sexta*) (L.) on tomatoes. *Pedobiologia*. 53. p. 141-148.

Elad, Y., Shtienberg, D. 1994. Effect of compost water extracts on grey mould (*Botrytis cinerea*). *Crop Protection*. 13 (11). p. 109.

Elzebroek, A.T.G., Wind, K. 2008. Guide to cultivated plants. CAB International. Oxfordshire. p. 490-494. ISBN 978-1-84593-356-2.

Fadeeva, V. P., Tikhova, V. D., Nikulicheva, O. N. 2008. Elemental analysis of organic compounds with the use of automated CHNS analyzers. *Journal of Analytical Chemistry*. 63. p. 1094-1106.

Faaij, A. P. C., Doorn, J. van, Curvers, T., Waldheim, L., Olsson, E., Wijk, A. van, Daey-Ouwens, C. 1997. Characteristics and availability of biomass waste and residues in the Netherlands for gasification. *Biomass & Bioenergy*. 12 (4). p. 225–240.

Faaij, A. P. C. 2004. Biomass combustion. *Encyclopedia of Energy*. 1. p. 175 – 191.

Faaij, A. P. C. 2006. Bio-energy in Europe: changing technology choices. *Energy Policy*. 34 (3). p. 322–342.

Fan, B., Chen, X. H., Budiharjo, A., Vater, J., Borriss, R. 2011. Efficient colonization of plant roots by the plant growth promoting bacterium *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42, engineered to express green fluorescent protein. *J. Biotechnol.* 151. p. 303–311.

Fan, B., Borriss, R., Bleiss, W., Wu, X. 2012. Gram-positive rhizobacterium *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42 colonizes three types of plants in different patterns. *J. Microbiol.* 50. p. 38–44.

- Frimmel, F. H. 1998. Characterization of natural organic matter as major constituents in aquatic systems. *Journal of Contaminant Hydrology*. 35. p. 201-216.
- Fritz J.I., Whittle F.I.H., Haindl S., Insam H., Braun R. 2012. Microbiological community analysis of vermicompost tea and its influence on the growth of vegetables and cereals. *Canadian Journal of Microbiology*. 58. p. 836-847.
- Gaddie, R. E. (Sr.), Douglas D. E. 1975. *Earthworms for Ecology and Profit. Scientific Earthworm Farming*. Bookworm Publishing Company. California p. 180. ISBN: 0916302059.
- Gandhi Pragash, M., Badri Narayanan, K., Ravindra Naik, P., Sakthivel, N. 2009. Characterization of *Chryseobacterium aquaticum* strain PUPC1 producing a novel antifungal protease from rice rhizosphere soil. *J. Microbiol. Biotechnol.* 19 (1). p. 99-107.
- Garg, P., Gupta, A., Satya, S. 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. *Bioresour Technol.* 97. p. 391–395.
- Georg, J. 2004. Feasibility of Developing the Organic and Transitional Farm Market for Processing Municipal and Farm Organic Wastes using large – Scale Vermicomposting. Good Earth Organic Resources Group. Halifax. Nova Scotia. Dostupné z <<http://www.alternativeorganic.com>>.
- Ginting, D., Kessavalou, A., Eghball, B., Doran, J.W. 2003. Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure and compost applications, *J. Environ. Qual.* 32. p. 23–32.
- Goldemberg, J., Johanson, T. B. 2004. *World Energy Assessment overview: 2004 update*. New York. UNDP, UN-DESA and the World Energy Council. 5.
- Golueke, C.G. 1991. Understanding the process. *The Biocele Guide to The Art and Science of Composting*. p. 14.

- Grosch, R., Junge, H., Krebs, B., Bochow, H. 1999. Use of *Bacillus subtilis* as biocontrol agent. III. Influence of *Bacillus subtilis* on fungal root diseases and on yield in soil lessculture. *J. Plant. Dis. Prot.* 106. p. 568–580.
- Guel, A., Kidoglu, F., Tuzel, Y., Tuzel, I.H. 2008. Effects of nutrition and *Bacillus amyloliquefaciens* on tomato (*Solanum lycopersicum* L.) growing in perlite. *Span. Agric. J. Res.* 6. p. 422–429.
- Guidi, G., Pera, A., Giovannetti, M., Poggio, G., Bertoldi, M. 1988. Variations of soil structure and microbial population in a compost amended soil. *Plant and Soil.* 106. p. 113–119.
- Gunadi, B., Blount Ch., Edwards, C. A. 2002. The growth and fecundity of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle solids pre-composted for different periods. *Pedobiologia.* 46. p. 15-23.
- Haitzer, M., Abbt-Braun, G., Traunspurger, W., Steiberg, Ch. E. W. 1999. Effects of humic substances on the bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons: Correlations with spectroscopic and chemical properties of humic substances. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 18. p. 2782-2788.
- Hall, D. O., Rosillo – Calle, F., Williams, R. H., Woods, J. 1993. *Biomass for Energy: Supply Prospects.* Island Press. Washington DC. p. 1177.
- Hamelinck, C. N., Suurs, R. A. A., Faaij, A. P. C. 2005. International bioenergy transport costs and energy balance. *Biomass and Bioenergy.* 29. p. 114–134.
- Hamelinck, C. N., Faaij, A. P. C. 2006. Outlook for advanced biofuels. *Energy Policy.* 34. p. 3268–3283.
- Haynes, R. J., Swift, R. S. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Journal of Soil Science.* 41 (1). p. 73 – 83.

- He, X. T., Traina, S. J., Logan, T. J. 1992. Chemical properties of municipal solid waste composts. *J Environ Qual.* 21. p. 318–319.
- Hoogwijk, M. M., Faaij, A. P. C., Broek, R. van den, Berndes, G., Gielen, D., Turkenburg, W. C. 2003. Exploration of the ranges of the Global potential of biomass for energy. *Biomass and Bioenergy.* 25(2). p. 119–133.
- Chaoui, H. I., Zibilske, L. M., Ohno, T. 2003. Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability. *Soil Biol. Biochem.* 35. p. 295 – 302.
- Chen, X. H., Koumoutsis, A., Scholz, R., Eisenreich, A., Schneider, K., Heinemeyer, I., Morgenstern, B., Voss, B., Hess, W. R., Reva, O., Junge, H., Voigt, B., Jungblut, P. R., Vater, J., Süssmuth, R., Liesegang, H., Strittmatter, A., Gottschalk, G., Borriss, R. 2007. Comparative analysis of the complete genome sequence of the plant growth promoting bacterium *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42. *Nature Biotechnology.* 25. p. 1007–1014.
- Chowdhury, S. P., Dietel, K., Rändler, M., Schmid, M., Junge, H., Borriss, R. 2013. Effects of *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42 on lettuce growth and health under pathogen pressure and its impact on the rhizosphere bacterial community. DOI: 10.1371/journal.pone.0068818.
- Chowdhury, S. P., Uhl, J., Grosch, R., Alquéres, S., Pittroff, S., Dietel, K. 2015. Cycliclipopeptides of *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42 subsp. *plantarum* colonizing the lettuce rhizosphere enhance plant defence responses towards the bottomrot pathogen *Rhizoctoniasolani*. *Mol.PlantMicrobe Interact.* 28. p. 984-995.
- Illera, V., Walter, I., Souza, P., Cala, V. 2000. Short-term effects of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metals distribution in a degraded soils under a semi-arid environment. *Science of the Total Environment.* 255. p. 29–44.
- Ingham, E.R. 2005. The compost tea brewing manual. Soil foodweb Inc. Corvallis. p.79.
- Ismail, S., Thampan, P.K. 1995. Earthworms in soil fertility management. *Organic agriculture.* p. 77-100.

- Jenkins, B. M., Bakker, R. R., Baxter, L. L., Gilmer, J. H., Wei, J. B. 1997. Developments in Thermochemical Biomass Conversion: Combustion Characteristics of Leached Biomass. Springer. Banff. p. 1316 – 1330. ISBN 978-94-009-1559-6.
- Jenkins, B. M., Baxter, L. L., Miles, T. R. Jr., Miles, T. R. 1998. Combustion properties of biomass. *Fuel Processing Technology*. 54 (1–3). p. 17 – 46.
- Judd, W. S., Campbell, C. S., Kellogg, E.A., Stevens, P.F., Donoghue, M.J. 2008. *Plant Systematics: a phylogenetic approach*. Sinauer Associates, INC. Sunderland. p. 459-462. ISBN 978-0-87893-407-2.
- Junginger, M., Visser, E. de, Hjort-Gregersen, K., Koornneef, J., Raven, R., Faaij, A., Turkenburg, W. 2006 Technological learning in bioenergy systems. *Energy Policy*. 34 (18). p. 4024–4041.
- Kalbitz, K., Wennrich, R. 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *Science of The Total Environment*. 209. p. 27-39.
- Kale, R.D. 1998. *Earthworms: Cinderella of Organic Farming*. Prism Books Pvt. Bangalore. p. 88.
- Kloepper, J.W., Leong, J., Teintze, M., Schroth, M. 1980. Enhancing plant growth by siderophores produced by plant-growth-promoting rhizobacteria. *Nature*. 286. p. 885–886.
- Kolář, L., Kužel, S. 1999. Organická hmota v půdě. Sborník z 5 mezinárodní konference Racionální použití hnojiv. ČZU, Praha, p. 15-19.
- Koumoutsis, A., Chen, X.H., Henne, A., Liesegang, H., Hitzeroth, G., Franke, P., Vater, J., Borriss, R. 2004. Structural and functional characterization of gene clusters directing nonribosomal synthesis of bioactive cyclic lipopeptides in *Bacillus amyloliquefaciens* strain FZB42. *Journal of bacteriology*. 186 (4). p. 1084-1096.



- Lakhdar, A., Hafsi, C., Rabhi, M., Debez, A., Montemurro, F., Abdelly, C., Jedidi, N., Ouerghi, Z. 2008. Application of municipal solid waste compost reduces the negative effects of saline water in *Hordeum maritimum* L.. *Bioresource Technology*. 99 (15). p. 7160.
- Lavelle, P., Martin, A. 1992. Small-scale and large-scale effects of endogeic earthworms on soil organic matter dynamics in soils of the humid tropics. *Soil Biology & Biochemistry*. 24 (12). p. 1491–1498.
- Lavelle, P., Chauvel, A., Fragoso, C. 1995. Faunal activity in acid soils. *Plant-Soil Interactions at Low pH: Principles and Management*. p. 201–211.
- Leon-Gonzales, F. de, Hernandez-Serrano, M.M., Etcheveres, J.D., Payan-Zelaya, F., Ordaz-Chaparro, V. 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in sandy soil under low rainfall in the valley of Mexico. *Soil & Tillage Research*. 56. p. 213–217.
- Lv, B.Y., Xing M.Y., Yang. J., Qi, W.S., Lu, Y.S. 2013. Chemical and spectroscopic characterization of water extractable organic matter during vermicomposting of cattle dung. *Bioresour Technol*. 132. p. 320–326.
- Martins, S. J., Vasconcelos de Medeiros, F. H., de Souza, R. M., de Faria, A. F., Cancellier, E. L., de Oliviera Silveria, H. R., de Rezende, M. L., Guilherme, L. R. G. 2015. Common bean growth and health promoted by rhizobacteria and the contribution of magnesium to the observed responses. *Applied Soil Ecology*. 87. p. 49 – 55.
- Mártonfi, P. 2006. *Systematika cévnatých rostlin 2*. Vydání. Univerzita Pavla Josefa Šafárika v Košicích. Košice. ISBN 80-7097-628-4.
- Mc Bride, M. B. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*. 8. p. 5–19.
- Mc Connell, D. B., Shiralipour, A., Smith, W. H. 1993. Compost application improves soil properties. *Biocycle*. 3. p. 61–63.

Mc Donald, S., A. G. Bishop, P. D. Prenzler, and K. Robards. 2004. Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Analytica Chimica Acta*. 527. p. 105-124.

Mc Lean, M. A., Parkinson, D. 1998. Impacts of the epigeic earthworm *Dendrobaena octaedra* on oribatid mite community diversity and microarthropod abundances in pine forest floor: a mesocosm study. *Applied Soil Ecology*. 7 (2). p. 125–136.

Mehlich, D., 1984. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. p. 1409.

Mengel, K. 1984. *Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze*. 6. Auflage. Veb Gustav Fischer Verlag, Jana.

Microsoft, Co. 2007. *Microsoft Office Excel 2007 for Windows*. Microsoft. Redmond.

Miller, F. C. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F. B., Jr. (Ed.), *Soil Microbial Ecology, Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 515–544.

Munroe, G. *Manual of On-Farm Vermicomposting and Vermiculture*. Organic Agriculture Centre of Canada (OACC Nova Scotia) [online]. 2007. [cit. 2016-02-06]. Dostupné z <[http://www.organicagcentre.ca/DOCs/Vermiculture\\_FarmersManual\\_gm.pdf](http://www.organicagcentre.ca/DOCs/Vermiculture_FarmersManual_gm.pdf)>.

MZE č. 271/2009 Sb: kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů.

Nakicenovic, N. 2000. *Special Report on Emission Scenarios*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge. p. 612. ISBN 0521804930.

Nardi. S., Carletti, P., Pizzeghello, D., Muscolo, A. 2009. *Biological Activities of Humic Substances*. John Wiley and Sons. p. 784.

Neumann G. Resource Preservation by Application of BIOefFECTORs in European Crop [online]. 2012. [cit. 2016-02-08]. Dostupné z <<http://www.biofector.info/about-biofector.html>>.

Novák, F., Hrabal, R. 2011. Kvantitativní <sup>13</sup>C NMR spektroskopie huminových látek. Chem. Listy. p. 752.

Pan, X., Wang, X. 2009. Profiling of plant hormones by mass spektrometry. Journal of Chromatography. 877. p. 2806-2813.

Pant A., Radovich T. J. K., Hue N. V., Arancon N. Q. 2011. Effects of vermicompost tea (aqueous extract) on pak choi yield, quality, and on soil biological properties. Compost Science & Utilization. 19. p. 279-292.

Pathma, J., Kennedy, R. K., Sakthivel, N. 2011. Mechanisms of fluorescent pseudomonads that mediate biological control of phytopathogens and plant growth promotion of crop plants. Biol. Control. 25. p.165.

Perminova, I. V., Hatfield, K. 2005. Remediation chemistry of humic substances: Theory and implications for technology. Use of Humic Substances to Remediate Polluted Environments: from Theory to Practice. 52.

Perminova, I. V., Kulikova, N. A., Zhilin, D. M., Grechischeva, N. Y., Kovalevskii, D. V., Lebedeva, G. F., Matorin, D. N., Venediktov, P. S., Konstantinov, A. I., Kholodov, V. A., Petrosyan, V. S. 2006. Mediating effects of humic substances in the contaminated environments - Concepts, results, and prospects. Viable Methods of Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation. 69. p. 249-273.

Petruzzelli, G., Lubrano, L., Guidi, G., 1989. Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil. Plant and Soil. 116. p. 23–27.

Pinamonti, F., Stefanini, M., Dalpiaz, A. 1996. Soil management effects on nutritional status and grapevine performace. Vitic. Enol. Sci. 51 (2). p. 76–82.

- Pinamonti, F. 1998. Compost mulch effects on soil fertility nutritional status and performance of grapevine. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 51 (3). p. 239-248.
- Pieterse, C. M., Zamioudis, C., Berendsen, R. L., Weller, D. M., Wees, S. C. van, Bakker, P. A. 2014. Induced systemic resistance by beneficial microbes. *Annu. Rev. Phytopathol.* 52. p. 347–375.
- Pitter, P. 2009. *Hydrochemie*. VŠCHT Praha. Praha. p. 568. ISBN: 978-80-7080-701-9.
- Plíva, P., Hanč, A. 2011. Jak vyrábět vermikompost?. *Komunální technika*. 5. p. 41 – 45.
- Prjanišnikov, D. N. 1962. *Výživa rostlin v soustavách zemědělství*. SZN. Praha. p. 254.
- Sakakibara, H. 2006. Cytokinins: Activity, Biosynthesis, and Translocation. *Annual Review of Plant Biology*. 57. p. 431-449.
- Sanfilippo, E. C. de, Argüllo, J. A., Abdala, G., Orioli, G. A. 1990. Content of auxin-inhibitor-and gibberellin-like substances in humic acids. *Biologia Plantarum*. 32 (5). p. 346.
- Santner, A., Estelle, M. 2009. Recent advances and emerging trends in plant hormone signalling. *Nature*. 459. p. 1071 – 1078.
- Sartori, G., Ferrari, A., Pagliai, M. 1985. Changes in soil porosity and surface shrinkage in a remolded, saline clay soil treated with compost. *Soil Science* 139 (6). p. 523–530.
- Sen, B., Chandra, T. S. 2009. Do earthworms affect dynamics of functional response and genetic structure of microbial community in a lab-scale composting system?. *Bioresource Technology*. 100 (2). p. 804.
- Shipitalo, M. J., Protz, R. 1989. Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma*. 45 (3-4) p. 357–374.

- Scheuerell, S. J. 2002. Compost teas and compost amended container media for plant disease control. *Compost Sci. Util.* 10. p. 313.
- Scheuerell, S. J., Mahaffee, W. 2002. Compost Tea: Principles and Prospects For Plant Disease Control. *Compost Science & Utilization.* 10. p. 313-338.
- Schnitzer, M. 2001. The in situ analysis of organic matter in soils. *Canadian Journal of Soil Science.* 81 (3). p. 249-254.
- Schultz, T. P., Taylor, F. W. 1989. Wood. Gordon&Breach. NewYork. p. 136.
- Simoneit, B. R. T. 2002. Biomass burning — a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. *Applied Geochemistry.* 17 (3). p. 129–162.
- Sinha, R. K., Nair, J., Bharambe, G., Patil, S., Bapat, P. 2008. Vermiculture revolution: a low-cost and sustainable technology for management of municipal and industrial organic wastes (solid and liquid) by earthworms with significantly low greenhouse gas emissions. In: Daven, J. I., Klein, R. N. (eds.). *Progress in waste management research.* Nova Science Publishers. New York. p. 159 - 227. ISBN: 978-1-60456-235-4.
- Sinha, R. K., Agarwal, S., Chauhan, K., Chandran, V., Soni, B. K. 2010. Vermiculture Technology: Reviving the Dreams of Sir Charles Darwin for Scientific Use of Earthworms in Sustainable Development Programs. *Technology and Investment.* 1. p. 155 – 172.
- Sombroek, W. G., Sims, D. 1995 *Planning for Sustainable Use of Land Resources: Toward a New Approach,* FAO Land and Water Bulletin 2. Food and Agriculture Organization of the United.
- Skorňakov, S., Jeník, J., Větvicka, V. 1988. *Zelená kuchyně.* Plana. Lidové nakladatelství Praha. ISBN 26-058-88/13-34.
- StatSoft, Inc. 2012: *Statistica 12 for Windows.* StatSoft, Tulsa.

Steinberg, C. E. W. 2013. Ecology of Humic Substances in Freshwaters. Springer. Berlin. ISBN 978-3-662-06815-1.

Syers, J. K., Springett, J. A. 1984. Earthworms and soil fertility. *Plant and Soil*. 76. p. 93-104.

Timofeyev, M. A., Shatilina, Z. M., Kolesnichenko, A. V., Bedulina, D. S., Kolesnichenko, V. V., Pflugmacher, S., Steinberg, C. E. W. 2006. Natural organic matter (NOM) induces oxidative stress in freshwater amphipods *Gammarus lacustris* Sars and *Gammarus tigrinus* (Sexton). *Science of the Total Environment*. 366. p. 673-681.

Triberti, L., et al. 2008. Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland?. *Eur. J. Agron*. 29. p.13.

Tripathi, G., Bhardwaj, P. 2004. Decomposition of kitchen waste amended with cow manure using an epigeic species (*Eisenia fetida*) and an anecic species (*Lampito mauritii*). *Bioresour Technol*. 92. p.215–218.

Turkenburg, W. C., Beurskens, J., Faaij, A. P. C., Fraenkel, P., Fridleifsson, I., Lysen, E., Mills, D., Moeiea, J. R., Nilsson, L. J., Schaap, A., Sinke, W. C. 2000. World energy assessment: energy and the challenge of sustainability: Renewable energy technologies. United Nations Developed Programme. p. 219 – 272. ISBN 92-1-126126-0.

Vaca-Paulín, R., Esteller-Albreich, M. V., Lugo-de Fuente, J., Zavaleta-Mancera H.A. 2006. Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil. *Waste management*. 26 (1). p. 71-81.

Váňa, J. 1994. Výroba a využití kompostů v zemědělství. *Agrodat*. Praha. p.40.

Vaněk, V., Balík, J., Černý, J., Pavlík, M., Pavlíková, D., Tlustoš, P., Valtera, J. 2012. Výživa zahradních rostlin. *Academia*. Praha. p. 584. ISBN: 978-80-200-2147-2.

Vesela, L., M. Kubal, J. Kozler, and P. Innemanova. 2005.. Structure and properties of natural humic substances of the oxyhumolite type. *Chemicke listy*. 99. p. 711-717.

- Wang, S., Wu, H., Qiao, J., Ma, L., Liu, J., Xia, Y. 2009. Molecular mechanism of plant growth promotion and induced systemic resistance to tobacco mosaic virus by *Bacillus* spp. *J. Microbiol. Biotechnol.* 19. p. 1250–1258.
- Wang K.H., Radovich K., Pant A., Cheng Z. 2014. Integration of cover crops and vermicompost tea for soil and plant health management in a short-term vegetable cropping system. *Applied Soil Ecology* 82. p. 26-37.
- Weng, L., Temminghoff, E.J.M., Lofts, S., Tipping, E., Riemsdijk, W.H. Van. 2002. Complexation with Dissolved Organic Matter and Solubility Control of Heavy Metals in Sandy Soil. *Environ. Sci. Technol.* 36 (22). p. 4804-4810.
- Williams, G. H. 1992. Fuel from biomass. *Chemical & Engineering News.* 70 (47). p. 3.
- Williams, A., Pourkashanian, M., Jones, J. M. 2001. Combustion of pulverised coal and biomass. *Progress in Energy and Combustion Science.* 27 (6). p. 587–610.
- Werther, J., Saenger, M., Hartge, E. U., Ogada, T., Siagi, Z. 2000. Combustion of agricultural residues. *Progress in Energy and Combustion Science.* 26 (1). p. 1–27.
- Woodbury, P.B. 1992. Trace elements in municipal solid waste composts: a review of potential detrimental effects on plants, soil biota, and water quality. *Biomass and Bioenergy.* 3. p. 239–259.
- Yao, A.V., Bochow, H., Karimov, S., Boturov, U., Sanginboy, S., Sharipov, K. 2006. Effect of FZB24 *Bacillus subtilis* as a biofertilizer on cotton yields in field tests. *Arch. Phytopathol. Plant. Prot.* 39. p. 1–6.
- Zajonc, I. 1992. Chov dažďoviek a výroba vermikompostu. Animapress. Povoda. p. 59. ISBN: 80-85567-00-8.

Zaller J. G. 2006. Foliar spraying of vermicompost extracts: effects on fruit quality and indications of late-blight suppression of field-grown tomatoes. *Biological Agriculture and Horticulture* 24. p. 165-180.

Zaller, J. G. 2007. Vermicompost in seedling potting media can affect germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties. *European Journal of Soil Biology*. p. 336.

Zhang, H., Tan, S. N., Wong, W. S., Ng, C. Y. L., Teo, C. H., Ge, L., Chen, X., Yong, J. W. H. 2014. Mass spectrometric evidence for the occurrence of plant growth promoting cytokinins in vermicompost tea. *Biology and Fertility of Soils*. 50. p. 401-403.



## 9. Přílohy

### 9.1. Fotografické srovnání všech variant

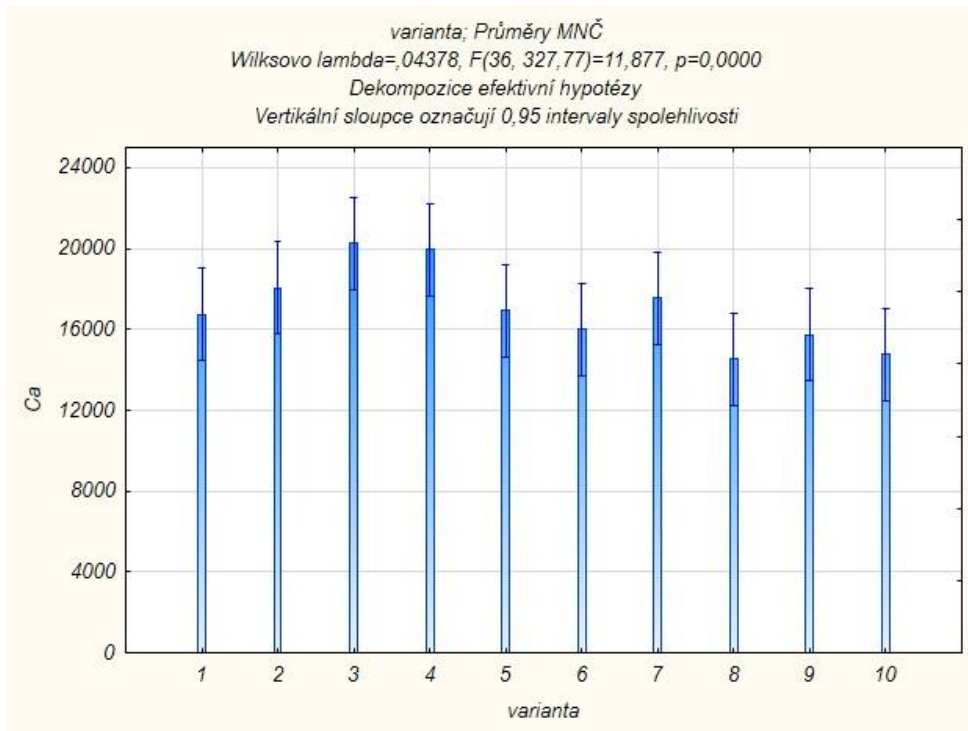


Obr. 1: Srovnání všech variant v pokročilém stádiu růstu.

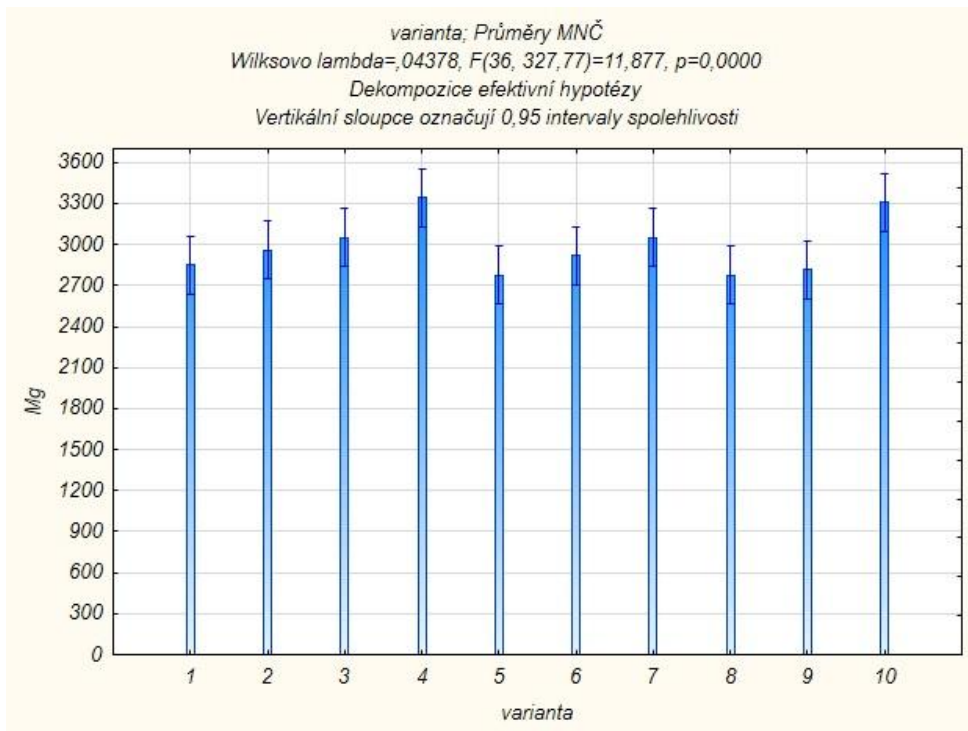


Obr. 2: Srovnání všech variant v plném vzrůstu

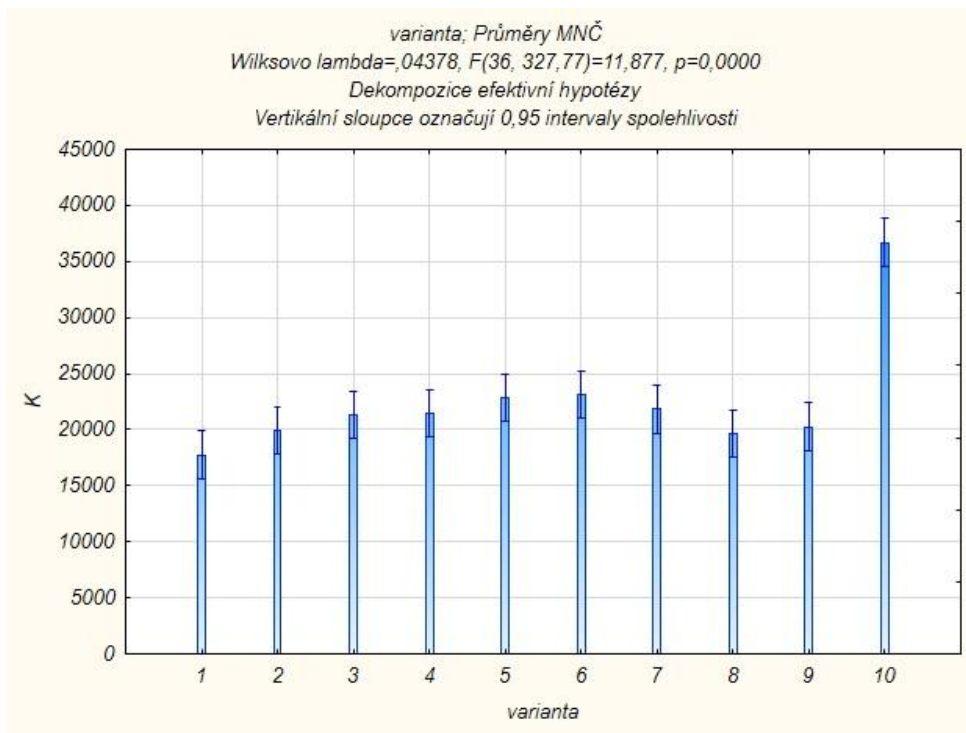
## 9.2. Grafy obsahu prvků v rostlinách



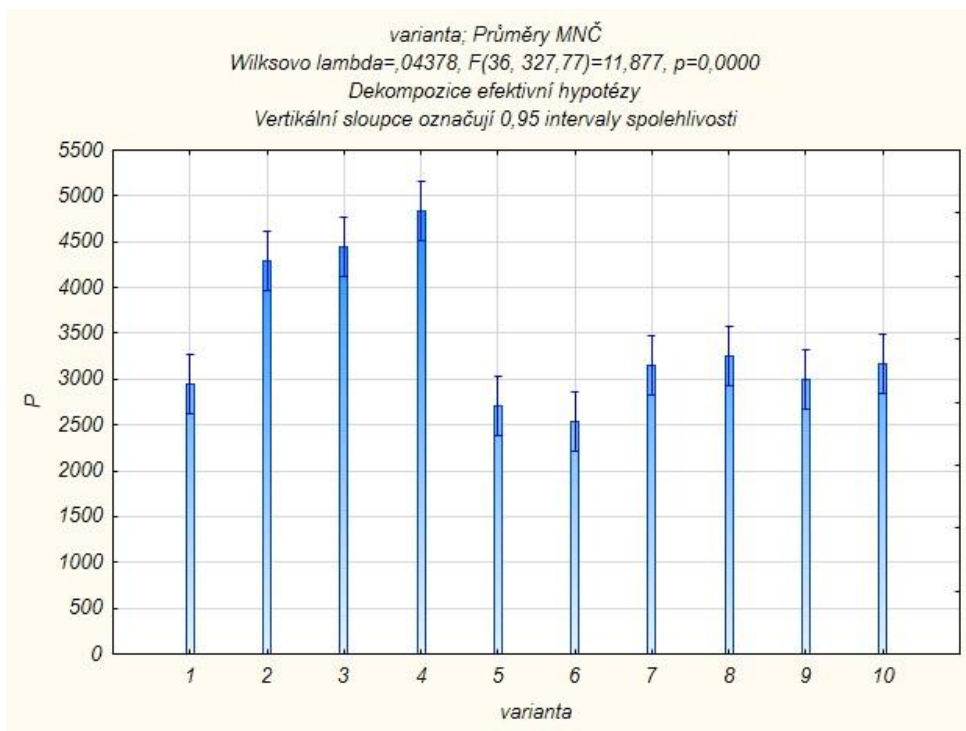
Obr. 3: Graf celkového obsahu vápníku v rostlinách



Obr. 4: Graf celkového obsahu hořčíku v rostlinách



Obr. 5: Graf celkového obsahu draslíku v rostlinách



Obr. 6: Graf celkového obsahu fosforu v rostlinách