

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



Vermikompostování lihovarských výpalků

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Marek Nerpas

Obor studia: Technologie zpracování a využití odpadu

Vedoucí práce: doc. Ing. Aleš Hanč Ph. D.

Konzultant: Ing. Tereza Částková

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

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

V Praze dne 13.4. 2018

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval svému vedoucímu diplomové práce panu doc. Ing. Aleši Hančovi Ph.D. a své konzultance Ing. Tereze Částkové za odborné konzultace a cenné připomínky při zpracování této práce.

Diplomová práce byla vytvořena v rámci projektu NAZV č. QJ1530034 „Legislativní podklady pro větší uplatnění kompostů, zejména vermikompostu, na zemědělskou půdu“.

Vermikompostování lihovarských výpalků

Souhrn

Diplomová práce se zabývá zpracováním lihovarských výpalků (odpadní produkt z výroby ethanolu či bioethanolu) procesem vermikompostování. Lihovarské výpalky vzhledem k jejich vysoké produkci (15 až 20 L na 1 L ethanolu) a nevhodným agrochemickým vlastnostem (nízké pH, velké množství vody, vysoké hodnoty znečištění) představují pro životní prostředí velkou ekologickou zátěž. Stále rostoucí produkce ethanolu (a bioethanolu) si žádá nalezení vhodných metod pro zpracování tohoto problematického materiálu, které budou jak ekologicky, tak ekonomicky přijatelné. Takovou vhodnou metodou se jeví být právě vermikompostování, které umožňuje zlepšení agrochemických vlastností výpalků a jejich navrácení do půdy jakožto organického hnojiva. Cílem práce bylo informovat čtenáře o procesu vermikompostování lihovarských výpalků v laboratorních podmínkách a zhodnotit možné využití tohoto postupu na základě agrochemických a biologických parametrů vermikompostu.

Bylo založeno 5 vermikompostérů s různými podíly lihovarských výpalků a slaměných pelet ve vermikompostovací laboratoři výzkumné stanice České zemědělské univerzity v Praze, která se nachází v Červeném Újezdu. Pokus s vermikompostováním lihovarských výpalků trval 6 měsíců a pro vermikompostování byly použity žížaly druhu *Eisenia andrei* Bouché, 1972. Po ukončení byly ze všech vrstev vermikompostérů odebrány vzorky, které byly následně analyzovány v laboratořích Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze. Ve všech vzorcích byl stanoven počet a biomasa žížal, hodnoty sušiny, pH, měrné vodivosti, celkových obsahů uhlíku a dusíku, poměru C:N a celkových a přístupných obsahů prvků P, K a Mg.

Na základě agrochemických analýz bylo zjištěno, že vlastnosti výsledného vermikompostu se nejvíce odvíjí od použitého vstupního materiálu. U většiny variant se stářím vermikompostu docházelo ke zlepšení agrochemických vlastností vermikompostu. Zlepšení hodnot bylo zjištěno zejména u parametru pH, obsahu celkového uhlíku a dusíku a z nich vyplívajícího poměru C:N a celkového obsahu prvků P, K a Mg. Nebylo však prokázáno zvýšení přístupných obsahů prvků, jak se předpokládalo. Z agrochemických analýz byl také

zjištěn pozitivní vliv pelet na proces vermikompostování, kdy vermikompostér s podílem pelet k výpalkům 3:1 vykazoval nejlepší hodnoty sledovaných parametrů.

O procesu vermikompostování lihovarských výpalků se ve vědecké literatuře nenachází příliš informací, a tak by si toto téma zasloužilo více pozornosti, neboť se jeví jako vhodná volba pro nakládání s lihovarskými výpalky.

Klíčová slova: lihovarské výpalky, žížaly, sláma, vrstvy, agrochemické a biologické vlastnosti

Vermicomposting distillery residues

Summary

This diploma thesis deals with the processing of distillery residues (waste product from the production of ethanol or bioethanol) through the process of vermicomposting. Due to their high production (15 to 20 L per 1 L of ethanol) and unsuitable agrochemical properties (low pH value, large amounts of water, high levels of pollution), the distillery wastes represent a great environmental burden for the environment. The ever-increasing production of ethanol (and bioethanol) asks for appropriate methods of processing this problematic material which will be acceptable both environmentally and economically. Vermicomposting seems to be such a convenient method as it enables improvement of the agrochemical properties of the distillery residues and its return to the soil as an organic fertilizer. The aim of this work is to inform the reader about the process of vermicomposting of distillery residues under laboratory conditions and to evaluate the possible utilization of this procedure on the basis of agrochemical and biological vermicompost parameters.

Five vermicomposters with different proportions of distillery residues and straw pellets were set up in the vermicomposting laboratory at the Červený Újezd, Research Center of the Czech University of Life Sciences in Prague. The experiment with the vermicomposting of the distillery residues took 6 months and the earthworms of the *Eisenia andrei* Bouché, 1972, species were used for the vermicomposting. After completion, specimens of the vermicomposting were taken from all the vermicomposters' layers, and subsequently were analyzed in the laboratories of the Agrobiology, Food and Natural Resources Faculty of the Czech University of Life Sciences in Prague. The number and biomass of earthworm, dry matter, pH, electrical conductivity, total carbon and nitrogen contents, C:N ratio and total and available contents of P, K and Mg elements were determined.

Based on agrochemical analyzes, it was found that the properties of the resulting vermicompost depend most on the utilized input material. In most variants, the agrochemical properties of the compost have improved with aging. Improvements were found in pH parameters, total carbon and nitrogen contents and C:N ratio stemming from

them, and in P, K and Mg total contents. However, there was no evidence of an increase in the available element contents as expected. Agrochemical analyzes also found the positive influence of pellets on the vermicomposting process, where the vermicomposter with a ratio of straw pellets to distillery residues 3:1 showed the best values of the monitored parameters.

In scientific literature, there is enough information about the process of vermicomposting of distillery residues, and this topic would thus deserve more attention as it appears to be a suitable choice for the disposal of distillery residues.

Keywords: distillery residues, earthworms, straw, layers, agro-chemical and biological parameters

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce	2
2.1 Hypotézy	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Vermikompostování	3
3.1.1 Žížaly	3
3.1.2 Faktory verмикompostování.....	4
3.1.2.1 Teplota.....	4
3.1.2.2 Vlhkost.....	5
3.1.2.3 Obsah kyslíku	5
3.1.2.4 pH.....	5
3.1.2.5 Poměr C:N.....	6
3.1.3 Vermikompost	6
3.2 Lihovarské výpalky	7
3.2.1 Charakteristika lihovarských výpalků	7
3.2.2 Vybrané druhy lihovarských výpalků	9
3.2.2.1 Výpalky z biomasy obsahující jednoduché cukry.....	9
3.2.2.2 Výpalky z biomasy obsahující škrob.....	9
3.2.2.3 Výpalky z lignocelulózní biomasy.....	10
3.2.3 Využití lihovarských výpalků	10
3.2.3.1 Využití jako hnojiva	10
3.2.3.2 Využití jako krmiva	11
3.2.4 Zpracování lihovarských výpalků	12
3.2.4.1 Zpracování metodou anaerobní fermentace	12
3.2.4.2 Zpracování výpalků aerobními metodami.....	13
3.2.4.3 Zpracování fyzikálně-chemickými metodami	15
3.2.4.4 Další možnosti odstraňování výpalků	16
4 Materiál a metodika	17
4.1 Agrochemické analýzy	19
4.2 Statistické analýzy	19
5 Výsledky	20

5.1	Výpalky a pelety	20
5.2	Vermikompostér č. 1	21
5.3	Vermikompostér č. 2	23
5.4	Vermikompostér č. 3	25
5.5	Vermikompostér č. 4	28
5.6	Vermikompostér č. 5	30
5.7	Porovnání jednotlivých vermikompostérů	32
6	Diskuze	34
7	Závěr	38
8	Seznam použité literatury	39

1 Úvod

S postupným ubýváním nerostných surovin a rostoucími trendy ochrany životního prostředí, roste tlak na petrolejářský průmysl, který je postupně nucen přidávat určité procento biologické složky (bioethanol, bionafta) do pohonných hmot. V důsledku tohoto faktu dochází v Evropě k postupnému nárůstu lihovarů a tudíž i k vyšší produkci lihovarských výpalků, které jsou hlavním odpadním produktem při výrobě lihu. Tyto výpalky při výrobě vznikají ve velkém množství, kdy na výrobu 1 litru ethanolu připadá až 20 litrů výpalků, a jejich chemické a biologické vlastnosti se liší na základě technologií výroby ethanolu a na základě vstupní suroviny.

Recyklace a odstraňování odpadů je často drahé. V dnešní době je snaha nahrazení „alternativními“ biologickými procesy a metodami přijatelnými pro životní prostředí. Nakládání s tak objemným odpadem z lihovarů musí být vyřešeno jak z ekonomického hlediska, tak z hlediska environmentálního.

Jednou z dobrých možností se jeví být právě vermikompostování. Touto metodou lze přeměnit organický odpad na stabilní substrát a zároveň kvalitní organické hnojivo a snížit nejen náklady na odstraňování odpadů, ale i náklady na nákup hnojiv. Je známo, že žížaly milují organický materiál, na který jsou lihovarské výpalky velmi bohaté, a tudíž se zdají být vhodným krmivem pro žížaly. Zároveň dokážou substrát částečně dekontaminovat a mají tak hygienizační účinek na produkovaný vermikompost, který následně může být aplikován na zemědělskou půdu.

2 Cíl práce

Cílem diplomové práce bylo popsat vermikompostování lihovarských výpalků v laboratorních podmínkách, stanovit agrochemické a biologické parametry procesu a ověřit stanovené hypotézy. Dále zhodnotit jednotlivé varianty a určit nejvhodnější variantu pro vermikompostování lihovarských výpalků.

2.1 Hypotézy

1. Přídavek slámy bude mít pozitivní vliv na vermikompostování lihovarských výpalků.
2. Nižší vrstvy budou hodnotnější z hlediska agrochemických vlastností.
3. Přídavek slámy k výpalkům zajistí vyšší hmotnost jedinců žížal.

3 Literární rešerše

3.1 Vermikompostování

Vermikompostování je eko-biotechnologický proces, který transformuje energeticky bohaté a komplexní organické látky do stabilního produktu (Suthar a Singh, 2008). Dle Romero et al. (2007) je během vermikompostování velká část původní organické hmoty mineralizována na oxid uhličitý, amoniak a vodu a zbylá část je transformována na stabilní organickou hmotu, která je chemicky podobná humusovým látkám.

Při procesu vermikompostování dochází k rozkladu organických zbytků činností žížal a mikroorganismů. Přestože mikroorganismy jsou odpovědné za biochemickou degradaci organické hmoty, žížaly jsou hnacími prvky procesu, upravují substrát a mění biologickou aktivitu. Díky aktivitě žížal se při vermikompostování přeměňuje organický odpad na hnojivo (Champar et al., 2010).

Munroe (2007) uvádí, že se jedná o nezávislý kompostovací systém, který nevytváří teplo, uchovává většinu živin pro opětovné využití a upravuje vůni organického odpadu. Je to snadný způsob, jak udělat pozitivní vliv na životní prostředí snížením množství organického odpadu, který se dostává na skládky, do spaloven a někdy i do oceánu (Manaf et al., 2009).

3.1.1 Žížaly

Žížaly jsou důležitými členy terestrického ekosystému, napomáhají udržení půdní vzdušnosti a propustnosti, přidávají do ní organickou hmotu, zlepšují její strukturu a hrají důležitou roli při transformaci chemických prvků, čímž udržují půdu funkční. Představují také primární konzumenty v potravním řetězci a jsou potravou pro mnoho malých savců a ptáků. Z těchto důvodů jsou používány jako indikační druhy ekosystému při ekotoxikologických studiích na půdní kontaminanty (Sivananthi a Paul, 2014).

Při vermikompostování žížaly usnadňují dekompozici biologického materiálu a tím urychlují jeho mineralizaci. Svým pohybem provzdušňují vermikompost a za určitých podmínek napomáhají transportu iontů ve vermikompostu (Částková a Hanč, 2017). Vermikompostovaný materiál prochází střevem žížaly a je transformován na žížalí exkret obohacený o mikrobiální aktivitu, rostlinné růstové hormony a také repelenty (Adhikari, 2012).

Žížaly lze rozdělit do tří skupin: epigeické (žijící u povrchu půdy), endogeické (žijící hlouběji v půdě) a anetické (žijící hluboko v minerální vrstvě půdy) – (Munroe, 2007). Pro účely vermikompostování se využívají epigeické druhy žížal - žijící ve vyšších vrstvách. U nás se jedná zejména o žížalu hnojní (*Eisenia fetida* Savigny, 1826) a žížalu kalifornskou (*Eisenia andrei* Bouché, 1972) - (Částková a Hanč, 2017), v dalších zemích našli uplatnění také druhy *Lumbricus rubellus* Hoffmeister, 1843, *Perionyx excavatus* Perrier, 1872 či *Perionyx hawayana* Kinberg, 1876 (Sivananthi a Paul, 2014).

3.1.2 Faktory vermikompostování

3.1.2.1 Teplota

Vermikompostování je mezofilní proces využívající žížaly a mikroorganismy aktivní v rozmezí teplot 10 – 32 °C. Optimální rozmezí teplot vermikompostování je však 20 – 30 °C (Nagavallemma et al., 2004). Toto optimální rozmezí teplot podporuje metabolismus, růst, reprodukci, dýchání a aktivitu žížal a mikroorganismů (Ali et al., 2015). Žížaly reagují na změny teplot poměrně rychle a migrují tam, kde jsou pro ně nejpříjemnější teplotní podmínky (Munroe, 2007).

U různých druhů žížal jsou teplotní nároky odlišné. Druh *Eisenia fetida* má toleranci rozmezí teplot 0 – 35 °C s optimem při teplotě kolem 25 °C. Pro druhy *Eudrilus eugeniae* Kinberg, 1867 a *Perionyx excavatus* je optimální teplota také okolo 25 °C, avšak při teplotách pod 9 °C a nad 30 °C již hynou. A například druh *Dendrobaena veneta* Rosa, 1886 vyžaduje nižší teplotní optimum oproti výše zmíněným druhům a je i méně tolerantní vůči extrémním teplotám (Edwards a Neuhauser, 1988).

Dle Ndegwa a Thompson (2001) je nízká teplota při procesu vermikompostování nevýhodná, neboť oproti klasickému procesu kompostování (kde teplota materiálu může přesáhnout až 70 °C) nedochází k dostatečnému zničení patogenních mikroorganismů. V některých případech je tedy vhodné materiál před samotným vermikompostováním upravit kompostováním, aby byl výsledný produkt dostatečně hygienizován. Edwards et al. (2011) však uvádějí, že po 70 dnech vermikompostování dochází k hygienizaci vermikompostu.

3.1.2.2 Vlhkost

Optimální vlhkost je důležitou podmínkou pro život žížal. Vhodné vlhkostní podmínky ovlivňují růst a reprodukci žížal (Garg a Gupta, 2009). Dle Munroe (2007) bylo zjištěno, že druh *Eisenia fetida*, který se pro vermikompostování nejvíce využívá, má optimální vlhkostní podmínky v rozmezí 75 – 80 %, kdy rychleji přijímá potravu, tudíž se zrychluje jeho růst a zároveň se zvyšuje i jeho reprodukce.

Obsah vlhkosti ve vermikompostu by měl být udržován ideálně v rozmezí 60 – 90 %, nižší obsah vlhkosti může zapříčinit vysušení žížal a naopak vyšší obsah vlhkosti může způsobit nedostatek kyslíku v substrátu, převládnutí anaerobních procesů a tím úhyn žížal. Obsah vlhkosti lze udržovat pravidelným kropením substrátu (Munroe, 2007; Garg a Gupta, 2009).

3.1.2.3 Obsah kyslíku

Žížaly potřebují k životu kyslík, přijímají ho celým povrchem těla a při jeho nedostatku hynou (Munroe, 2007). Vyšší obsah mastných či olejovitých látek ve vermikompostovaném materiálu spolu s vyšším obsahem vlhkosti může vést k anaerobním podmínkám ve vermikompostu. Žížaly tak částečně hynou na nedostatek kyslíku a částečně hynou na otravu toxickými látkami vznikajícími v takovýchto podmínkách (jako například amoniak a jiné fytotoxické metabolity (Garg a Gupta, 2009). Edwards et al. (2011) uvádějí, že nároky žížal na kyslík jsou relativně skromné a že žížaly si sami napomáhají k dostatku kyslíku svým pohybem, a tak není zapotřebí materiál překopávat či jinak míchat. Stačí pouze, když se materiál k vermikompostování do vermikompostéru neupěchuje.

3.1.2.4 pH

Je prokázáno, že žížaly dokážou přežít v rozmezí pH od 5 do 9, ovšem optimální rozmezí pH je od 7,5 do 8 (Munroe, 2007). Rostami (2011) uvádí, že různé druhy žížal jsou na koncentraci vodíkových iontů odlišně citlivé, avšak mnoho výzkumů prokázalo preference většiny druhů žížal k neutrálnímu pH. Dle Singh et al. (2005) jsou žížaly na pH velmi citlivé a tak pH půdy či organického odpadu výrazně ovlivňuje distribuci, počet a druhové zastoupení žížal.

Během procesu vermikompostování prochází pH substrátu značnými změnami. V počáteční fázi dekompozice dochází k vytváření zásaditých hydroxidových aniontů vlivem metabolismu aerobních mikroorganismů a žížal, čímž se zvyšuje hodnota pH substrátu a jak proces postupuje, klesá hodnota pH v důsledku rozkladu složitějších sloučenin na jednodušší a tvorby nižších organických kyselin (Singh et al., 2005). Yadav a Garg (2011) ve svých pokusech prokázali, že po procesu vermikompostování se pH zásaditých i kyselých materiálů ustálilo na neutrálních hodnotách. Hodnota pH výsledného vermikompostu má však tendenci být lehce alkalická či lehce kyselá dle pH vstupního materiálu (Munroe, 2007).

3.1.2.5 Poměr C:N

Správný poměr C:N napomáhá dekompozici organického materiálu při procesu vermikompostování. Optimální poměr pro rychlou stabilizaci organického materiálu by měl být v rozmezí 25-30:1. Materiály s poměrem C:N vyšším než 40:1 podléhají dekompozici velice pomalu. Materiály s poměrem C:N pod 20:1 nasvědčují vysokému stupni stabilizace organické hmoty a představují plně vyzrálý organický odpad (Garg a Gupta, 2009).

Studie Yadav a Garg (2011) prokázaly, že v průběhu vermikompostování dochází ke snižování poměru C:N, uhlík je spotřebováván a uvolňován ve formě oxidu uhličitého do ovzduší při procesu respirace, zatímco dusík je dodáván ve formě žížalích exkrementů.

Poměr C:N vstupního materiálu lze upravit přimícháním jiného materiálu s vyšším obsahem uhlíku či dusíku. Při přebytku uhlíku ve vstupním materiálu lze přimíchat materiál s vyšším obsahem dusíku s poměrem C:N 10-15:1 jako např. čistírenský kal či prasečí kejdu (Garg a Gupta, 2009). V opačném případě lze do vstupního materiálu s přebytkem dusíku přidat materiál bohatý na uhlík jako např. slámu či piliny (Sinha et al., 2009).

3.1.3 Vermikompost

Vermikompost je produktem biodegradace organického materiálu díky vzájemnému působení žížal a mikroorganismů při vermikompostování (Joshi a Vig, 2010). Je považován za vynikající produkt, protože je homogenní, má vyhovující sensorické vlastnosti, sníženou úroveň kontaminantů a má tendenci zadržovat více živin po delší časové období bez negativního vlivu na životní prostředí (Suthar a Singh, 2008).

Vermikompost obsahuje hlavní a vedlejší živiny ve formách přístupných rostlinám, vitamíny, enzymy a rostlinné růstové hormony (Borah et al., 2007). Z enzymů se jedná především o amylázu, lipázu, celulózu a chitinázu, které jsou schopné podporovat rozklad organické hmoty a uvolňovat živiny pro kořeny rostlin. Z rostlinných růstových hormonů se jedná především o auxiny, gibereliny a cytokininy (Adhikari, 2012). Dle Sivananthi a Paul (2014) je také bohatý na humus, mikroživiny, prospěšné půdní mikroorganismy (bakterie vázající dusík a P-solubilizující bakterie), obsahuje některé druhy antibiotik a aktinomycet podporujících biologickou resistenci vůči škůdcům a chorobám.

Všeobecně vermikompost působí na rostliny příznivěji než klasický kompost (Borah et al., 2007). Z chemických analýz Yami et al. (2003) bylo zjištěno, že ve všech vermikompostovaných vzorcích byl zaznamenán vyšší obsah dusíku, fosforu a draslíku, než u kontrolního kompostu, avšak Nancarrow a Taylor (1998) uvádějí, že výsledný obsah prvků závisí především na povaze a charakteru vermikompostovaného materiálu.

3.2 Lihovarské výpalky

Lihovarské výpalky jsou vodným vedlejším produktem výroby ethanolu po fermentaci sacharidů. Jsou nejvýznamnějším odpadním produktem při výrobě bioethanolu. Na 1L ethanolu vzniká až 20L výpalků, které obsahují vysoké množství anorganického i organického znečištění (Bartošová et al., 2012).

3.2.1 Charakteristika lihovarských výpalků

Produkce a vlastnosti výpalků jsou velice variabilní a odvíjejí se od použité suroviny a dalších aspektů při procesu výroby ethanolu. Výpalky navíc mohou být při odstraňování smíchávány s odpadními vodami (voda z čištění fermentorů, chladicí voda či kotlová voda), což přispívá ke zvýšení variability jejich charakteru. Přestože se množství a koncentrace chemické spotřeby kyslíku (CHSK) může značně měnit, lze množství celkové vyprodukované CHSK odhadnout na základě množství vstupního materiálu a vyprodukovaného ethanolu (Bartošová et al., 2012).

Kučerová et al. (2007) uvádějí, že se jedná o zbytky zápary po destilaci lihu, které obsahují všechny netěkavé složky. Sušina výpalků se pohybuje mezi 5 – 7 % a nejdůležitější

složkou jsou dusíkaté látky, z nichž převažují bílkoviny. Obvykle mají hnědou barvu a jsou kyselého charakteru s pH v rozmezí 3,5 – 5 (Melamane et al., 2007).

Lihovarské výpalky dosahují průměrné hodnoty biochemické spotřeby kyslíku po 5-ti dnech (BSK₅) od 5,5 do 20 g O₂/L a celkové CHSK od 7 do 40 g O₂/L (Melamane et al., 2007), ovšem Wilkie et al. (2000) uvádějí, že celkové hodnoty CHSK výpalků mohou přesáhnout až 100 g O₂/L a dodává, že středně velký lihovarský podnik (s produkcí ethanolu 10⁶ L/rok) vyprodukuje znečištění, které je ekvivalentní znečištění odpadních vod města s 500 000 obyvateli.

Ze studií Wilkie et al. (2000) je patrné, že obsah prvků v lihovarských výpalcích se liší dle obsahu prvků ve vstupním materiálu. Obvyklý obsah celkového dusíku se ve výpalcích pohybuje kolem 1,6 – 2 g N/L, avšak obsah celkového dusíku v ječných lihovarských výpalcích může dosáhnout hodnot až 6 g N/L, vzhledem k vysokému obsahu bílkovin v ječných zrnech. Obsah draslíku u různých vstupních materiálů dosahuje hodnot od 0,9 do 17,5 g K/L. Obsah fosforu se zpravidla pohybuje od 0,2 do 0,4 g P/L. Lihovarské výpalky z melasy mají vyšší obsah síry (4 – 7 g/L), což je způsobeno použitím oxidu siřičitého při bělení cukru.

Lihovarské výpalky obsahují fenolické sloučeniny, zejména kyselinu gallovou, kys. gentisovou a kys. *p*-kumarovou, které inhibují bakteriální aktivitu. Rovněž byly zdokumentovány i obsahy organických kyselin jako např. kys. mléčná, kys. vinná, kys. jantarová či kys. octová (Rani et al., 2013).

Ve výpalcích byly také detekovány zvýšené obsahy některých těžkých kovů, konkrétně šlo o chrom, měď, nikl a zinek. Zatímco některé z nich mohou pocházet ze vstupních materiálů a chemikálií použitých při výrobě ethanolu, tak může současně přispět k celkovému obsahu těchto kovů i koroze potrubí, nádrží či výměníků tepla (Wilkie et al., 2000).

Přímé vypouštění výpalků do vodních toků představuje vážnou hrozbu pro vodní organismy. Vysoké hodnoty CHSK a vysoké obsahy dusíku a fosforu mohou vést k eutrofizaci vodních toků. Zároveň může zbarvení výpalků snížit propustnost světla, což vede k inhibici fotosyntetické aktivity a vyčerpání rozpuštěného kyslíku ve vodě (Mohana et al., 2007).

3.2.2 Vybrané druhy lihovarských výpalků

Všechny plodiny obsahující přímo zkvasitelné cukry a/nebo polysacharidy, které se dají enzymatickou přeměnou či hydrolýzou převést na zkvasitelné cukry, které lze využít k výrobě lihu (Kučerová et al., 2007).

Dle Hromádka et al. (2010) lze biomasu vhodnou k produkci bioethanolu rozdělit do tří skupin na biomasu obsahující jednoduché cukry (např. ovocné plodiny, cukrová řepa a třtina), biomasu obsahující škrob (např. obiloviny či brambory) a biomasu lignocelulózovou (např. sláma, energetické plodiny či odpad biologického původu).

3.2.2.1 Výpalky z biomasy obsahující jednoduché cukry

Mezi biomasu obsahující jednoduché cukry, která se využívá k produkci ethanolu, náleží např. cukrová řepa, cukrová třtina nebo také ovocné plodiny jako třeba vinná réva. Plodiny s vysokým obsahem jednoduchých cukrů se nejnázé fermentují (Wilkie et al., 2000). Kučerová et al. (2007) uvádějí, že k výrobě lihu lze použít kvalitní bobulové, peckové a jádrové ovoce (s obsahy cukru mezi 6 – 22%) či melasu, zbytek ze zpracování cukrovky (s obsahem cukru kolem 50 %). Dle Wilkie et al. (2000) však relativně vysoká tržní hodnota cukru znemožňuje jeho přímé použití k výrobě ethanolu a ten tak vzniká spíše jako vedlejší produkt během fermentace melasy při výrobě cukru.

Všechny výpalky z cukernatých plodin mají nízké pH a vysoké obsahy organického znečištění, díky nimž dosahují vysokých hodnot biochemické spotřeby kyslíku. Obsah popelovin melasových a třtinových výpalků je složen především z anorganických složek mízy cukrové třtiny. Tyto výpalky jsou bohaté na draslík a hořčík. Obsahují chloridové a síranové anionty a malé množství fosfátů a dusíku. Všeobecně mají melasové výpalky vyšší obsah organických látek a solí, než ostatní druhy výpalků (Willington a Marten, 1982). Dle studií Oosterkamp et al. (2016) se poměr C:N ve výpalcích z cukrové třtiny pohybuje kolem 14:1.

3.2.2.2 Výpalky z biomasy obsahující škrob

Výchozím materiálem těchto výpalků jsou zejména obiloviny jako např. pšenice, ječmen, kukuřice, rýže nebo čirok, ale také hlíznaté rostliny jako brambory a maniok. Oproti cukernatým plodinám je zapotřebí, aby škrobnaté plodiny prošly procesem sacharifikace, enzymatickou hydrolýzou přeměňující škrob na fermentovatelné cukry (Wilkie et al., 2000).

Výpalky ze škrobnatých plodin obsahují vitamíny (hlavně skupiny B), bílkoviny bohaté na exogenní aminokyseliny a minerální látky. Kyselé pH je ovlivněno přítomností organických kyselin, zejména tedy kyseliny mléčné, která v tomto typu výpalků převažuje. Z ostatních uhlíkatých látek se ve velkém množství vyskytuje glycerol. Přítomnost celkového a fosfátového fosforu a vysoké obsahy celkového dusíku lze přisoudit vysokému obsahu bílkovin ve škrobnatých surovinách (Krzywonos et al., 2009). Mustafa et al. (2000) uvádějí, že výpalky z obilovin obsahují vyšší množství aminokyselin, jejichž zastoupení a množství je odvozeno od konkrétního druhu plodiny.

3.2.2.3 Výpalky z lignocelulózní biomasy

Mezi lignocelulózní vstupní materiály nepatří pouze bylinná a dřevní biomasa, ale také průmyslové odpady (jako např. rýžové slupky či kal z papíren) nebo tuhý komunální odpad organického původu. Tyto materiály obsahují velké množství ligninu, celulosy a hemicelulosy, které jsou pevně vázané v lignocelulózním komplexu (Wilkie et al., 2000) a tak je jejich úprava před samotnou fermentací ještě komplikovanější, než u škrobnatých surovin (Bartošová et al., 2012). Dle Hromádka et al. (2010) se pro štěpení lignocelulózního komplexu na fermentovatelné cukry zdá být nejperspektivnější kyselá hydrolýza a hydrolýza pomocí enzymů. Bioethanol z této biomasy je tak technicky náročnější a dražší (Bartošová et al., 2012), avšak potenciál této biomasy je veliký, kdy z ročního celosvětového množství odpadní lignocelulózní biomasy lze vyprodukovat až 442 GL bioethanolu (Yadav et al., 2014).

Oosterkamp et al. (2016) podotýká, že charakteristiky výpalků z různých druhů lignocelulózní biomasy jsou vysoce variabilní a údaje o nich velmi omezené, proto by měly být lépe prozkoumány.

3.2.3 Využití lihovarských výpalků

3.2.3.1 Využití jako hnojiva

Dle současné legislativy České republiky je možná přímá aplikace lihovarnických výpalků na zemědělskou půdu až po předchozím zpracování a po splnění všech požadavků na výstupní hodnoty dle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů a dle vyhlášky č. 474/2000 Sb. o

stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů (eagri.cz, 2018). Neupravené lihovarské výpalky jsou velmi kyselé, vykazují různou míru fytoxicity a jsou tak škodlivé pro pěstované plodiny i půdní úrodnost (Váňa a Usták, 2008).

Kučera et al. (2015) ve svých studiích o melasových výpalcích konstatují jejich pozitivní přínos i přes jejich možná negativa jako variabilní obsah živin, velké množství odbouratelných cukrů, otázka salinity či zvýšené riziko kontaminace při nesprávné aplikaci. Jsou vynikajícím zdrojem dusíku, fosforu, draslíku, síry, hořčíku, vápníku a stopových prvků, podporují mikrobiální aktivitu a obsah organické hmoty v půdě. Dále mají pozitivní vliv na agregaci půdních částic a snižují výskyt nematodů. Makama et al. (2005) srovnávají účinnost melasových výpalků s účinností NPK hnojiv v granulované formě.

Výpalky se doporučují aplikovat rozstřikováním k základnímu podzimnímu hnojení nebo také k regeneračnímu jarnímu hnojení ve dvou až tříletých cyklech. Doporučuje se je aplikovat po sklizni obilí na strniště a pořezanou slámu nebo po sklizni okopanin, zeleniny, kukuřice či cibule. Po aplikaci je nutné výpalky důkladně zapracovat do půdy. K hnojení lze využívat dávku 2,5 až 4 t na hektar v závislosti na konkrétní plodině a zásob živin v půdě (Lihovar Chrudim a.s., 2018).

Váňa a Usták (2008) uvádějí, že v 1 t obilných lihovarských výpalků o sušině 20 % se nachází 6 kg N, 2,4 kg P₂O₅, 12 kg K₂O a 0,2 kg MgO.

3.2.3.2 Využití jako krmiva

Krmná hodnota obilných výpalků se udává na úrovni 25 - 35 % krmné hodnoty průměrné suroviny. Na rozdíl od vstupní suroviny jsou výpalky bohatší na stravitelné dusíkaté látky (bílkoviny, dextriny, aminokyseliny, atd.), přičemž obsahují i další nutričně významné složky jako makro- a mikroživiny, nezkašené sacharidy, pentózy, tuky, vlákninu, vitamíny, draselné a fosforečné soli, organické kyseliny, atd. (Hlavačka, 2009). Dle Ondračky (2008) je obsah živin asi třikrát vyšší než ve vstupní surovině, bohužel toto zvýšení se týká i nežádoucích látek jako např. mykotoxinů. Také podotýká, že využitelnost obsaženého fosforu a aminokyselin je podmíněna tím, že výpalky nejsou přepálené.

Pro vyšší obsah kyselin se mohou ovocné výpalky zkrmovat až po úpravě pH. Melasové výpalky je nutno smíchat s dalšími surovinami, aby mohly být využity jako krmivo (Marek a Voldřich, 2006). Vhodným a cenným krmivem jsou obilné a bramborové výpalky (Kučerová et al., 2007), přičemž obilné výpalky dosahují lepších krmných hodnot, než ty

bramborové. Z obilných výpalků se pak jeví být nejméně kvalitní výpalky ječné (Krzynowos et al., 2009).

Výpalky se dají použít k přímému zkrmování nebo jako přísada do krmných směsí (Váňa a Usták, 2008) a lze je zkrmovat mokré nebo suché (Ondračka, 2009). Čerstvé teplé výpalky mají nejvyšší výživovou hodnotu, ale nemohou být skladovány po delší dobu kvůli jejich kyselosti a náchylnosti k růstu plísní. Je zapotřebí, aby byly výpalky zkrmovány co nejdřív, ideálně v blízkosti místa produkce, neboť jejich transport či úprava (sušení) je vzhledem k jejich množství a vysokému obsahu vody finančně velmi nevýhodná (Krzynowos et al., 2009). Sušené výpalky již nepodléhají tak rychlé biodegradaci jako ty mokré, ale odpaření téměř 85 % vody je velmi nákladné (Váňa a Usták, 2008) a příliš vysoké teploty sušení mohou znehodnotit jejich chuť a stravitelnost (Ondračka, 2009).

Melasové výpalky lze aerobní fermentací, za použití vhodných kmenů kvasinek, které mají širokou škálu asimilačních organických látek, využít jako surovinu pro tvorbu krmných bílkovin (Melzoch et al., 1993).

Vhodnými hospodářskými zvířaty pro zkrmování lihovarských výpalků jsou dojnice, skot ve výkrmu a prasata. Pro výživu drůbeže se jeví jako velmi problematické (Ondračka, 2009).

3.2.4 Zpracování lihovarských výpalků

3.2.4.1 Zpracování metodou anaerobní fermentace

Anaerobní fermentace (anaerobní digesce) je považována za komplexní systém, ve kterém na sebe vzájemně působí fyziologicky rozmanité skupiny mikroorganismů, mezi nimiž probíhají symbiotické, synergické, konkurenční a antagonistické interakce. Při tomto procesu vzniká methan a oxid uhličitý. Anaerobní mikrobiální potravní řetězec tvoří převážně čtyři funkčně odlišné skupiny mikroorganismů a to hydrolytické, acidogenní, acetogenní a metanogenní (Mohana et al., 2009).

Hodnoty poměru CHSK/BSK mezi 0,8 – 0,9 naznačují vhodnost lihovarských výpalků pro biologickou úpravu (Mohana et al., 2009). Fermentace v anaerobních podmínkách je nejčastěji používaná metoda pro primární úpravu výpalků. Toto řešení je upřednostňováno faktem, že během anaerobní fermentace může být značné množství CHSK (více než 50 %)

převedeno na bioplyn při tvorbě 10 % kalu na výstupu. Generovaný bioplyn lze využít pro výrobu tepla a energie pro vlastní potřeby podniku (Wilkie et al., 2000).

Melasové výpalky jsou nejméně vhodné pro anaerobní zpracování. Mají vysoký obsah draslíku, kovů, síranových a fenolových sloučenin, které mohou destabilizovat anaerobní proces. Také vysoké hodnoty CHSK (přes 100 g O₂/L) melasových výpalků mohou narušit průběh anaerobní fermentace a tak se doporučuje je naředit jiným odpadním materiálem pro snížení hodnoty CHSK (Hutňan et al., 2003).

Dle Krzywonos et al. (2009) z mnoha studií vyplývá, že anaerobní fermentací lze u různých druhů výpalku snížit hodnoty CHSK v průměru o 80 – 90 %. Wilkie et al. (2000) ve svých studiích uvádí, že při použití mezofilních teplot poklesly hodnoty CHSK v průměru o 70 % a průměrná produkce methanu byla okolo 0,25 L/g CHSK. Dále uvádí, že u pokusů s termofilními teplotami byl prokázán nižší pokles hodnot CHSK a také nižší výtěžnost methanu, tudíž se zdá být vhodnější použití mezofilních teplot při anaerobní fermentaci.

3.2.4.2 Zpracování výpalků aerobními metodami

Ke zpracování výpalků aerobními metodami se většinou využívá aerobních reaktorů, do kterých se přidá inokulum s požadovanými aerobními mikroorganismy (Fuess a Garcia, 2015). Aerobní metody zpracování zpravidla následují po metodách anaerobních a slouží k dočištění zbylého organického znečištění výpalků a odstranění jejich zabarvení pomocí enzymatické aktivity mikroorganismů (Rani et al., 2013).

Nevýhodou aerobních metod je vysoká spotřeba energie pro provzdušňování reaktoru (Fuess et Garcia, 2015).

Mezi mikroorganismy využívané k aerobním metodám zpracování patří bakterie, houby, sinice, kvasinky, atd. (Mohana et al., 2009). Dají se použít čisté i smíšené kultury mikroorganismů, avšak smíšené kultury mají nižší nároky na živiny a vykazují vyšší aktivitu (Ryznar-Luty et al., 2007).

Cibis et al. (2004) ve svých pokusech preferuje využití smíšených kultur termo- a mezofilních bakterií rodu *Bacillus* Cohn, 1872, kdy tyto bakterie byly schopny snížit počáteční hodnoty CHSK kukuřičných a žitných výpalků o více než 80 %. U výpalků pocházejících ze škrobnatých surovin bylo dosaženo redukce hodnot CHSK až o 94%. Pant a Adholey (2007) zjistili redukci hodnot CHSK o 80 % po přidavku druhu *Pseudomonas fluorescens* Migula, 1895 a *Bacillus cereus* Frankland & Frankland, 1887 do vinařských výpalků.

Krzywonos et al. (2009) zaznamenali rozdíly účinnosti snížení organického znečištění bakteriálními kulturami vlivem různých teplot. Při teplotě 45°C byla zaznamenána redukce hodnot CHSK o 64 %, zatímco při teplotě 55°C stoupla účinnost redukce až na 90 %.

Houby z rodu *Aspergillus* Micheli, 1729 a *Penicillium* Link, 1809 mají největší potenciál k čištění lihovarských výpalků. Při pokusech s druhy z rodu *Aspergillus* bylo prokázáno průměrné odstranění zabarvení o 69 – 75 % spolu se snížením hodnot CHSK o 70 – 90 % u melasových výpalků. Vřeckovýtrusné houby rodu *Penicillium*, konkrétně *Penicillium* spp., *Penicillium decumbens* Thom, 1910 a *Penicillium lignorum* Stolk, 1969 snížily zabarvení a hodnoty CHSK v průměru o 50 % a také způsobily pokles fenolových sloučenin o 70 % (Prajapati et Chaudhari, 2015).

Bylo zjištěno, že řasy a sinice mají potenciál v čištění lihovarských odpadních vod. Z pokusů biodegradace odpadních vod z lihovarů společným použitím řasy *Chlorella vulgaris* Beijerinck 1890 a makrofyty *Lemna minuscula* Humboldt, 1816 byla zaznamenána 61 % redukce hodnot CHSK a redukce zbarvení o 52 %. Předpokládá se, že mechanismus čištění je realizován produkcí peroxidu vodíku, hydroxylových aniontů a molekulárního kyslíku během fotosyntézy (Mohana et al., 2009).

Účinnost mikrobiální biodegradace se odvíjí od několika faktorů jako je teplota, pH, počáteční CHSK a obsah živin pro mikroorganismy (amonný dusík a fosfátový fosfor) – (Krzywonos et al., 2009).

Rani et al. (2013) poukazuje i na alternativní aerobní metody jako např. využití aquakultur, uměle vytvořených mokřad či kompostování (výpalky jsou přímo či po metanizaci rozstříkovány na rostlinné zbytky a kompostovány). Ovšem u těchto metod dochází ke střídání aerobních a anaerobních podmínek, jsou časově náročné a jsou použitelné pouze při menším množství odpadních surovin.

Kompostování je běžně používaný proces pro stabilizaci organických odpadů, při kterém mikroorganismy, za střídání aerobní a anaerobních podmínek, degradují labilní organické sloučeniny za vzniku oxidu uhličitého, vody, minerálních solí a stabilního organického materiálu obsahujícího humusové látky. Vzniklý kompost lze následně bezpečně použít pro zemědělské účely (Bertran et al., 2004).

Pro kompostování se uplatňují mezofilní a termofilní mikroorganismy, pro které organické znečištění představuje živné médium (Bustamante et al, 2007).

Vyzrálý kompost má podobné fyzikální, fyzikálně-chemické vlastnosti jako rašelina, ale může také vykazovat supresivní efekt u některých rostlinných patogenů (Bustamante et al., 2007).

Stabilita a zralost kompostu je posuzována na základě mnoha parametrů jako např. kationtová výměnná kapacita a její poměr k celkovému organickému uhlíku, poměr C:N, obsah vodorozpustného uhlíku a jeho poměr k organickému dusíku, obsah amonného dusíku, poměr amonného dusíku k nitrátovému dusíku, enzymatická aktivita, atd. (Bustamante et al., 2009).

Dle Carmona et al. (2012) dochází při kompostování ke zvýšení kationové výměnné kapacity, zvýšení a ustálení pH na neutrálních hodnotách, snížení organického znečištění a snížení poměru C:N. Obdobné výsledky prokázaly i studie Bustamante et al. (2009). Dle Bertran et al. (2004) byly nejlepší výsledky kompostování vinařských výpalků dosaženy při vlhkosti kompostu kolem 55 %.

Biologické metody zpracování dokážou efektivně odstranit organické znečištění, ale nejsou již tak efektivní při odstraňování zbarvení a dokonce ho můžou zvýšit vlivem repolymerizace melanoidů. Konvenčními anaerobními a aerobními metodami lze odstranit pouze 6 – 7 % obsahu melanoidů (Mohana et al., 2009).

3.2.4.3 Zpracování fyzikálně-chemickými metodami

Většina fyzikálně-chemických metod k odstranění zbytkového zbarvení spočívá v převedení barevných složek do kalu s jeho následným odstraněním anebo v částečném či úplném rozkladu barevných složek znečištění (Mohana et al., 2009).

Při fyzikálně-chemických metodách zpracování se využívá převážně adsorpčních, koagulačních, flokulačních a oxidačních procesů. Při adsorpci se nejčastěji využívá aktivní uhlí, které je schopno na sebe vázat specifické organické znečištění a redukovat tak nežádoucí zbarvení výpalků. Koagulace a flokulace zajišťuje rozpad koloidních částic a jejich následnou agregaci do plovoucích vloček, které lze poté mechanicky odebrat. Proces koagulace a flokulace je však ekonomicky náročný na použité chemikálie a vzniká u něj kal, který je nutno dále stabilizovat. Oxidační procesy jsou založeny na silných oxidačních látkách, zejména ozónu a hydroxylových radikálech, které jsou schopné oxidovat řadu sloučenin (Prajapati et Chaudhari, 2015).

3.2.4.4 Další možnosti odstraňování výpalků

Vzhledem k velkému organickému znečištění, které lihovarské výpalky obsahují, je ekologicky nepřijatelné je vypouštět přímo do veřejných toků. Přímým vypouštěním může dojít k silnému znečištění životního prostředí a také může způsobovat technologické problémy na čistírnách odpadních vod (ČOV) - (Melzoch et al., 1993).

Další možností je odvezení výpalků na ČOV, kde se skladují v jímce, většinou se vápní pro úpravu pH a lze je poté přidávat do metanizačních nádrží ČOV. Kontrolovaným postupným přidáváním je možné docílit zvýšené produkce bioplynu (Melzoch et al., 1993).

Nezahuštěné či částečně zahuštěné výpalky lze spalovat ve fluidních kotlích. Vzniklé teplo se dá využít pro předsušení dalších výpalků ke spalování, které pak lépe hoří. Vedlejším produktem spalování je výpalkové uhlí. V Japonsku se toto výpalkové uhlí následně používá jako hnojivo (Willington a Marten, 1982). Dle Bartošové et al. (2012) spalování pšeničných výpalků splňuje normy na vypouštěné emise. Výhřevnost sušených pšeničných výpalků (až $42 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$) je srovnatelná s olejovými palivy.

V neposlední řadě se dají výpalky uložit na skládku, ovšem to je neekonomické a navíc legislativní požadavky EU nařizují omezování skládkování biologicky rozložitelných odpadů. Musí být také dodrženy všechny bezpečnostní předpisy, aby nedošlo ke kontaminaci životního prostředí (Směrnice Rady 1999/31/ES ze dne 26. dubna 1999 o skládkách odpadů).

4 Materiál a metodika

Pokus s vermikompostováním lihovarských výpalků byl založen ve výzkumné stanici Červený Újezd České zemědělské univerzity v Praze (okres Praha – západ, kraj Středočeský, GPS: 50.0718794N, 14.1701372E). K vermikompostování byly použity žížaly druhu *Eisenia andrei*. Aplikované lihovarské výpalky pocházely z pěstitelské pálenice v Češově. Tento podnik se zabývá výrobou mnoha ovocných pálenek. Jednalo se tedy o ovocné výpalky, které se skládaly z několika druhů ovoce (švestky, třešně, jablka, apod.). Po převzetí od pálenice, byly výpalky skladovány v plastovém sudu se šroubovacím uzávěrem. Barva výpalků byla světle hnědá až béžová a vůně středně kyselá. Výpalky dosahovaly průměrných hodnot pH 4,97 a měrné vodivosti 488 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Proces vermikompostování probíhal ve vermikompostovací laboratoři (průměrná teplota 22 °C; světlo, aby žížaly nepřelézaly) ve vermikompostérech WormFactory se systémem vertikálního průběžného krmení. Vermikompostér WormFactory se skládá ze základního podstavce s nohami, zásobníku na vodu (wermiwash), zásobníků (pater) pro bioodpad o rozměrech 40 x 40 x 18 cm a plastového víka s rukojetí. Zásobníky na bioodpad mají perforovaná dna, aby byla umožněna migrace žížal mezi jednotlivými zásobníky a odtok přebytečné vody. Byly založeny čtyři varianty s různými objemovými podíly lihovarských výpalků a slámy ve formě slaměných pelet a jedna kontrolní varianta bez žížal (viz tab. č. 1).

Tab. č. 1: Schéma pokusu

Vermikompostér č.	Složení bioodpadu	Substrát se žížalami	Objem bioodpadu [L]
1	výpalky 100 % obj.	ano	15
2	výpalky 25 % obj. + sláma 75 % obj.	ano	15
3	výpalky 50 % obj. + sláma 50 % obj.	ano	15
4	výpalky 75 % obj. + sláma 25 % obj.	ano	15
5	výpalky 50 % obj. + sláma 50 % obj.	ne	15

Vermikompostovací pokus byl založen 15. 5. 2017. Do vermikompostérů č. 1 až č. 4 byla nejprve umístěna patra s 10 L násady žížal (s přibližnou hustotou žížal cca 50 ks na 1 L) a na ně první patra s bioodpadem o objemu 15 L. Vermikompostér č. 5 neobsahoval žížaly a do prvního patra byl rovnou umístěn bioodpad (obr. 1). V závislosti na rychlosti rozkladu bioodpadu byly žížaly dokrmovány každé 1 – 2 měsíce. Ve vermikompostérech byla udržována vlhkost kolem 80 % pro optimální vlhkostní podmínky žížal.

Obr. 1: jednotlivé vermikompostéry (zleva č. 1 až č. 5)



Během pokusu byly žížaly krmeny celkem 4 krát. Z každého vermikompostéru byla tedy na konci pokusu získána 4 patra, kromě vermikompostéru č. 1, u kterého byla získána pouze 3 patra kvůli úhynu žížal po prvním krmení. Pravděpodobně se tak stalo z důvodu vysokého obsahu vody a velmi nízkého pH lihovarských výpalků. U tohoto vermikompostéru byla následně násada se žížalami obnovena.

Rušení pokusu a odebírání vzorků proběhlo 15.11.2017. Z každého patra byly odebrány 3 reprezentativní vzorky o hmotnosti zhruba 1 kg. U vermikompostéru č. 1 (100 % výpalky) byly odebrány pouze 2 vzorky z každého patra, neboť nebylo možné odebrat větší množství vlivem velkého objemového snížení lihovarských výpalků během procesu vermikompostování.

Po odebrání byly z každého vzorku odděleny žížaly, které byly následně spočítány a zváženy. Poté se vzorky, již bez žížal, rozdělily na 2 části. První část byla uložena do ledničky při teplotě 4 °C pro pozdější stanovení pH a měrné vodivosti (EC), druhá část vzorků byla vysušena v sušárně při teplotě 35 °C do konstantní hmotnosti pro stanovení sušiny a pro analýzu celkových a přístupných obsahů prvků a C:N.

4.1 Agrochemické analýzy

Hodnoty pH a EC byly stanoveny na čerstvých vzorcích, ve směsi s demineralizovanou vodou (v poměru 1:5 – vzorek:voda). Pro stanovení byly použity přístroje WTW pH 340 i a WTW cond 730 dle požadavků normy ČSN EN 15933.

Pro stanovení celkového uhlíku a celkového dusíku byl použit CHNS analyzátor Vario MACRO cube (Elementar Analysensysteme GmbH, Germany). V tomto přístroji se nechá zhruba 25 mg vzorku spálit v katalytické peci a následně se pomocí termálně kondukčního detektoru změří celkový obsah uhlíku a dusíku.

Celkové obsahy prvků K, P, Mg byly stanoveny metodou rozkladu na mokré cestě v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem, za použití přístroje Ethos 1 (MLS GmbH, Germany). Přístupné obsahy prvků K, P, Mg byly stanoveny ve vyluhovacím činidle CAT (chlorid vápenatý, $c = 0,01$ mol/L, kyselina diethylenetriaminopentaoctová, $c = 0,002$ mol/L, pH = 2,6) ve vyluhovacím poměru 1 g vzorku ku 10 ml roztoku CAT podle mezinárodní normy BS EN 13651. Celkové i přístupné obsahy prvků byly měřeny optickým emisním spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES, VARIAN VistaPro, Varian, Australia).

4.2 Statistické analýzy

Statistické analýzy byly provedeny pomocí programu STATISTICA 12 software (StatSoft, Tulsa, USA). Byla aplikována jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA) s 95 % hladinou významnosti a následně Tukeyův HSD test.

5 Výsledky

5.1 Výpalky a pelety

Jak znázorňuje tabulka č. 1 a graf č. 1, agrochemické vlastnosti lihovarských výpalků a slaměných pelet jsou, až na pár výjimek, dosti odlišné.

Obsah sušiny v lihovarských výpalcích byl stanoven na 5,71 %. Hodnoty pH byly velmi nízké a dosahovaly průměrných hodnot 4,97. Naměřená vodivost dosahovala hodnot cca 488 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Poměr C:N se ve výpalcích pohyboval kolem hodnoty 20,78.

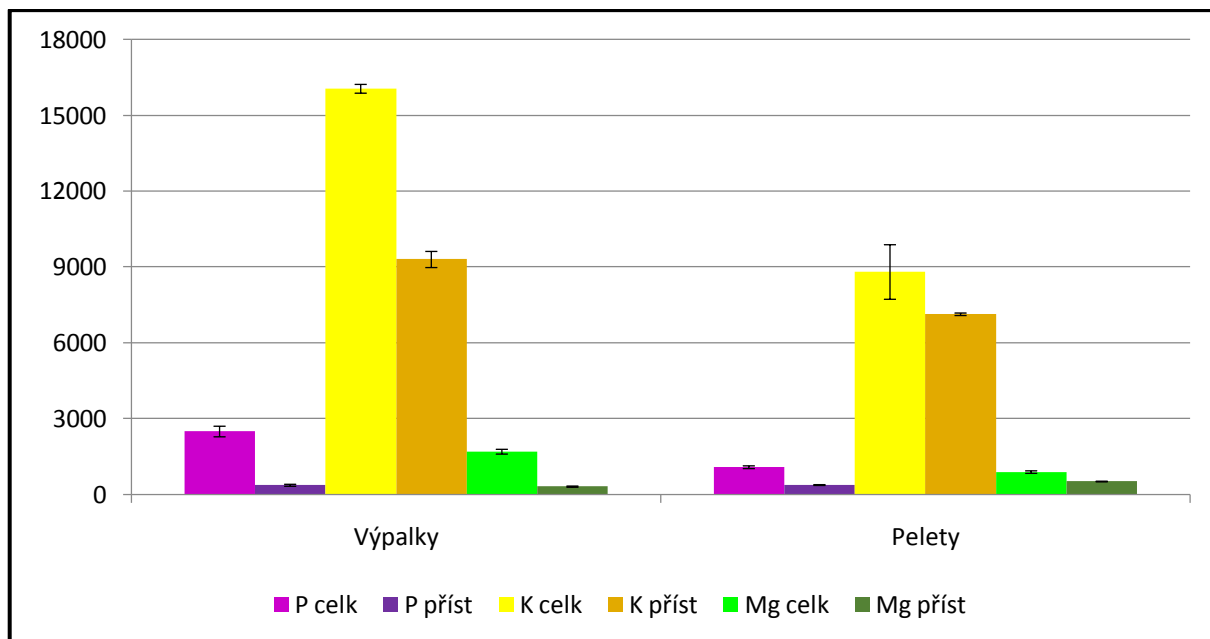
Oproti výpalkům obsahovaly zvlhčené pelety 34,15 % sušiny, pH dosahovalo průměrných hodnot 7,93 a vodivost byla až 3 krát větší a dosahovala průměrných hodnot 1345. Vzhledem k velmi nízkému obsahu celkového dusíku byla průměrná hodnota poměru C:N 65,73.

Tab. č. 1: Obsah sušiny, pH, EC, C_{CELK} , N_{CELK} a poměr C:N v aplikovaných lihovarských výpalcích a zvlhčených peletách (% u prvků v suché hmotě).

Materiál	sušina (%)	pH/H ₂ O	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C_{CELK} (%)	N_{CELK} (%)	poměr C:N
Výpalky	5,71 \pm 0,17	4,97 \pm 0,18	488 \pm 81	45,47 \pm 0,78	2,19 \pm 0,05	20,78 \pm 0,58
Pelety	34,15 \pm 2,39	7,93 \pm 0,08	1345 \pm 59	41,88 \pm 0,28	0,64 \pm 0,07	65,73 \pm 6,99

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

Z grafu č. 1 je patrné, že celkové obsahy prvků P, K a Mg v peletách jsou oproti lihovarským výpalkům zhruba poloviční. Jinak je tomu však u přístupných obsahů. Obsahy přístupného fosforu a hořčíku dosahovaly u pelet vyšších hodnot, než u výpalků. Naopak obsah přístupného draslíku dosahoval vyšších hodnot u výpalků. V rámci procentuálního zastoupení přístupných obsahů prvků z celkových obsahů prvků, dosahovaly vyšších hodnot pelety, jejichž přístupné obsahy tvořili 34 % (P), 81 % (K) a 58 % (Mg) celkových obsahů. U lihovarských výpalků tvořili přístupné obsahy 15 % (P), 58 % (K) a 18 % (Mg) celkových obsahů.



Graf č. 1: Celkové a přístupné obsahy prvků P, K a Mg v aplikovaných výpalkách a peletách. Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

5.2 Vermikompostér č. 1

Nejvyšší počet žížal v 1 kg vermikompostovaného materiálu byl zaznamenán v nejmladší vrstvě č. III se 419 ks jedinců. O poznání menší počty žížal obsahovaly vrstvy č. II a I. Ve vrstvě č. II se nacházelo 105 ks žížal na 1 kg vzorku a ve vrstvě č. I se nacházelo 189 ks žížal na 1 kg vzorku. Mezi jednotlivými vrstvami nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly (tab. č. 2).

Obdobně jako počet žížal byla ve vrstvě č. III zaznamenána nejvyšší biomasa žížal, dosahovala hodnot 55,70 g/kg. Druhá nejvyšší hodnota byla zaznamenána ve vrstvě č. I s biomasou žížal 29,81 g/kg a nejnižší hodnota byla naměřena u vrstvy č. II s biomasou žížal 20,80 g/kg. Ani zde nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly.

Tab. č. 2: Počet a biomasa žížal v jednotlivých vrstvách vermikompostéru č. 1.

Vermikompostér č. 1		
Vrstva	Počet žížal [ks/kg]	Biomasa žížal [g/kg]
III	419±98 ^a	55,70±26,47 ^a
II	105±6 ^a	20,80±4,46 ^a
I	189±144 ^a	29,81±15,57 ^a

(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – III)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu ($P < 0,05$).

Obsah sušiny ve vermikompostéru č. 1 se pohyboval v rozmezí 26,01 – 32,00 %. Nejnižší hodnota sušiny byla naměřena ve vrstvě č. III s 26,01 % a nejvyšší ve vrstvě č. II s 32,00 % (tab. č. 3).

Hodnoty pH měly vzestupnou tendenci od nejmladší vrstvy (č. III) po nejstarší (č. I). Vrstva č. I dosahovala hodnot pH 8,26, vrstva č. II dosahovala hodnot pH 7,62 a vrstva č. III (s výpalky, které byly zpracovávány nejkratší dobu) dosahovala hodnot pH 5,17. Všechny vrstvy mezi sebou vykazovaly statisticky významné rozdíly.

Nejvyšší hodnota vodivosti byla naměřena ve vrstvě č. III a to 553 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Vrstvy č. I a II mezi sebou vykazovaly statisticky významné rozdíly a byly zde naměřeny hodnoty 478 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (č. I) a 316 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (č. II).

Obsah celkového uhlíku a celkového dusíku vykazoval slabý pokles od vrstvy č. III do vrstvy č. I ze 47,32 % na 42,68 % u celkového uhlíku a z 2,29 % na 2,00 % u celkového dusíku. Poměr C:N vykazoval opačný trend a jeho hodnoty od vrstvy č. III do vrstvy č. I vzrostly z 20,64 na 25,39. U těchto parametrů nebyly mezi vrstvami zjištěny statisticky významné rozdíly.

Tab. č. 3: Obsahy sušiny, pH, EC, C_{CELK} , N_{CELK} a poměry C:N jednotlivých vrstev vermikompostéru č. 1.

Vermikompostér č. 1						
Vrstva	sušina (%)	pH/H ₂ O	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C_{CELK} (%)	N_{CELK} (%)	poměr C:N
III.	26,01±2,65 ^a	5,17±0,19 ^a	553±57 ^a	47,32±2,16 ^a	2,29±0,09 ^a	20,64±0,09 ^a
II.	32,00±2,17 ^a	7,62±0,06 ^b	316±45 ^b	46,56±1,32 ^a	2,08±0,32 ^a	22,65±4,08 ^a
I.	28,05±1,64 ^a	8,26±0,09 ^c	478±34 ^{ab}	42,68±0,29 ^a	2,00±1,12 ^a	25,39±14,34 ^a

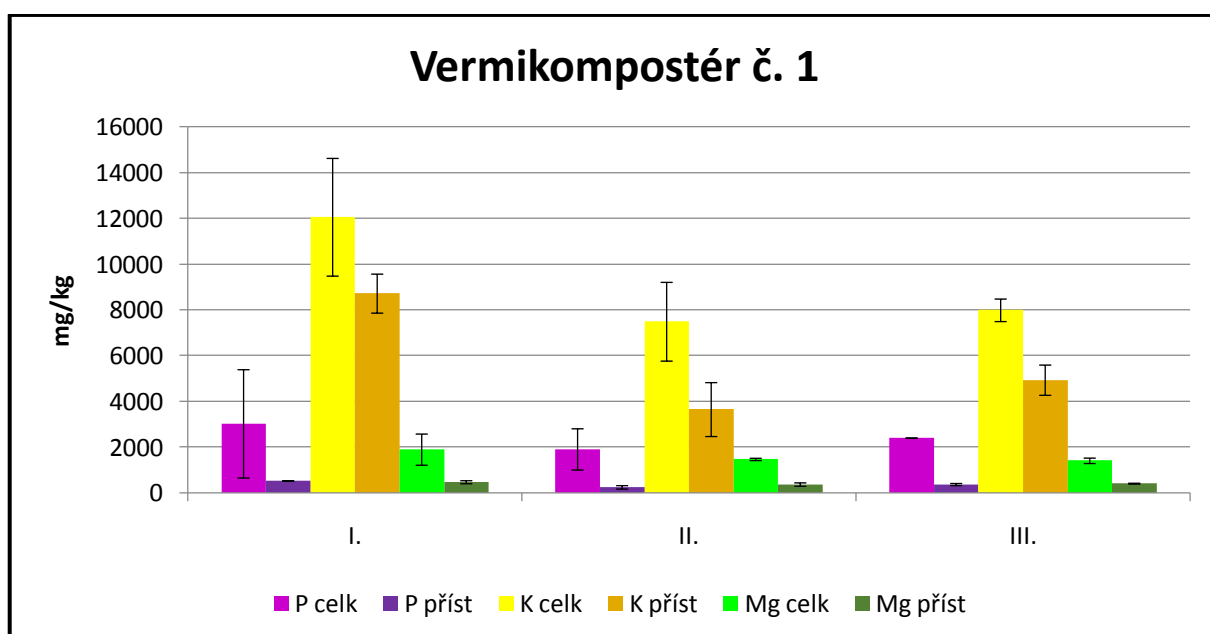
(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – III)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu ($P < 0,05$).

Z analýzy obsahů prvků P, K a Mg bylo zjištěno, že nejvyšší hodnoty celkových i přístupných obsahů prvků se nacházely ve vrstvě č. I. Nejnížší hodnoty se nacházely ve vrstvě č. II.

Celkový obsah fosforu se pohyboval v rozmezí od 1908 mg/kg (vrstva č. II) do 3025 mg/kg (vrstva č. III). Celkový obsah draslíku se pohyboval v rozmezí od 12060 mg/kg (vrstva č. III) do 7490 mg/kg (vrstva č. II). Celkový obsah hořčíku vykazoval od vrstvy č. I do vrstvy č. III klesající tendenci (z 1898 mg/kg na 1408 mg/kg).

Z grafu č. 2 lze vyčíst, že přístupný obsah fosforu tvořilo zhruba 15 % celkového fosforu ve všech vrstvách. U hořčíku bylo zastoupení jeho přístupného obsahu zhruba 25 % ve všech vrstvách a u draslíku se pohyboval přístupný obsah v rozsahu od 48 do 72 % celkového draslíku.



Graf č. 2: Celkové a přístupné obsahy prvků P, K a Mg ve vermikompostéru č. 1. Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

5.3 Vermikompostér č. 2

Počet žížal se od vrstvy č. I (313 ks) po vrstvu č. III (340 ks) zvyšoval a u vrstvy č. IV lehce poklesl na 313 ks. V této vrstvě však byla zaznamenána nejvyšší biomasa žížal (32,96 g/kg), která postupně klesala k vrstvě č. I na hodnotu 18,43 g/kg (tab č. 4). Mezi jednotlivými vrstvami nebyly v počtu ani biomase žížal zjištěny staticky významné rozdíly.

Tab. č. 4: Počet a biomasa žížal v jednotlivých vrstvách vermikompostéru č. 2.

Vermikompostér č. 2		
Vrstva	Počet žížal [ks/kg]	Biomasa žížal [g/kg]
IV	313±77 ^a	32,96±10,96 ^a
III	340±37 ^a	28,95±2,85 ^a
II	322±47 ^a	19,37±4,87 ^a
I	252±123 ^a	18,43±1,20 ^a

(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu ($P < 0,05$).

Obsah sušiny se pohyboval v rozmezí od 17,26 % (vrstva č. II) do 23,17 % (vrstva č. IV). Vrstvy č. I a II se statisticky významně lišily od vrstev č. III a IV.

Hodnoty pH od vrstvy č. I (8,36) po vrstvu č. IV (8,97) stoupaly a nevykazovaly statisticky významný rozdíl.

Nejnižší hodnoty vodivosti byly naměřeny ve vrstvě č. I (784 $\mu\text{S/cm}$) a nejvyšší ve vrstvě č. II (977 $\mu\text{S/cm}$). Od vrstvy č. II k vrstvě č. IV poté vodivost pozvolna poklesla na hodnoty 889 $\mu\text{S/cm}$.

Hodnoty celkového uhlíku klesaly od vrstvy č. IV (41,98 %) po vrstvu č. II (39,93 %) a u vrstvy č. I byl zaznamenán mírný vzestup (41,07 %). Opačný trend vykazovaly hodnoty celkového dusíku, kdy byl od vrstvy č. IV (1,44 %) zaznamenán vzrůst hodnot po vrstvu č. II (2,43 %) a poté mírný pokles ve vrstvě č. I (2,03 %). V obou případech se však nejednalo o statisticky významné rozdíly. S obsahy celkového uhlíku a dusíku koreloval i poměr C:N, který vykazoval obdobný trend jako obsah celkového uhlíku. Konkrétní naměřené hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 5.

Tab. č. 5: Obsahy sušiny, pH, EC, C_{CELK} , N_{CELK} a poměry C:N jednotlivých vrstev vermikompostéru č. 2.

Vermikompostér č. 2						
Vrstva	sušina (%)	pH/H ₂ O	EC ($\mu\text{S/cm}$)	C_{CELK} (%)	N_{CELK} (%)	poměr C:N
IV	23,17±1,14 ^a	8,97±0,54 ^a	889±43 ^a	41,98±0,29 ^a	1,44±0,22 ^a	29,67±4,37 ^a
III	22,75±0,39 ^a	8,93±0,43 ^a	953±83 ^a	41,52±1,81 ^a	1,99±0,44 ^a	21,62±5,06 ^a
II	17,26±0,92 ^b	8,38±0,51 ^a	977±30 ^a	39,93±0,20 ^a	2,43±0,09 ^a	16,44±0,57 ^a
I	17,55±1,47 ^b	8,36±0,16 ^a	784±163 ^a	41,07±0,77 ^a	2,03±0,61 ^a	21,87±8,00 ^a

(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

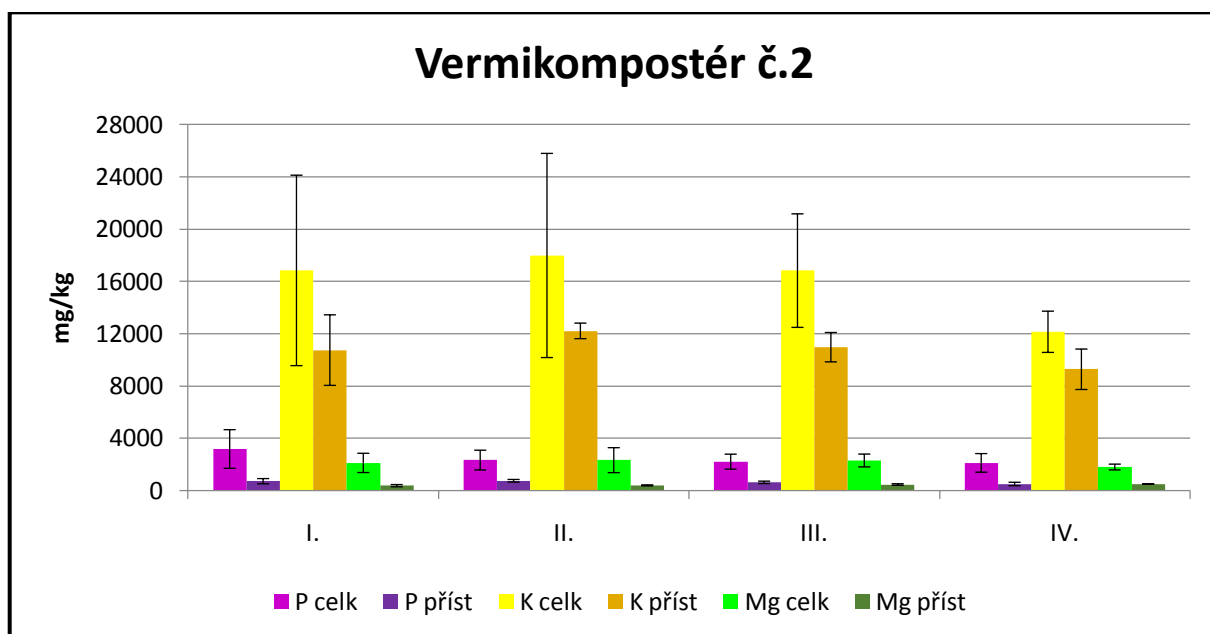
Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu ($P < 0,05$).

Celkový obsah fosforu ve vermikompostéru č. 2 stoupal od nejmladší vrstvy (č. IV – 2111 mg/kg) k nejstarší (č. I – 3174 mg/kg). Obsah fosforu přístupného rostlinám se pohyboval v rozmezí od 495 mg/kg (vrstva č. IV) do 743 mg/kg (vrstva č. II) a v jednotlivých vrstvách představoval 22 – 32 % celkového fosforu (graf č. 3).

U celkového obsahu draslíku byl předpokládán podobný trend jako u celkového obsahu fosforu, ale ten se ovšem neprokázal. Celkový obsah draslíku od vrstvy č. IV (12144 mg/kg) vzrůstal po vrstvu č. II (17983 mg/kg) a u vrstvy č. I mírně poklesl (16841 mg/kg). Přístupný podíl draslíku představoval v jednotlivých vrstvách 64 – 76 % jeho celkového obsahu.

Celkový obsah hořčíku stejně jako u draslíku rostl od vrstvy č. IV (1794 mg/kg) do vrstvy č. II (2318 mg/kg) s následným snížením hodnot ve vrstvě č. I (2110 mg/kg). Obsah hořčíku přístupného rostlinám byl v jednotlivých vrstvách zastoupen od 17 do 27 %.

Obecně bylo nejnižší zastoupení celkových i přístupných obsahů prvků zaznamenáno v nejmladší vrstvě č. IV.



Graf č. 3: Celkové a přístupné obsahy prvků P, K a Mg ve vermikompostéru č. 2. Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

5.4 Vermikompostér č. 3

Počet žížal ve vermikompostéru č. 3 se pohyboval v rozmezí od 141 ks (vrstva č. IV) do 25 ks (vrstva č. I), mezi nimiž byl také zjištěn statisticky významný rozdíl. Vrstva č. III

obsahovala menší počet žížal na 1 kg vzorku (63 ks), než vrstva č. II (82 ks), což nepotvrdilo očekávaný trend, kdy se v mladších vrstvách bude vyskytovat více žížal z důvodu vyššího množství primární organické hmoty.

Od vrstvy č. I do vrstvy č. IV vzrostla biomasa žížal z 1,84 g/kg na 20,43 g/kg. I u tohoto parametru byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi vrstvou č. IV a I (tab. č. 6).

Tab. č. 6: Počet a biomasa žížal v jednotlivých vrstvách vermikompostéru č. 3.

Vermikompostér č. 3		
Vrstva	Počet žížal [ks/kg]	Biomasa žížal [g/kg]
IV	141±19 ^b	20,43±1,96 ^b
III	63±54 ^{ab}	10,92±10,65 ^{ab}
II	82±17 ^{ab}	10,69±1,60 ^{ab}
I	25±8 ^a	1,84±0,80 ^a

(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu (P<0,05).

V jednotlivých vrstvách se sušina pohybovala od 16,13 % do 30,29 % (tab. č. 7). Mezi všemi vrstvami, kromě vrstev II a III, byl zjištěn statisticky významný rozdíl.

Hodnota pH vermikompostů z jednotlivých vrstev se pohybovala v rozmezí od 8,13 do 8,60 a postupně stoupala od vrstvy I do vrstvy IV.

Vodivost se pohybovala v rozmezí od 487 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vrstva č. IV) do 746 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vrstva č. I). Vrstva č. I vykazovala statisticky významné rozdíly oproti ostatním vrstvám.

Obsah celkového uhlíku se pohyboval v rozmezí od 37,93 % do 43,89 % a byl mezi jednotlivými vrstvami nepravidelně zastoupen (tab. č. 7), avšak nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl. Obsah celkového dusíku stoupal od vrstvy č. IV (1,47 %) do vrstvy č. I (2,95 %) a byl mezi vrstvami nerovnoměrně rozdělen. Vrstvy č. I a II vykazovaly statisticky významné rozdíly od vrstev č. III a IV. Vyšší vrstvy č. III a IV obsahovaly vyšší poměry C:N (29,94 a 21,70) oproti nižším vrstvám č. I a II (14,25 a 13,31). Vrstva č. IV vykazovala statisticky významný rozdíl od vrstev č. I a II. Statisticky významný rozdíl byl také zaznamenán mezi vrstvami č. II a III.

Tab. č. 7: Obsahy sušiny, pH, EC, C_{CELK}, N_{CELK} a poměry C:N jednotlivých vrstev vermikompostéru č. 3.

Vermikompostér č. 3						
Vrstva	sušina (%)	pH/H ₂ O	EC (μS/cm)	C _{CELK} (%)	N _{CELK} (%)	poměr C:N
IV	22,77±2,66 ^c	8,60±0,10 ^a	487±108 ^a	42,93±0,09 ^a	1,47±0,29 ^a	29,94±5,37 ^b
III	27,52±0,43 ^a	8,29±0,43 ^a	469±43 ^a	43,89±0,73 ^a	2,02±0,03 ^a	21,70±0,36 ^{bc}
II	30,29±0,32 ^a	8,28±0,14 ^a	569±32 ^a	37,93±4,77 ^a	2,92±0,41 ^b	13,31±3,23 ^a
I	16,13±0,58 ^b	8,13±0,07 ^a	746±17 ^b	41,91±0,33 ^a	2,95±0,19 ^b	14,25±1,01 ^{ac}

(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

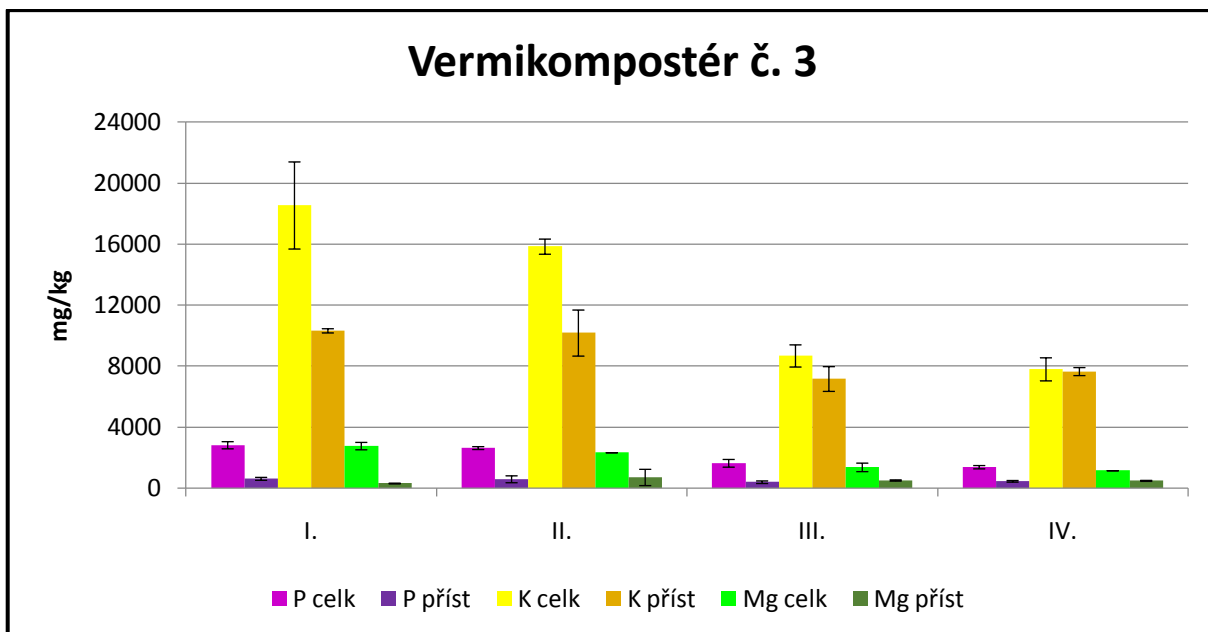
Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu (P<0,05).

Celkový obsah fosforu se pohyboval v rozmezí od 1379 mg/kg (vrstva č. IV) do 2819 mg/kg (vrstva č. I). Přístupný obsah fosforu činil v jednotlivých vrstvách zhruba 22 – 33 % celkového obsahu fosforu.

Celkový obsah draslíku se pohyboval v rozmezí od 7797 mg/kg (vrstva č. IV) do 18548 mg/kg (vrstva č. I). Přístupný obsah draslíku činil v jednotlivých vrstvách zhruba 55 – 98 % celkového obsahu draslíku.

Celkový obsah hořčíku se pohyboval v rozmezí od 1151 mg/kg (vrstva č. IV) do 2764 mg/kg (vrstva č. I) a jeho přístupný obsah činil v jednotlivých vrstvách zhruba 11 - 42 %.

Dle grafu č. 4 celkové obsahy prvků P, K, Mg stoupaly se stářím vermikompostovaného materiálu, tedy od vrstvy č. IV do vrstvy č. I a tak se nejvyšší celkové obsahy nacházely ve vrstvě č. I. Z grafu č. 3 je také patrný opačný trend přístupných obsahů prvků P, K a Mg, kdy nejmladší vrstva č. IV obsahovala nejvyšší přístupné obsahy. U všech prvků se s rostoucím stářím vrstev podíl přístupných obsahů snižoval.



Graf č. 4: Celkové a přístupné obsahy prvků P, K a Mg ve vermikompostéru č. 3. Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

5.5 Vermikompostér č. 4

Počet žížal v jednotlivých patrech vermikompostéru č. 4 se pohyboval v rozmezí od 1 ks do 6 ks žížal v 1 kg vzorku vermikompostu. Nejnižší počet byl zaznamenán ve vrstvě č. I (1 ks) a nejvyšší počet byl zaznamenán ve vrstvách č. III a IV (6 ks).

Biomasa žížal dosahovala hodnot 0,27 g/kg ve vrstvě č. I a po jednotlivých vrstvách stoupala až k hodnotě 1,94 g/kg ve vrstvě č. IV. V počtu ani biomase žížal nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl (tab. č. 8).

Tab. č. 8: Počet a biomasa žížal v jednotlivých vrstvách vermikompostéru č. 4.

Vermikompostér č. 4		
Vrstva	Počet žížal [ks/kg]	Biomasa žížal [g/kg]
IV	6±5 ^a	1,94±2,33 ^a
III	6±1 ^a	1,16±0,35 ^a
II	2±1 ^a	0,34±0,37 ^a
I	1±0 ^a	0,27±0,29 ^a

(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu ($P < 0,05$).

Nejnižší obsah sušiny byl změřen ve vrstvě č. IV (16,02 %) a nejvyšší ve vrstvě č. III (23,57 %). Vrstvy č. II a III vykazovaly statisticky významné rozdíly od vrstev I a IV, které se staticky významně lišily i mezi sebou (tab. č. 9).

Naměřené hodnoty pH stoupaly od vrstvy č. IV k vrstvě č. I a pohybovaly se v rozmezí od 6,49 do 7,77.

Hodnoty měrné vodivosti u vermikompostéru č. 4 se pohybovaly v rozmezí od 425 $\mu\text{S/cm}$ do 744 $\mu\text{S/cm}$. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny ve vrstvě č. IV, která také vykazovala statisticky významné rozdíly od ostatních vrstev, kde se hodnoty vodivosti pohybovaly v rozmezí od 425 $\mu\text{S/cm}$ do 498 $\mu\text{S/cm}$.

Obsah celkového uhlíku klesal od vrstvy č. IV (43,76 %) do vrstvy č. II (41,97 %), u vrstvy č. I byl zaznamenán vzestup obsahu celkového uhlíku na hodnotu 42,64 %, avšak tento vzestup nebyl statisticky významný. Obsah celkového dusíku rovnoměrně vzrostl od vrstvy č. IV do vrstvy č. I z 2,25 % na 2,77 %. Mezi vrstvou č. I a IV byl zaznamenán statisticky významný rozdíl. Poměr C:N postupně klesal od vrstvy č. IV do vrstvy č. I z hodnoty 19,56 na hodnotu 15,45.

Tab. č. 9: Obsahy sušiny, pH, EC, C_{CELK} , N_{CELK} a poměry C:N jednotlivých vrstev vermikompostéru č. 4.

Vermikompostér č. 4						
Vrstva	sušina (%)	pH/H ₂ O	EC ($\mu\text{S/cm}$)	C_{CELK} (%)	N_{CELK} (%)	poměr C:N
IV	16,02±1,17 ^c	6,49±1,10 ^a	744±123 ^b	43,76±0,89 ^a	2,25±0,14 ^a	19,56±1,54 ^a
III	23,57±0,26 ^a	7,57±0,21 ^a	425±80 ^a	42,25±1,84 ^a	2,45±0,27 ^{ab}	17,47±2,78 ^a
II	22,59±1,22 ^a	7,58±0,13 ^a	496±33 ^a	41,97±1,61 ^a	2,64±0,14 ^{ab}	15,94±1,11 ^a
I	18,97±1,28 ^b	7,77±0,04 ^a	489±9 ^a	42,64±0,54 ^a	2,77±0,19 ^b	15,45±1,26 ^a

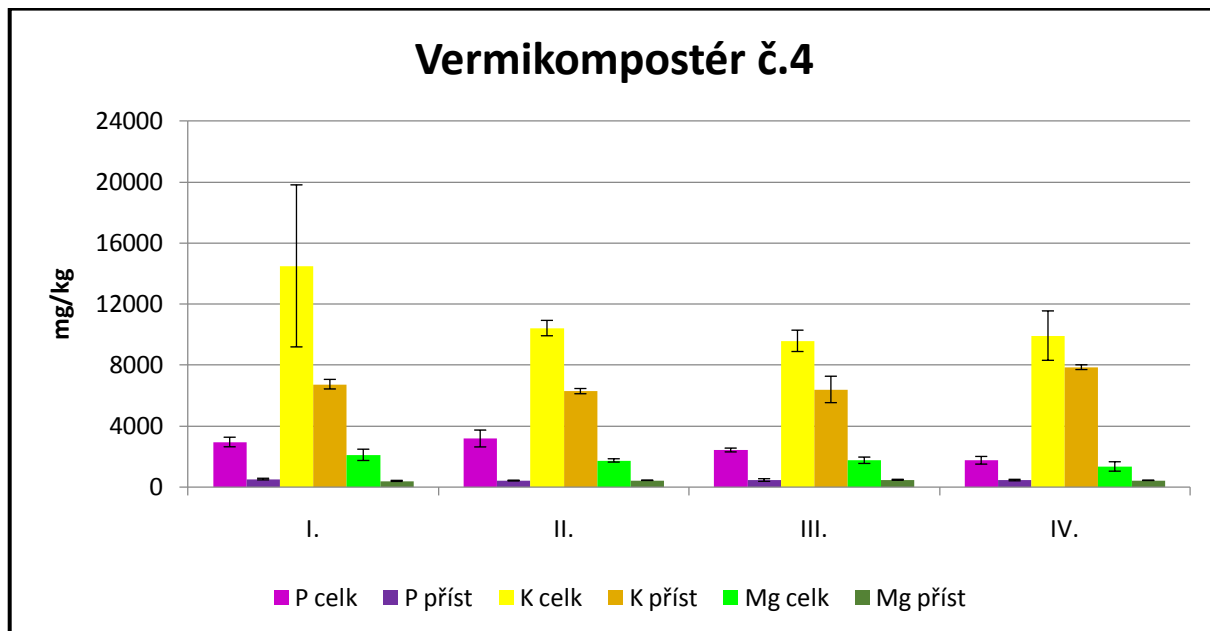
(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu ($P < 0,05$).

Obsah celkového fosforu se pohyboval od 1736 mg/kg (vrstva č. IV) do 3163 mg/kg (vrstva č. II). U vrstvy č. I bylo zaznamenáno snížení obsahu na hodnotu 2934 mg/kg. Přístupný obsah fosforu činil 13 – 25 % celkového obsahu fosforu.

Obsah celkového draslíku se pohyboval od 9570 mg/kg (vrstva č. III) do 14485 mg/kg (vrstva č. I). Nejmladší vrstva (č. IV) obsahovala 9911 mg K/kg. Přístupné obsahy draslíku činily v jednotlivých vrstvách 46 – 79 % celkového obsahu draslíku.

Obsah celkového hořčíku se pohyboval od 1330 mg/kg (vrstva č. IV) do 2092 mg/kg (vrstva č. I). Ve vrstvách č. III a II byly obsahy celkového hořčíku téměř totožné, a to 1737 mg/kg (vrstva č. III) a 1726 (vrstva č. II). Přístupný obsah hořčíku tvořil v jednotlivých vrstvách 18 – 31 % celkového obsahu hořčíku (graf č. 5).



Graf č. 5: Celkové a přístupné obsahy prvků P, K a Mg ve vermikompostéru č. 4. Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

5.6 Vermikompostér č. 5

Jak již bylo zmíněno vermikompostér č. 5 neobsahoval žížaly a sloužil jako kontrola. Poměr výpalků k peletám zde činil 1:1.

U kontrolního vermikompostéru se pohybovalo procentuální zastoupení sušiny od 13,99 % do 23,17 %. Nejnižší hodnota byla naměřena ve vrstvě č. I a nejvyšší ve vrstvě č. III. Vrstva č. IV obsahovala 16,99 % sušiny a vrstva č. II obsahovala 16,21 % sušiny. Statisticky významné rozdíly byly zjištěny mezi vrstvami č. I, III a IV a mezi vrstvami II a III (tab. č. 10).

Hodnota pH ve vrstvě č. IV dosahovala 8,01 a se vzrůstajícím stářím kompostovaného materiálu rovnoměrně klesala k 7,78.

Měrná vodivost klesala od vrstvy č. IV (684 $\mu\text{S}/\text{cm}$) k vrstvě č. II (521 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a u vrstvy č. I vystoupala na hodnotu 711 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Kromě vrstvy č. I a vrstvy č. IV, mezi sebou jednotlivé vrstvy vykazovaly statisticky významné rozdíly.

Obsah celkového uhlíku vykazoval podobné hodnoty ve vrstvách č. IV a II (kolem 42 %) a ve vrstvách č. III a I (kolem 44 %). Mezi touto dvojicí vrstev byl také zjištěn statisticky

významný rozdíl. Nejvyšší vzestup obsahu celkového dusíku byl zaznamenán mezi vrstvami č. IV. a III z 1,67 % na 2,19 %. Poté se obsah celkového dusíku jen mírně zvyšoval až do vrstvy č. I. na hodnotu 2,25 %. Vrstva č. IV se od ostatních vrstev statisticky významně lišila. Poměr C:N se od vrstvy č. IV (25,55) do vrstvy č. II (19,26) snižoval a ve vrstvě č. I se jeho hodnota lehce zvýšila, avšak tento mírný vzestup nebyl statisticky významný. Hodnota poměru C:N ve vrstvě č. IV vykazovala statisticky významné rozdíly.

Tab. č. 10: Obsahy sušiny, pH, EC, C_{CELK}, N_{CELK} a poměry C:N jednotlivých vrstev vermikompostéru č. 5.

Vermikompostér č. 5						
Vrstva	sušina (%)	pH/H ₂ O	EC (μS/cm)	C _{CELK} (%)	N _{CELK} (%)	poměr C:N
IV	16,99±0,23 ^a	8,01±0,13 ^a	684±15 ^a	42,59±0,32 ^a	1,67±0,11 ^b	25,55±1,81 ^b
III	23,17±1,52 ^b	7,88±0,69 ^a	601±44 ^b	44,08±0,73 ^b	2,19±0,15 ^a	20,22±1,77 ^a
II	16,21±0,37 ^{ac}	7,87±0,62 ^a	521±22 ^c	42,28±0,30 ^a	2,20±0,06 ^a	19,26±0,58 ^a
I	13,99±0,79 ^c	7,78±0,02 ^a	711±26 ^a	44,46±0,43 ^b	2,25±0,11 ^a	19,83±1,10 ^a

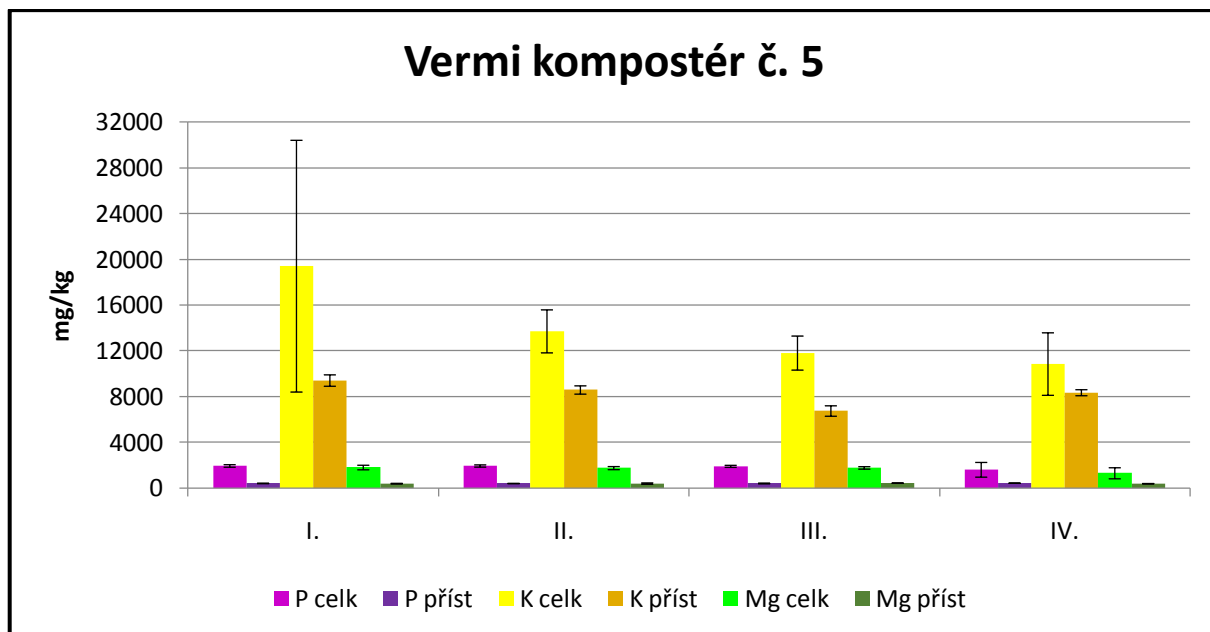
(nejstarší vrstva – I; nejmladší vrstva – IV)

Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou. Indexy poukazují na významné rozdíly ve vrstvách dle Tukeyova HSD testu (P<0,05).

Obsah celkového fosforu se pohyboval v rozmezí od 1615 mg/kg do 1949 mg/kg a stoupal od vrstvy č. IV do vrstvy č. I (graf č. 6). Obsah přístupného fosforu činil ve vrstvách č. I, II a III 22 % celkového fosforu. Nejvyšší podíl byl zaznamenán ve vrstvě č. IV a tvořil 27 %.

Hodnota celkového draslíku se pohybovala v rozmezí od 10860 mg/kg do 19423 mg/kg a podobně jako u celkového fosforu jeho obsah stoupal od vrstvy č. IV do vrstvy č. I. Obsah přístupného draslíku se pohyboval v rozmezí od 48 % (vrstva č. I) do 77 % (vrstva č. IV) celkového obsahu draslíku.

Obsah celkového hořčíku se pohyboval v rozmezí od 1308 mg/kg do 1811 mg/kg a mírně se zvyšoval od vrstvy č. IV do vrstvy č. I. Nejvyšší nárůst byl zaznamenán mezi vrstvami č. IV a III z hodnoty 1308 mg/kg na hodnotu 1780 mg/kg. Obsah přístupného hořčíku tvořil 22; 23; 25 a 30 % celkového obsahu hořčíku postupně od vrstvy č. I do vrstvy č. IV.



Graf č. 6: Celkové a přístupné obsahy prvků P, K a Mg ve vermikompostéru č. 5. Hodnoty vyjadřují průměry se směrodatnou odchylkou.

5.7 Porovnání jednotlivých vermikompostérů

Nejvyšší zastoupení žížal bylo zaznamenáno v pořadí: vermikompostér č. 2, 1, 3 a 4. Nejvyšší počty žížal v jednotlivých vermikompostérech se nacházely v horních vrstvách, což se předpokládalo, protože tyto vrstvy obsahovaly nejvyšší množství potravy. Nejvyšší biomasa žížal byla zaznamenána ve vermikompostéru č. 1, druhá nejvyšší biomasa byla zaznamenána ve vermikompostéru č. 2 a dále pak klesala s rostoucím podílem výpalků.

Průměrná hodnota sušiny se ve vermikompostérech pohybovala v rozmezí od 16 do 32 % a vyšší hodnoty sušiny byly zjištěny převážně v prostředních vrstvách. Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny ve vermikompostéru č. 1 a ve vermikompostéru č. 5.

Průměrné hodnoty pH se pohybovaly v rozmezí od 5,17 do 8,90 a odvíjely se od podílu výpalků a pelet, kdy vermikompostér č. 2 (výpalky:pelety – 1:3) obsahoval nejvyšší průměrné hodnoty pH a vermikompostér č. 1 obsahoval nejnižší průměrné hodnoty pH.

Nejvyšší hodnoty EC byly zaznamenány ve vermikompostéru č. 2 a nejnižší ve vermikompostéru č. 1, podobně jako u hodnot pH, což bylo také dáno hlavně charakterem výpalků a pelet. Kontrolní vermikompostér č. 5 vykazoval mírně vyšší hodnoty EC oproti vermikompostéru č. 3, který obsahoval stejný podíl výpalků a pelet i se žížalami.

Obsah celkového uhlíku ve vermikompostech byl nejvyšší ve vermikompostéru č. 1, což souvisí s vyšším obsahem celkového uhlíku ve výpalcích oproti peletám. Obdobně byly

zaznamenány nejnižší průměrné obsahy uhlíku ve vermikompostéru č. 2, který měl nejvyšší zastoupení pelet. Obsahy celkového uhlíku ve zbylých vermikompostérech se nacházely mezi hodnotami obsahu celkového uhlíku ve výpalcích a peletách (41,88 – 45,47 %).

Vyšší průměrné obsahy celkového dusíku se nacházely ve vermikompostérech č. 3 a 4. Nejnižší průměrný obsah celkového dusíku byl zjištěn ve vermikompostéru č. 2, který obsahoval 25 % výpalků a 75 % pelet, což souhlasí s nízkým obsahem celkového dusíku v peletách.

S obsahy celkového uhlíku a dusíku souvisí i poměry C:N, které vykazovaly nejvyšší hodnoty u vermikompostéru č. 1, vzhledem k vysokému celkovému uhlíku. Vyšší poměr C:N byl také zaznamenán u vermikompostéru č. 2, který naopak obsahoval nižší hodnoty celkového dusíku. Spodní vrstvy u vermikompostéru č. 3 a 4 poukazovaly dle hodnoty C:N na vermikompost využitelný pro agronomické účely.

Obsahy celkových prvků P, K a Mg se ve všech vermikompostérech se stářím vermikompostovaného materiálu zvyšovaly a nejvyšší hodnoty byly naměřeny ve vermikompostéru č. 2, dále pak ve vermikompostéru č. 3 a 4. Nižší průměrné obsahy celkových prvků byly naměřeny v kontrolním vermikompostéru č. 5 s výjimkou draslíku, který dosahoval podobně vysokých hodnot jako u ostatních vermikompostérů.

Obsahy prvků P, K a Mg přístupných rostlinám se v porovnání s celkovými obsahy ve všech vermikompostérech snižovaly a nejvyšší přístupné obsahy byly naměřeny ve vermikompostéru č. 2, díky vyššímu podílu pelet, které obsahují více přístupných forem prvků P, K a Mg. Nejnižší průměrné přístupné obsahy prvků byly naměřeny ve vermikompostéru č. 4 s podílem výpalků 75 %.

6 Diskuze

U vermikompostéru č. 1, 3 a 4 se nejvyšší počet žížal vyskytoval ve svrchních vrstvách vermikompostérů. Jinak tomu bylo u vermikompostéru č. 2, v němž byly žížaly víceméně rovnoměrně rozmístěny, a jejich nejvyšší počet byl zastoupen ve vrstvě č. III. Tento vermikompostér obsahoval 75 % pelet a 25 % výpalků. Relativně rovnoměrné a vysoké zastoupení žížal ve vrstvách je pravděpodobně způsobeno právě vyšším obsahem pelet, jež dosahují relativně vysokého poměru C:N. Aira et al. (2006) ve svých pokusech o vlivu C:N na strukturu populace žížaly hnojní zjistili, že vyšší poměr C:N pozitivně ovlivňuje počet jedinců a strukturu populace žížal, což by vysvětlovalo nejvyšší zastoupení žížal ve vermikompostéru s nejvyšším zastoupením pelet. Ve vermikompostérech s nižšími podíly pelet se vyskytuje i nižší počet žížal. Je tedy zřejmé, že přídavek pelet pozitivně ovlivňuje zastoupení žížal ve vermikompostérech. Tento trend se však nepotvrdil ve vermikompostéru č. 1 (100 % výpalků), který obsahoval druhý nejvyšší počet žížal, což mohlo být způsobeno preferencí žížal ke kyselejším krmným substrátům (Dominguez a Edwards, 2004).

Biomasa žížal u všech variant klesala od vrchní vrstvy po spodní. Dle Hanče et al. (2017) je počet a biomasa žížal ve spodních (starších) vrstvách nižší, neboť je materiál v těchto vrstvách již úplně zpracován a žížaly se tak přesouvají do vyšších vrstev za novou potravou. Také uvádějí, že vlivem stlačování vrchními vrstvami a akumulací vody z těchto vrstev, začínají ve spodních vrstvách převládat anoxické podmínky. Nejvyšší biomasa žížal byla zaznamenána ve vermikompostéru č. 1. U vermikompostéru s příměsí pelet se biomasa žížal zvyšovala se zvyšujícím se podílem pelet, což opět vypovídá o pozitivním efektu pelet na populaci žížal.

Nejvyšší obsahy sušiny se ve vermikompostérech zpravidla nacházely v prostředních vrstvách a vrstvy č. I a IV obsahovaly sušiny méně. Vyšší obsah vody ve spodních vrstvách může být vysvětlen akumulací tekuté frakce výpalků z vrchních vrstev. Naopak vyšší obsah vody ve vrchních vrstvách může být způsoben právě vyšším obsahem žížal a jejich aktivitou. Kale a Krishnamoorthy (1981) ve svých studiích uvádějí, že žížalí exkrementy mají vynikající schopnost zadržovat vlhkost ve vermikompostu. Obdobné výsledky prokázali i Hmar a Ramanujam (2014) ve svém tříletém pokusu, kdy půdy obohacené žížalími exkrementy vykazovaly vyšší retenci vody, než půdy bez exkrementů.

Hodnoty pH se v jednotlivých vermikompostérech odvíjely od složení vstupních surovin. Ve vermikompostérech s vyšším podílem výpalků (pH = 4,97) se pH horních (nejmladších) vrstev pohybovalo v kyselých hodnotách a se stářím vrstev stoupalo k mírně zásaditým hodnotám. Ve vermikompostérech s vyšším podílem pelet a s podílem pelet a výpalků 1:1 bylo pH zásadité a v průběhu vermikompostování klesalo k neutrálním hodnotám. Ve všech vermikompostérech se pH nejstarších vrstev pohybovalo v rozmezí 7,77 – 8,26. Z těchto výsledků je zřejmé, že žížaly jsou schopné pozitivně ovlivňovat pH vermikompostovaného materiálu a upravovat jej k neutrálním hodnotám. Efekt zlepšení hodnot pH zaznamenali i Romero et al. (2007) ve svých pokusech s vermikompostováním odpadů z výroby vína. Během procesu vermikompostování došlo ke zvýšení pH z hodnoty 6,3 na hodnotu 7,3, kde se ustálilo. Singh et al. (2005) při zkoumání vlivu různých počátečních hodnot pH krmných substrátů (4,3; 4,8; 5,2; 5,9; 6,5; 6,9) na proces vermikompostování zjistili, že v průběhu vermikompostování se u všech substrátů po 15 dnech pH zvýšilo až na hodnoty 8,2 a po dobu dalších 30 dnů postupně klesalo, až se ustálilo na hodnotě pH 7. Dle Del Aguila Juárez et al. (2011) žížaly v kyselém prostředí vylučují uhličitán vápenatý, aby jej neutralizovaly a zabránily tak jejich úhynu. Z tohoto tvrzení lze usoudit, že úmrtí žížal po prvním krmení ve vermikompostéru č. 1 bylo způsobeno nadbytkem vody z výpalků. Kontrolní vermikompostér č. 5 (výpalky:pelety – 1:1, bez žížal) dosahoval oproti vermikompostéru č. 3 lehce nižších hodnot pH, což ve svých pokusech prokázali i Champar – Ngam et al. (2010), kteří zkoumali rozdíly mezi kompostováním a vermikompostováním čistírenských kalů.

Měrná vodivost se v jednotlivých vermikompostérech pohybovala v rozmezí od 316 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 977 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nejvyšší hodnoty EC byly zjištěny ve vermikompostéru č. 2, pravděpodobně z důvodu vysokého podílu pelet (75 %), které obsahovaly 3 - násobně vyšší hodnoty EC. S klesajícím zastoupením pelet se v jednotlivých vermikompostérech snižovaly i průměrné hodnoty EC. Nejnižší průměrné hodnoty EC byly naměřeny ve vermikompostéru č. 1, což také odpovídá povaze vstupního materiálu (100 % výpalků). Dle Togneti et al. (2005) by nejvyšší hodnoty EC měly obsahovat nejstarší vrstvy, vlivem činnosti žížal, které při zpracování organického materiálu do vermikompostu uvolňují minerální látky ve formě kationtů. To se však v našem případě potvrdilo pouze u vermikompostérů č. 2 a 3. Klesající a nepravidelné hodnoty EC ve zbylých vermikompostérech mohou být způsobeny ztrátou rozpustných solí loužením, mikrobiální imobilizací či tvorbou nerozpustných solí (Romero et

al., 2007). Edwards et al. (2011) uvádějí, že limitní hodnota EC pro bezpečné agronomické využití by neměla přesáhnout hodnotu 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, což v našem případě splnily všechny vermikomposty.

Obsahy celkového uhlíku zpravidla ve vermikompostech klesaly se zvyšujícím se stářím vrstev, což je dle Yadav a Garg (2011) nejčastěji způsobeno respirací žížal a mikroorganismů. U vermikompostů č. 2 až č. 5 byl v posledních vrstvách zaznamenán nárůst hodnoty celkového uhlíku, což může být zapříčiněno anaerobními podmínkami v těchto vrstvách a tvorbou organických kyselin mikroorganismy (Del Aguila Juárez et al., 2011).

Obsahy celkového dusíku se u vermikompostů č. 2 až č. 5 se stářím vrstev zvyšovaly. Dle Ferrer et al. (2001) je tento nárůst způsoben mikroorganismy fixujícími dusík a uvolňováním dusíku při procesu mineralizace. Broz et al. (2016) ve svých studiích uvádějí, že ve většině vermikompostovaných materiálech je vysoký obsah dusíku ve formě dusičnanů a tak lze předpokládat, že vymývání dusičnanů při nadměrné aplikaci vody může přemoci schopnost adsorpce v daném systému. Vysokou mobilitu a nízkou adsorpci podkládají kontinuem konkurenční adsorpce v pořadí fosfáty > sulfáty > chloridy > dusičnany.

Poměry C:N korelovaly s celkovými obsahy uhlíku a dusíku, kdy se ve většině vermikompostů nacházely vyšší hodnoty poměru C:N ve vyšších vrstvách a se stářím vrstev klesaly. U vermikompostu č. 1 se hodnoty poměru C:N se stářím vrstev zvyšovaly, což bylo dáno klesajícími hodnotami celkového dusíku se stářím vrstev. Garg a Gupta (2009) uvádějí, že poměr C:N pod 20 značí stabilizovaný a vyzrálý vermikompost. V našem případě toto kritérium splňují nejstarší vrstvy z vermikompostů č. 3 – 5.

Množství celkových prvků v tomto pokusu stoupalo se stářím vrstev ve všech vermikompostech. Hanč a Plíva (2013) uvádějí, že relativně vyšší obsahy prvků ve výsledném vermikompostu jsou spojovány s rozkladem organické hmoty během procesu vermikompostování. Zvýšení celkových obsahů prvků ve svých pokusech prokázali i Sailila et al. (2010), kteří se zabývali vermikompostováním různých zemědělských odpadů (kozí hnůj, sláma, vyplozený slaměný houbový substrát, vyplozený houbový substrát z pilin, piliny). Domnívají se, že zvýšení obsahů způsobily žížaly přímo vylučováním střevních enzymů a nepřímo stimulací mikroflory. U kontrolního vermikompostu č. 5 bez žížal byly naměřeny nižší obsahy celkového fosforu a hořčíku a vyšší obsahy celkového draslíku oproti vermikompostům se žížalami. Obdobné výsledky uvádí i Sinha (2009) při pokusech

s kompostováním a vermikompostováním zahradního odpadu a kuchyňských zbytků, který však naměřil vyšší obsah draslíku v kompostu z anaerobního anaerobního zpracování. Z toho lze usoudit, že v kontrolním vermikompostéru č. 5, který nebyl nijak aerován a obsahoval relativně vysoké procento vlhkosti (77 – 86 % v jednotlivých vrstvách), začaly převládat anaerobní podmínky, což mohlo zapříčinit vyšší obsah celkového draslíku.

Přístupné obsahy prvků P, K a Mg vykazovaly ve vermikompostérech č. 2 až 5 klesající tendenci se stářím vrstev, kdy vrchní (mladší) vrstvy vermikompostéru obsahovaly vyšší procentuální zastoupení obsahů celkových prvků. Garg et al. (2012) uvádějí, že v průběhu vermikompostování dochází ke zvýšení obsahů prvků přístupných rostlinám, což se v našem případě prokázalo pouze u vermikompostéru č. 1. U kontrolního vermikompostéru bez žížal lze pokles procentuálního zastoupení vysvětlit tvorbou nerozpustných komplexů (Irshad et al., 2013). Procentuální zastoupení přístupných forem P, K a Mg se snižovalo s klesajícím zastoupením pelet ve vermikompostovaném materiálu. To je dáno vyšším zastoupením přístupných forem těchto prvků v peletách (P – 35 %, K – 81 %, Mg – 58 % z celkových obsahů prvků) oproti výpalkům (P – 15 %, K – 58 %, Mg – 18 % z celkových obsahů prvků).

7 Závěr

Cílem této diplomové práce bylo popsat vermikompostování lihovarských výpalků v laboratorních podmínkách, zhodnotit jednotlivé varianty na základě agrochemických a vybraných biologických parametrů procesu a určit z nich tu nejvhodnější.

Ze stanovených hypotéz byla potvrzena pouze hypotéza č. 1, že přídavek slámy bude mít pozitivní vliv na vermikompostování lihovarských výpalků. To se projevilo u vermikompostérů č. 2, 3 a 4, kdy se se zvyšujícím zastoupením pelet zvyšoval počet a biomasa žížal a obsahy prvků. Zároveň přidavkem pelet do výpalků došlo k posunu hodnot pH, což je oproti extrémně kyselým hodnotám pH výpalků přijatelnější pro žížaly. Hypotézy č. 2 (nižší vrstvy budou hodnotnější z hlediska agrochemických vlastností) a č. 3 (přídavek slámy k výpalkům zajistí vyšší hmotnost jedinců žížal) byly vyvráceny. Nižší vrstvy byly hodnotnější u vermikompostéru č. 2 až č. 5. Vermikompostér č. 1 (100 % výpalků) vykazoval opačný jev, kdy nižší vrstvy dle poměru C:N vykazovaly nestabilní charakter organické hmoty. Přídavek pelet do výpalků sice zajistil vyšší biomasu žížal ve vermikompostérech č. 2 až č. 4, ovšem nejvyšší biomasa žížal byla zjištěna ve vermikompostéru č. 1, který pelety vůbec neobsahoval.

Dle zjištěných agrochemických vlastností a biologických parametrů lze usoudit, že nejlepší varianta pro zpracování lihovarských výpalků procesem vermikompostování je v objemovém poměru 3:1 (slaměné pelety:výpalky). Ovšem vzhledem k vysoké produkci výpalků při výrobě ethanolu (až 20 L na 1 L ethanolu), by tato varianta byla v provozních podmínkách asi těžko uskutečnitelná, neboť by bylo zapotřebí vysokého množství slámy. Tato varianta by se tedy asi dala doporučit pouze pro lihovarnické podniky, které mají zemědělské pozemky pro pěstování vstupního materiálu a mají k dispozici dostatek slámy. Pro podniky bez zemědělského pozemku by se dala použít varianta s poměrem výpalků ku peletám 1:1. Náklady na pelety by byly stále relativně vysoké, ale oproti konvenčním metodám zpracování výpalků by se pořád jednalo o ekonomicky výhodnější variantu. Navíc s možností následného prodeje kvalitního organického hnojiva.

8 Seznam použité literatury

Adhikary, S. 2012. Vermicompost, the story of organic gold: A review. *Agricultural Sciences*. 3 (7). 905-917.

Aira, M., Monroy, F., Domínguez, J. 2006. C to N ratio strongly affects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems. *European Journal of Soil Biology*. 42. 127-131.

Ali, U., Sajid, N., Khalid, A., Riaz, L., Rabbani, M. M., Syed, J. H., Malik, R. N. 2015. A review on vermicomposting of organic wastes. *Environmental Progress & Sustainable Energy*. 34 (4). 1050-1062.

Bartošová, A., Sirotiak, M., Blinová, L., Fiala, J., Michalíková, A. 2012. Secondary products from the bioethanol production. *Materials Science and Technology*. 23-29.

Bertran E., Sort, X., Soliva, M., Trillas, I. 2003. Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresource Technology*. 95. 203-208.

Borah, M. C., Mahanta, P., Kakoty, S. K., Saha, U. K., Sahasrabudhe, A. D. 2007. Study of quality parameters in vermicomposting. *Indian Journal of Biotechnology*. 6. 410-413.

Broz, A. P., Verma, P. O., Appel, Ch. 2016. Nitrogen dynamics of vermicompost use in sustainable agriculture. *Journal of Soil Science and Environmental Management*. 7 (11). 173-183. ISSN 2141-2391.

Bustamante, M., A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinoza, A., Bernal, M. P. 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Science & Technology*. 56 (2). 187-192.

Bustamante, M. A., Paredes, C., Morales, J., Mayoral, A. M., Moral, R. 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresource Technology*. 100. 4766-4772.

Carmona, E., Moreno, M. T., Avilés, M., Ordovás, J. 2012. Composting of wine industry wastes and their use as a substrate for growing soilless ornamental plants. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 10 (2). 482-49.

Cibis, E., Krzywonos, M., Trojanowska, K., Miśkiewicz, T., Ryznar, A. 2004. Biodegradation of potato slops with a mixed population of bacteria of the genus *Bacillus* - determination of the process conditions. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities. Food Science and Technology*. 7 (2). 1. ISSN 1505-0297.

- Částková T., Hanč A. 2017. Change of the Parameters of Layers in a Large-scale Grape Marc Vermicomposting System with Continuous Feeding. Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium 2-6 October. Sardinia. 1-11.
- Del Aguila Juárez, P., de la Fuente, J. L., Paulín, R. V. 2011. Vermicomposting as a process to stabilize organic waste and sewage sludge as an application for soil. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 14. 949-963.
- Domínguez, J., Edwards, C. A. 2004. Vermicomposting organic wastes: A review. *Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st Century*. 369-395.
- Edwards, C. A., Neuhauser, E. F. 1988. Earthworms in waste and environmental management. SPB Academic Publishing. Michigan University. p. 391. ISBN 978-9-0510-3017-4.
- Edwards, C.A., Arancon N.Q., Sherman R. 2011. *Vermiculture Technology: Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management*. CRC Press. Boca Raton. p. 623. ISBN 978-1-4398-0987-7.
- Ferrer, J., Páez, G., Mármol, Z., Ramones, E., Chandler, C., Marin, M., Ferrer, A. 2001. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. *Bioresource Technology*. 76 (1). 39-44.
- Fuess, L. T., Garcia, M. L. 2015. Bioenergy from stillage anaerobic digestion to enhance the energy balance ratio of ethanol production. *Journal of Environmental Management*. 162. 102-114.
- Garg, V. K., Gupta, R. 2009. Vermicomposting of agro-industrial processing waste. In: Singh nee' Nigam P., Pandey A. (eds.). *Biotechnology for agro-industrial residues utilisation*. Springer. Dordrecht. 431-456. ISBN 978-1-4020-9941-0.
- Garg, V. K., Suthar, S., Yadav, A., 2012. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. *Bioresource Technology*. 126. 437-443.
- Hanč, A., Plíva, P. 2013. Vermicomposting technology as a tool for nutrient recovery from kitchen bio-waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 15. 431-439.
- Hanč, A., Částková, T., Kužel, S., Cajthaml, T. 2017. Dynamics of a vertical-flow windrow vermicomposting system. *Waste Management & Research*. 35 (11). 1121-1128.

Hlavačka, V. Možnosti materiálového a energetického využitia obilných a kukuričných liehovarnických výpalkov [online]. Biom. 19. června 2009 [cit. 2018-04-01]. Dostupné také z <<https://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznosti-materialoveho-a-energetickeho-vyuzitia-obilnych-a-kukuricnych-vypalkov>>.

Hmar, L., Ramanujam, S. N. 2014. Earthworm cast production and physico-chemical properties in two agroforestry systems of Mizoram (India). Tropical Ecology. 55 (1). 75-84.

Hromádka, J., Hromádka, J., Miler, P., Hönig, V., Štěřba, P. 2010. Výroba bioetanolu. Listy cukrovarnické a řepařské. 126 (7-8). 267-271.

Hutňan, M., Horňák, M., Bodík, I., Hlavačka, V. 2003. Anaerobic treatment of wheat stillage. Chemical and Biochemical Engineering Quarterly. 17 (3). 233-241.

Chambar-Ngam, N., Iwai, Ch. B., Ta-oun, M. 2010. Vermicompost: tool for agro-industrial waste management and sustainable agriculture. International Journal of Environmental and Rural Development. 2010 (1-2). 38-43.

Irshad, M., Eneji, A. E., Hussain, Z., Ashraf, M. 2013. Chemical characterization of fresh and composted livestock manures. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 13 (1). 115-121. ISSN 0718-9516.

Joshi, R., Vig, A. P. 2010. Effect of vermicompost on growth, yield and quality of tomato (*Lycopersicon esculentum* L). African Journal of Basic & Applied Sciences. 2 (2-3). 117-123.

Kale, R. D., Krishnamoorthy, R. V. 1981. Enrichment of soil fertility by earthworm activity. In: Veeresh, G. K. (ed.). Progress in Soil Biology and Ecology in India. Raja Power Press. Bangalore. p. 64–68.

Krzywonos, M., Cibis, E., Miśkiewicz, T., Ryznar-Luty, A. 2009. Utilization and biodegradation of starch stillage (distillery wastewater). Electronic Journal of Biotechnology. 12 (1). ISSN: 0717-3458.

Kučera, L., Bradna, J., Malaťák, J. 2015. Využití melasových výpalků jako hnojiva pro obiloviny pěstované v ekologickém zemědělství. Listy cukrovarnické a řepařské. 131 (12). 373-376.

Kučerová, J., Pelikán, M. 2007. Zpracování a zbožiznalství rostlinných produktů. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Brno. 122 s. ISBN 978-80-7375-088-6.

Lihovar Chrudim a.s. Melasové výpalky zahuštěné, organické hnojivo. 2018 [online]. Agropodnikhk. [cit. 2018-03-28]. Dostupné také z <<http://www.agropodnikhk.cz/files/dokumenty/melasove-vypalky.pdf>>.

Makama, J. N., Gwebu, N. S., Nkambule, S. V. 2005. The performance of irrigated sugarcane under stillage and granular fertiliser treatments. In Proceedings of the South African Sugar Technologists' Association. 79. 246–248.

Manaf, L. A., Jusoh, M. L. Ch., Yusoff, M. K., Ismail, T. H. T., Harun, R., Juari, H. 2009. Influences of bedding material in vermicomposting process. International Journal of Biology. 1 (1). 81-91.

Marek, M., Voldřich, M. 2006. Odpady z potravinářských výroby v životním prostředí. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. Praha. 16 s.

Melamane, X. L., Strong, P. J., Burgess, J. E. 2007. Treatment of wine distillery wastewater: a review with emphasis on anaerobic membrane reactors. South African Journal for Enology and Viticulture. 28 (1). 25-36.

Melzoch, K., Rychtera, M., Gwardys, S., Kokuszko, Z., Włodarczyk, Z. 1993. Možnosti využití a likvidace melasových výpalků. Kvasný průmysl. 39 (5). 141-147.

Mohana, S., Acharya, B. K., Madamwar, D. 2009. Distillery spent wash: Treatment technologies and potential applications. Journal of Hazardous Materials. 163. 12-25.

Munroe, G. 2007. Manual of on-farm vermicomposting and vermiculture. Organic Agriculture Centre of Canada. p. 40. Dostupné také z <https://www.researchgate.net/publication/268254767_Manual_of_On-Farm_Vermicomposting_and_Vermiculture>.

Mustafa, A. F., McKinnon, J. J., Christensen, D. A. 2000. The nutritive value of thin stillage and wet distillers' grains for ruminants: a review. Asian Australasian Journal of Animal Sciences. 13 (11). 1-15.

Nagavallema, K. P., Wani, S. P., Lacroix, S., Padmaja, V. V., Vineela, C., Babu, R. M., Sahrawat, K. L. 2004. Vermicomposting: recycling wastes into valuable organic fertilizer. Global Theme on Agroecosystems. 8. 1-16

Nancarrow, L., Taylor, J. H. 1998. The worm book. Ten Speed Press. Berkeley. p. 150. ISBN 978-0-89815-994-3.

Ndegwa, P. M., Thompson, S. A. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76. 107-112.

Ondračka, T.: Výpalky jako krmná surovina [online]. *Biom.* 2. března 2009 [cit. 2018-04-01]. Dostupné také z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vypalky-ako-krmna-surovina>>.

Oosterkamp, M. J., Méndez-García, C., Kim, Ch., Bauer, S., Ibáñez, A. B., Zimmerman, S., Hong, P. Y., Cann, I. K., Mackie, R. I. 2016. Lignocellulose-derived thin stillage composition and efficient biological treatment with a high-rate hybrid anaerobic bioreactor system. *Biotechnology for Biofuels*. 1-15.

Pant, D., Adholeya, A. 2007. Biological approaches for treatment of distillery wastewater: a review. *Bioresource Technology*. 98 (12). 2321–2334.

Prajapati, A. K., Chaudhari, P. K. 2015. Physicochemical treatment of distillery wastewater-a review. *Chemical Engineering Communications*. 202 (8). 1098-1117.

Rani K., Sridevi V., Rao, R. S. V., Kumar, K. V., Harsha, N. 2013. Biological treatment of distillery waste water. *International Journal of General Engineering and Technology*. 2 (4). 15-24. ISSN 2278-9928.

Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., Polo, A. 2007. Humid acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma* 139. 397–406.

Rostami, R. 2011. Vermicomposting. In: Kumar, S. (Ed.). *Integrated waste management – volume II*. InTech. ISBN 978-953-307-447-4. Dostupné také z <<https://www.intechopen.com/books/howtoreference/integrated-waste-management-volume-ii/vermicomposting>>.

Ryznar-Luty, A., Krzywonos, M., Cibis, E., Miśkiewicz, T. 2008. Aerobic biodegradation of vinasse by a mixed culture of bacteria of the genus bacillus: optimization of temperature, pH and oxygenation state. *Polish Journal of Environmental Studies*. 17 (1). 101-112.

Sailila, N., Bakar, A. A., Mahmood, N. Z., Teixeira da Silva, J. A., Abdullah, N., Jamaludin, A. A. 2010. Nutrient elements of different agricultural wastes from vermicomposting activity. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*. 4 (1). 155-158.

Singh, N. B., Khare, A. K., BHARGAVA, D. S., BHATTACHARYA, S. 2005. Effects of initial substrate pH on vermicomposting using *Perionyx excavatus* (PERRIER, 1872). *Applied Ecology and Environmental Research*. 4 (1). 85-97.

Sinha, R. K., Herat, S., Valani, D., Chauhan, K. 2009. The concept of sustainable agriculture: an issue of food safety and security for people, economic prosperity for the farmers and ecological security for the nations. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*. 5. 1-55.

Sivananthi, T., Arockia, J. P. J. 2014. Effect of humic acid of vermicompost on Zea mays root growth. *Scrutiny International Research Journal of Agriculture, Plant Biotechnology and Bio Products*. 1 (2). 7-16. ISSN 2349-0128.

Směrnice rady 1999/31/ES ze dne 26. dubna 1999 o skládkách odpadů. In: Úřední věstník evropských společenství. 1999. kapitola 15. svazek 4. 228-246. Dostupné také z <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:31999L0031&from=CS>>.

Suthar, S., Singh, S. 2008. Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (*Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*). *International Journal of Environmental Sciences*. 5 (1). 99-106.

Tognetti, C., Laos, F., Mazzarino, M. J., Hernandez, M.T. 2005. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Science and Utilization*. 13. 6-13.

Váňa J., Usták S. 2008. Nutriční obohacení statkových hnojiv vhodnými druhy odpadů ze zpracování rostlinných surovin. Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha. ISBN 978-80-87011-72-0.

Wilkie, A. C., Riedesel, K. J., Owens, J. M. 2000. Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. *Biomass and Bioenergy*. 19. 63-102.

Willington, I. P., Marten, G. G. 1982. Options for handling stillage waste from sugar-based fuel ethanol production. *Resources and Conservation*. 8. 111-129.

Yadav, A., Garg, V., K. 2011. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*. 102. 2874-2880.

Yadav, R. K. P., Timilsina, A., Yadawa, R. K., Pokhrel, C. P. 2014. Potential cellulosic ethanol production from organic residues of agro-based industries in Nepal. *International Scholarly Research Notices Renewable Energy*. 2014. 1-6.

Yami, K. D., Bhattarai, S., Adhikari, S. 2003. Vermicomposting and micro flora analysis of vermicompost, vermicast and gut of red earthworm. Nepal Journal of Science and Technology. 5. 121-126.

Zákon č. 156/1998 Sb. ze dne 13.7.1998 o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). In: Sbírka zákonů České republiky. 1998. částka 54. s. 6709. ISSN 1211-1244. Dostupné také z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1998-156-hnojiva.html>.