

Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu



Editoři

Stanislav Malý, Grzegorz Siebielec



Cíl 3 / Cel 3
2007-2013



EVROPSKÁ UNIE / UNIA EUROPEJSKA
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ / EUROPEJSKI FUNDUSZ ROZWOJU REGIONALNEGO
PŘEKRAČUJEME HRANICE / PRZEKRACZAMY GRANICE

Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu

Editoři

Stanislav Malý, Grzegorz Siebielec

Obsah

Kapitola 1 – Exogenní organická hmota a její vztah k půdní organické hmotě a ekosystémovým službám, představení projektu	5
Kapitola 2 – Uspořádání pokusů a charakteristika exogenní organické hmoty	15
Kapitola 3 – Vliv exogenní organické hmoty na obsah půdní organické hmoty a její kvalitu	29
Kapitola 4 – Vliv exogenní organické hmoty na chemické vlastnosti půdy	37
Kapitola 5 – Vliv exogenní organické hmoty na fyzikální vlastnosti půd	65
Kapitola 6 – Vliv EOM na funkční a genetickou diverzitu mikroorganismů a na půdní enzymatické aktivity s ohledem na podmínky prostředí	77
Kapitola 7 – Půdní fauna a její vztah k aplikované exogenní organické hmotě	97
Kapitola 8 – Riziko zvýšených emisí skleníkových plynů z půdy po aplikaci exogenní organické hmoty	109
Kapitola 9 – Hodnocení vlivu exogenní organické hmoty na půdní biotu prostřednictvím ekotoxikologických testů	123

Kapitola 1

Exogenní organická hmota a její vztah k půdní organické hmotě a ekosystémovým službám, představení projektu

Stanislav Malý

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika

Předkládaná brožura se zaměřuje na problematiku bezpečné aplikace exogenní organické hmoty na zemědělskou půdu. Publikace shrnuje výsledky projektu „Rizika a přínosy aplikace exogenní organické hmoty na půdu“, který byl realizován v rámci Operačního programu přeshraniční spolupráce 2007-2013 Česká republika – Polská republika ve spolupráci Ústředního kontrolního a zkušební ústavu zemědělského (ÚKZÚZ, Brno, ČR), Palackého Univerzity v Olomouci (UPOL, ČR), Ústavu půdních věd a pěstování rostlin – Státního výzkumného ústavu (IUNG-PIB, Puławy, PR) a Ústavu agrofyzičky Bohdana Dobrzańského Polské akademie věd (IAPAS, Lublin, PR). Publikace je určena pracovníkům v oblasti ochrany půdy, zemědělcům, producentům bioodpadů a těm, kteří si chtějí rozšířit svoje znalosti v oblasti udržitelného používání organických materiálů v zemědělství. Hlavním cílem projektu bylo provést hodnocení, jakým způsobem různé druhy EOM ovlivňují důležité fyzikální a chemické půdní vlastnosti, funkce a procesy, spolu s půdními organizmy, které za ně odpovídají. V centru projektu se tak nacházely otázky půdní ekologie. Cílem autorů nebylo podat konkrétní doporučení o tom, jak používat EOM jako hnojiva nebo prostředky ke zlepšení kvality půdy, ale spíše ukázat, jak by uvedené materiály měly být testovány, aby mohl být hodnocen jejich pozitivní vliv na kvalitu půdy při minimalizaci rizika jejího poškození. Tato úvodní kapitola stručně popisuje význam půdní organické hmoty (SOM) a vybrané ekologické funkce půdy, které jsou ovlivněny vstupem EOM. Hlavním cílem této kapitoly je ukázat, jakým způsobem jsou tyto funkce vzájemně propojeny a ukázat jejich význam v rámci řešeného projektu. Následující kapitoly se podrobně věnují jednotlivým otázkám nastíněným v úvodu. Protože publikace je určena širokému spektru čtenářů, každá kapitola obsahuje teoretický úvod, po kterém následuje představení výsledků experimentální práce spolu s jejich interpretací. Závěrečná kapitola shrnuje nejdůležitější zjištění a doporučení pro praktickou aplikaci EOM.

PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA

Půdní organická hmota představuje široký pojem a podle Diacona a Montemurra (2010) zahrnuje veškeré organické sloučeniny přítomné v půdě. Hlavní zdroje SOM představují (i) rostlinné zbytky v různém stádiu rozkladu, (ii) mikroorganizmy, (iii) metabolity mikroorganismů produkované během jejich růstu a rozkladu a (iv) huminové sloučeniny. Analytické přístupy ke stanovení SOM jsou představeny v kapitole 3. Ačkoliv chemická struktura organických sloučenin významným způsobem ovlivňuje rychlost jejich dekompozice v půdě, podmínky prostředí, které zahrnují i půdní biotu, jsou pravděpodobně ještě významnější (Schmidt et al., 2011). V půdách přirozených ekosystémů existuje rovnováha mezi syntézou a dekompozicí SOM (Bonilla et al., 2012). Naopak v orných půdách dochází vlivem orby k rozbití půdních agregátů, což vede k rychlé oxidaci SOM, která v důsledku znamená dobře známý pokles obsahu SOM. Závěrečné dokumenty strategie EU pro ochranu půdy (STS) proto zmiňují nedostatek SOM

mezi hlavními hrozbami pro kvalitu půdy a doporučují takové způsoby jejího obhospodařování, které povedou k zvýšení SOM (Van Camp, 2004). Jako příklad lze uvést bezorebné postupy, použití vhodných osevních sledů nebo zelené hnojení. Vedle těchto možností se nabízí i použití různých druhů EOM, jako jsou např. čistírenské kaly, vedlejší produkty z potravinářského průmyslu, kompostované odpady z průmyslové výroby nebo komunálního odpadu, digestáty, živočišné moučky a statková hnojiva (Diacono a Montemurro, 2010). Vedle tradičních materiálů, jako jsou např. komposty, mohou být pro uvedený účel použity i bioodpady, které se objevují v poslední době. Tuto skutečnost odráží i definice EOM v podání STS, podle které EOM představuje „veškerý organický materiál, který je navrácen do půdy pro potřeby růstu rostlin, zlepšení kvality půdy a obnovu půdy pro další použití“. Dále STS pokračuje: „EOM zahrnuje velmi široké spektrum bioodpadů (nebo biorozložitelných odpadů) pocházející z nejrozličnějších zdrojů“ (Van Camp, 2004). EOM v uvedeném reportu nezahrnuje organickou hmotu, která je v půdě již přítomná.

POUŽITÍ EOM JAKO HNOJIVA A RIZIKO KONTAMINACE

Ačkoliv organická hnojiva jsou testována již dlouhou dobu, stále existují mezery v našich znalostech ohledně jejich vlivu na půdní vlastnosti. To je způsobeno jednak nástupem moderních analytických technik, které nyní umožňují detailnější analýzu (např. instrumentace pro studium organických sloučenin nebo metody molekulární biologie), jednak díky novým organickým materiálům, které se objevují na trhu, jak jsou např. digestáty (Nkoa, 2014). Vlastnosti EOM jsou do značné míry ovlivněny vlastnostmi výchozích surovin, kdy významné rozdíly najdeme např. ve složení čistírenských kalů a rostlinných materiálů, které se dále liší od komunálního, průmyslového a živočišného odpadu. Jak uvádí Hargreaves et al. (2008), zvýšení pH často představuje rozhodující faktor, který ovlivňuje procesy akumulace a dekompozice aplikované EOM. Snížení půdního pH je méně časté, i když se v závislosti na hodnotách pH jak půdy tak použité EOM může vyskytnout (Diacono a Montemurro, 2010). Osud EOM po aplikaci na půdu je do značné míry určen poměrem mezi C a N, který pro dané materiály vykazuje široký rozsah hodnot. V této souvislosti je užitečné zmínit, že N je přítomen v organické nebo minerální formě (Hargreaves et al., 2008). Pokud EOM obsahuje příliš mnoho N ve vztahu k C, N je uvolňován do půdy ve formě amonných iontů, které jsou bezprostředně oxidovány amonium-oxidujícími mikroorganismy na dusičnany, které jsou následně vymyty do spodních vod (Nkoa, 2014). V opačném případě je C respirován a půdní N je imobilizován do mikrobiální biomasy. Poměr C:N není jedinou vlastností ovlivňující degradovatelnost EOM, ta závisí i na dalších faktorech, z nichž na prvním místě jmenujme chemickou strukturu jednotlivých složek daného materiálu. Jednoduché organické sloučeniny, jako např. cukry nebo aminokyseliny, jsou snadno metabolizovány mikroorganismy, čímž podporují koloběh živin. Na rozdíl od minerálních hnojiv může poměr jednotlivých živin v případě bioodpadů představovat určitý problém. Zvláštní pozornost si zasluhuje fosfor, jehož hodnoty mohou být při použití EOM jako hnojiva příliš vysoké v případě, že aplikovaná dávka je vypočtena na základě N (Diacono a Montemurro, 2010). Je známo, že z hlediska výživy rostlin je kromě obsahu živin v půdě důležitá i schopnost půdních částic vázat živiny na svém povrchu. Aplikace EOM obecně vede ke zvýšení půdní kationtové výměnné kapacity (CEC), která vzrůstá s obsahem organické hmoty díky jejím negativním nábojům. Ačkoliv obecně platí, že EOM může vést ke zlepšení půdní úrodnosti, tohoto výsledku je dosaženo pouze za použití vhodných agrotechnických zásahů a při zohlednění místních klimatických podmínek (Diacono a Montemurro, 2010). Experimentální studie v různých

evropských zemích ukázaly, že účinnost hnojení digestáty se pohybuje mezi statkovými a minerálními hnojivy, přičemž v některých případech dosahuje úrovně hnojiv minerálních (Nkoa, 2014). Jak ale upozorňuje Herrman (2013), organická hmota v digestátu je více rezistentní vůči mikrobiální dekompozici, než se dříve předpokládalo. Problematika použití EOM v zemědělství spolu s přehledem jejich dostupnosti v programovém území je diskutována v kapitole 4 (část 1). Čtenář zde nalezne i výsledky základních chemických analýz (např. pH, vodivost, CEC, živiny) testovaných materiálů a půd po jejich aplikaci.

Bezpečná aplikace EOM na zemědělskou půdu vyžaduje přísnou kontrolu polutantů. Spektrum těchto látek je široké a zahrnuje zejména těžké kovy, residua pesticidů, polyaromatické uhlovodíky (PAH), ftaláty, těkavé organické sloučeniny (VOC), fenolické látky a soli (Arthurson, 2009; Nkoa, 2014). Hodně z tohoto pohledu může napovědět informace o zdroji vstupních surovin a způsobu jejich zpracování. Pokud byla jako surovina použita například kejda, lze očekávat vysoké obsahy Cu a Zn. V rámci projektu bylo provedeno široké spektrum analýz anorganických i organických polutantů v použitých EOM a v půdních vzorcích odebraných po jejich aplikaci. Výsledky analýz jsou shrnuty v kapitole 4 (část 2).

Bez ohledu na to, které polutanty jsou analyzovány, ve většině případů nelze vyloučit přítomnost dalších škodlivých látek, které nebyly do analýzy zahrnuty. Jako vhodným nástrojem se pro tyto případy jeví ekotoxikologie, která může nejen odhalit přítomnost toxických látek v testovaném materiálu, ale zároveň umožňuje za použití testů s modelovými organismy odhadnout, jak aplikace daného materiálu ovlivní půdní biotu. Navíc ekotoxikologie odráží i biodostupnost polutantů, která závisí na půdních vlastnostech, zejména obsahu jílů a SOM. Vazba toxických látek na povrchy jílu a SOM snižuje jejich účinek a chrání je proti mikrobiální dekompozici (Hargreaves et al., 2008). Ekotoxikologický přístup k testování EOM je podrobně diskutován v kapitole 9.

PŮDNÍ FYZIKA A SOM

Půdní organická hmota je nepostradatelnou agens pro tvorbu půdních agregátů díky své schopnosti vázat půdní částice dohromady. S procesem agregace je dále úzce spojena tvorba půdních pórů (Thangarajan et al., 2013). Půdy s dobře vyvinutými agregáty vykazují zvýšenou schopnost zadržovat vodu, podporují výměnu plynů, vývoj kořenů a mají nižší objemovou hmotnost (Nkoa, 2014). Větší póry usnadňují přístup mikroorganismů k organickému substrátu a umožňují interakci různých mikrobiálních druhů; půdní porozita proto úzce souvisí s koloběhem živin a mikrobiální aktivitou. Naproti tomu půdy s převahou mikropórů jsou špatně aerovány a omezený kontakt mikroorganismů s SOM vede k její pomalé dekompozici (Cardoso et al., 2013). Za jeden z nejdůležitějších důsledků stabilizace půdních agregátů můžeme označit sníženou náchylnost půdy k erozi (Blanco a Lal, 2008) a nižší povrchový odtok (Cardoso et al., 2013). Popsané vztahy mezi SOM a půdními agregáty závisí na chemické struktuře organických molekul. Komplexní sloučeniny (např. lignin, huminové látky) mohou přetrvávat v půdě dlouhou dobu a lépe tak přispívat k tvorbě půdní struktury (Diacono a Montemurro, 2010). Stanovení půdních fyzikálních vlastností po aplikaci EOM bylo provedeno na pracovišti IAPAS v Lublinu a výsledky studie jsou shrnuty v kapitole 5.

PŮDNÍ BIOLOGIE A SOM

Organické materiály jsou často aplikovány na půdu spolu s hnojivy a pesticidy s cílem maximalizovat výnos, přičemž možný negativní vliv na půdní biotu je ignorován (Bünemann et al., 2006). Takový způsob hospodaření ale stěží můžeme označit jako udržitelný. Důvodem je skutečnost, že půdní organizmy jsou odpovědné za řadu procesů důležitých jak z hlediska zemědělských tak ekologických funkcí půdy, jako je např. koloběh živin nebo tvorba půdní struktury. Ta má naopak dopad na vodní režim, výměnu plynů s atmosférou a biodostupnost polutantů.

Půdní organizmy mohou být na základě svých funkcí klasifikovány do tří skupin, které zhruba odpovídají jejich velikosti (Turbé, 2010). Všechny tři skupiny se podílejí, byť rozdílným způsobem, na transformaci EOM:

- Chemičtí inženýři
- Biologičtí regulátoři
- Ekosystémový inženýři

Většinu chemických inženýrů tvoří mikroorganizmy, zejména bakterie a houby. K tomuto úkolu jsou výborně vybaveny: díky nejrozumnějším metabolickým drahám umí rozkládat všechny přirozené a mnoho člověkem vyrobených sloučenin. Skutečnost, že jsou schopny velmi efektivně zajišťovat transformaci organických sloučenin (dekompozici, mineralizaci, imobilizaci živin), a to jak původních tak exogenního původu, souvisí i s jejich schopností rychle reagovat na změnu vnějších podmínek, jako je například vstup substrátu nebo dostupnost vody a kyslíku. Dopad aplikace EOM na mikrobiální společenstva je komplexní. Kromě podpory růstu a metabolismu mikroorganismů byly pozorovány významné změny v jejich struktuře. Ty jsou důsledkem odlišné schopnosti různých druhů mikroorganismů, či spíše skupin mikroorganismů různé taxonomické úrovně, metabolizovat přidaný substrát (Pezzolla et al., 2015). Uvedené vlastnosti činí z mikroorganismů citlivý indikátor environmentálních podmínek a přítomnosti škodlivých látek. Cenou za citlivost je relativně vysoká časová a prostorová variabilita mikrobiálních parametrů, která často znemožňuje odlišit přirozenou fluktuaci od negativních vlivů prostředí. Paralelní stanovení biomasy, různých aktivit a diverzity mikrobiálních společenstev, spolu s hodnocením vztahu těchto parametrů k abiotickým půdním podmínkám, umožňuje snížení rizika falešně pozitivních výsledků. Problematika aplikace mikrobiálních parametrů pro účely hodnocení vlivů EOM na kvalitu půdy je zpracována v kapitole 6.

Prvoci, hlístice, rouspice nebo někteří členovci (např. chvostoskoci) jsou příkladem biologických regulátorů. Svůj název si vysloužili tím, že kontrolují počty a aktivitu mikrobů nebo bezobratlých pomocí různých interakcí jako je např. parasitismus nebo mutualismus, kdy oba partneři na sobě vzájemně závisí. Jejich role při transformaci organické hmoty spočívá zejména v její fragmentaci, což ji činí přístupnější mikrobiálnímu rozkladu. Ve srovnání s chemickými inženýry je jejich role při mineralizaci organické hmoty ale minoritní.

Klíčová role ekosystémových inženýrů je při tvorbě půdní struktury. Typickými představiteli této skupiny v mírném pásu jsou žížaly a různé skupiny bezobratlých, jako např. mnohonožky nebo stonožky. Tím, jak se pohybují v půdě, vytvářejí póry, které usnadňují výměnu plynů a pohyb vody v půdním profilu. Zároveň promíchávají částice aplikované EOM s půdou, což vede k rychlejší dekompozici a mineralizaci organických látek. Nepostradatelnou funkci mají půdní dekompozitoři při tvorbě půdních agregátů, kde klíčovou funkci mají vlákna (hyfy) půdních hub. Způsob, jakým vstup EOM ovlivňuje půdní faunu, je popsán v kapitole 7.

Komplexní procesy zajišťované půdní biotou, jako např. koloběh živin a tvorba půdní struktury, jsou důležité nejen z hlediska kvality půdy, ale i zdraví ekosystému (Jefferey et al., 2010), proto je nazýváme ekosystémovými funkcemi. Příbuzný, poněkud utilitární, termín „ekosystémové služby“ (např. kontrola eroze) a „ekosystémové statky“ (např. potraviny) označují přínos, který má v této rovině ekosystém pro člověka (Brussard, 2012).

EMISE SKLENÍKOVÝCH PLYNŮ A EOM

Zvýšení emisí skleníkových plynů (GHG), zejména N_2O , v souvislosti s aplikací EOM na půdu je mnohem méně zmiňováno jako riziko pro fungování ekosystému, než je tomu v případě kontaminace anorganickými a organickými polutanty přítomnými v EOM. Proto je užitečné zmínit, že za polovinu emisí GHG na Zemi jsou zodpovědné půdy, přičemž zemědělství se na této hodnotě výrazně podílí. Z tohoto pohledu se jako důležité jeví dva plyny: CO_2 a N_2O , jehož radiační účinnost je v přepočtu na molekulu přibližně $310 \times$ vyšší než CO_2 (Nkoa, 2014). Aplikace EOM vytváří vhodné podmínky pro denitrifikaci, proces který vede k uvolňování N_2O z půdy. Je to způsobeno současnou přítomností jak organického substrátu, tak nitrátů nebo N, který na nitrátovou formu může být oxidován. Denitrifikace, která probíhá za striktně anaerobních podmínek, je podporována vstupem EOM i nepřímo jednak díky zvýšení pH půdy, jednak díky zvýšené respiraci, která vede ke snížení koncentrace O_2 (Thangarajan et al., 2013). Odhaduje se, že půda obsahuje dvakrát více C v organické formě než atmosféra jako CO_2 . V případě nevhodného obhospodařování (viz Půdní organická hmota) může být organický C rychle mineralizován a uvolněn do atmosféry ve formě CO_2 . Opačný proces, během kterého dochází ke zvýšení SOM, se nazývá akumulace C. Pokud se jedná o transfer C z atmosféry, který by jinak zůstal v plynné formě, hovoříme o sekvestraci C. Příkladem může být zatravnění orné půdy, kdy dochází ke zvýšení akumulace CO_2 v rostlinné biomase díky zvýšené fotosyntéze (Powlson et al., 2011). Termín „sekvestrace“ ale není jednoznačný a často se používá ve stejném významu jako „akumulace“. Podrobně problematiku emisí GHG z půdy v souvislosti se vstupem EOM diskutuje J. Čuhel v kapitole 8.

PROČ JE TESTOVÁNÍ EOM TAK DŮLEŽITÉ?

Stav půdní bioty je do značné míry určován fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy, jako je pH, zrnitost, distribuce agregátů nebo koncentrace živin a polutantů. Vzhledem k tomu, že různé EOM se ve svých vlastnostech výrazně liší a jejich charakteristiky jsou odlišné od půdních vlastností, na které mají být aplikovány, je po aplikaci EOM obtížné předvídat budoucí trend v půdních procesech. Situace se dále komplikuje díky interakcím mezi EOM a půdou, což znamená, že tentýž organický materiál může mít na jednotlivé půdy odlišný vliv. Toto zjištění v praxi vede k požadavku provádět polní a/nebo laboratorní testování, pokud nejsou k dispozici údaje k podobným materiálům.

Přestože informace o chemickém složení, které je částečně legislativně pokryto, přináší cenné údaje o možných rizicích spojených se vstupem EOM do půdy, nejedná se o vyčerpávající informaci pro bezpečné použití těchto materiálů jako organických hnojiv. Hlavním důvodem je skutečnost, protože (i) vyčerpávající analýza potenciálních polutantů není možná, (ii) synergické nebo antagonistické efekty mezi polutanty mohou ovlivňovat jejich účinek, (iii) vazba organických polutantů na půdní částice ovlivňuje jejich degradabilitu a biodostupnost a (iv) nerovnováha v chemickém složení použitého materiálu může působit nepříznivě na půdní

biotu, ačkoliv žádná jednotlivá komponenta sama o sobě není toxická. Zajímavým příkladem posledního uvedeného rizika jsou případy, kdy nadbytek labilní organické hmoty vede k podpoře růstu určitých mikroorganismů, což může vést k vymizení méně úspěšných druhů. Tyto mikroorganismy ale mohou být důležité pro určité klíčové procesy v půdě, jako je např. rozklad složitých organických látek. V těchto případech nebude pro hodnocení vlivu EOM na mikrobiální společenstvo postačovat stanovení mikrobiální biomasy a respirace, které pravděpodobně vzrostou (Hargreaves et al., 2008; de Araújo et al., 2010; Diacono a Montemurro, 2010), ale bude třeba provést také analýzu diverzity mikrobiálních společenstev, které mohou odhalit posun v jejich struktuře.

Ačkoliv po aplikaci EOM do půdy dochází v mnoha případech ke změně biologických vlastností, často lze během následujících 30 – 60 dnů pozorovat jejich návrat na původní úroveň (Bünemann et al., 2006). V praxi to znamená, že při hodnocení vlivu EOM na půdní biotu je třeba hodnotit nejen rezistenci (schopnost odolat zásahu), ale i resilienci (schopnost návratu k původním hodnotám) (Griffiths et al., 2001). Tato skutečnost potvrzuje význam polních pokusů, které jsou pro tento typ testování nejvhodnější. Dlouhodobé polní pokusy jsou důležité ještě z jednoho důvodu: umožňují odhalit efekty, které se mohou objevit se zpožděním v souvislosti s transformací určitých látek a také díky opakované aplikaci zkoušeného materiálu.

Až dosud jsme hovořili o možných negativních vlivech EOM na půdu, nesmíme ale přitom zapomínat na hlavní cíl aplikace těchto materiálů v zemědělství: zvýšit obsah SOM. Pokud má být použití EOM účinné, je třeba následně monitorovat obsah různých frakcí SOM, které reflektují různé zásobníky („pools“) organické hmoty. Zatímco termín „frakce“ představuje termín analytický, termín zásobník funkční. Při plánování pokusu je třeba si uvědomit, že kontrola experimentálních podmínek klesá v řadě laboratorní experiment > nádobový experiment > polní pokus. V opačném pořadí naopak klesá podobnost s reálnými podmínkami, za kterých aplikace EOM probíhá. Laboratorní testy umožňují přesné měření za dobře definovaných podmínek, ale vliv způsobu obhospodařování, vegetace a počasí je zcela opominut.

POPIS EXPERIMENTŮ

V rámci projektu byly za účelem hodnocení vlivu aplikace EOM na půdní fyzikální, chemické a biologické vlastnosti za reálných podmínek založeny dva polní pokusy, v Braszowicích (PL) a v Pustých Jakartcích (CZ). V obou pokusech byly pro testování použity dva materiály, průmyslový kompost Ra a masokostní moučka Mb; digestát Dg byl aplikován pouze v Braszowicích a kompost Ag pouze v Pustých Jakartcích. Použité dávky byly odvozeny od N, kdy 0 %, 50 %, 75 % a 100 % z celkového množství aplikovaného N bylo ve formě EOM. Organické materiály byly aplikovány na jaře 2013 a 2014, přibližně jeden měsíc poté byla odebrána půda pro laboratorní analýzy. Podzimní odběr vzorků proběhl bezprostředně po sklizni. V obou letech byla na pokusech pěstována kukuřice, v roce 2013 na zrno, následující rok silážní. Žádná EOM nebyla v roce 2014 v Braszowicích aplikována na plochách, kde byla v předchozím roce použita masokostní moučka Mb. Kromě laboratorních analýz, které byly zacíleny na parametry, u kterých se očekával možný vliv použitých materiálů, bylo v terénu provedeno hodnocení půdní fauny. V rámci sledování byla během pokusu zaznamenána agronomická data. Seznam analytických metod je uveden v tabulce 1.

Tab. 1 Seznam metod použitých pro analýzu EOM a půd, na které byly EOM aplikovány

Kategorie	Metoda	Aplikace
Půdní fyzika	Rozdělení velikosti půdních částic metodou laserové difrakce	Pole, nádoby
Půdní fyzika	Hodnocení sorptivity a hydrofobicity půdních agregátů	Pole, nádoby
Půdní fyzika	Stanovení vodní retence	Pole
Půdní fyzika	Rozdělení velikosti pórů	Pole
Půdní fyzika	Pevnost půdních agregátů	Pole, nádoby
Půdní fyzika	Infiltrace vody a saturovaná hydraulická vodivost půdy	Pole
Půdní fyzika	Objemová hmotnost	Pole
Chemie	pH	Pole, nádoby
Chemie	Elektrická vodivost a salinita půdy	Pole, nádoby
Chemie	Hydrolytická acidita	Pole
Chemie	Celkový uhlík a celkový dusík	EOM, pole, nádoby
Chemie	Organický uhlík	Pole
Chemie	Rozpuštěný organický uhlík jako míra labilní organické hmoty	Pole, nádoby
Chemie	Půdní organický uhlík, stabilní frakce	Pole, nádoby
Chemie	Sorpční kapacita půd	Pole
Chemie	Stopové prvky, makroelementy	EOM, pole, nádoby
Chemie	Stanovení PCB, OCP, PBDE a PAH metodou GC-MS/MS	EOM, pole, nádoby
Chemie	Stanovení HBCD metodou LC-MS/MS	EOM, pole, nádoby
Chemie	Stanovení PFAS metodou LC-MS/MS	EOM, pole, nádoby
Mikrobiologie	Denitrifikační aktivita (DEA) s rozlišením denitrifikačních produktů N ₂ O a N ₂	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Měření půdní bazální a substrátem indukované respirace plynovou chromatografií	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Stanovení půdní mikrobiální biomasy. Fumigačně extrakční metoda	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Stanovení β-glukosidázové aktivity v půdě	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Stanovení dehydrogenázové aktivity v půdě	Pole, nádoby
Mikrobiologie	CM celulázová aktivita	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Aktivita kyselé a alkalické fosfatázy v půdě	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Ureázová aktivita	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Krátkodobá nitrifikační aktivita	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Stanovení genetické diverzity amoniak oxidujících archaeí (AOA) pomocí analýzy polymorfismu terminálních restrikčních fragmentů (t-RFLP)	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Stanovení funkční mikrobiální diverzity pomocí fyziologických profilů půdních mikrobiálních společenstev	Pole, nádoby
Mikrobiologie	Růstové respirační křivky	Pole, nádoby
Biologie (ekotox)	Stanovení vlivu agrochemikálií na reprodukci chvostoskoků (<i>Folsomia candida</i>)	EOM
Biologie (ekotox)	Stanovení vlivu agrochemikálií na reprodukci roupic (<i>Enchytraeus crypticus</i>)	EOM
Biologie (ekotox)	Stanovení vlivu agrochemikálií na reprodukci dravého roztoče (<i>Hypoaspis aculeifer</i>)	EOM
Biologie (ekotox)	Kontaktní test za použití dehydrogenázové aktivity bakterie <i>Arthrobacter globiformis</i>	EOM
Biologie (ekotox)	Test s rostlinami (růst kořene salátu <i>Lactuca sativa</i>)	EOM
Biologie (ekotox)	Stanovení inhibičního vlivu půdního extraktu na světelnou emisi luminiscenční bakterie <i>Vibrio fischeri</i>	Pole, nádoby
Biologie (ekotox)	Test inhibice růstu sladkovodní řasy <i>Pseudokirchnerilla subcapitata</i>	Pole, nádoby
Biologie (ekotox)	Test inhibice růstu sladkovodní rostliny <i>Lemna minor</i>	Pole, nádoby
Biologie	Půdní fauna	Pole

Paralelně byl založen nádobový pokus v Puławách (PL) se třemi půdami s různými fyzikálně-chemickými vlastnostmi, které ovlivňují transformaci organické hmoty v půdě. V rámci tohoto experimentu bylo testováno celkem šest materiálů; masokostní moučka Mb, digestát Dg a průmyslový kompost Ra v roce 2013; průmyslový kompost Dw spolu se dvěma digestáty Bp a Sm v roce 2014. Testované materiály byly aplikovány ve třech různých dávkách (0 %, 50 %, 100 % z celkového N). V obou letech byla v nádobách pěstována pšenice. Podobně jako v případě polních pokusů, půdní vzorky pro laboratorní analýzy byly odebírány měsíc po založení pokusu a bezprostředně po jeho ukončení. Současně s analýzami půdních vzorků byly provedeny chemické a ekotoxikologické rozborů testovaných EOM.

Detailní popis pokusů a použitých materiálů je uveden v kapitole 2.

LITERATURA

- Arthurson V (2009) Closing the global energy and nutrient cycles through application of biogas residue to agricultural land - potential benefits and drawbacks. *Energies* 2:226-242.
- Blanco H, Lal R (2008) Principles of soil conservation and management. Springer, Dordrecht.
- Bonilla N, Gutiérrez-Barranquero JA, De Vicente A, Cazorla FM (2012) Enhancing soil quality and plant health through suppressive organic amendments. *Diversity* 4:475-491.
- Brusard L (2012) Ecosystem services provided by the soil biota. In Wall DH (ed) Soil ecology and ecosystem services. Oxford University Press, Oxford, pp 45-58.
- Bünemann EK, Schwenke GD, Van Zwieten L (2006) Impact of agricultural inputs on soil organisms - A review. *Aust J Soil Res* 44:379-406.
- Cardoso EJBN, Vasconcellos RLF, Bini D, Miyauchi MYH, dos Santos CA, Alves PRL, de Paula AM, Nakatani AS, Pereira JM, Nogueira MA (2013) Soil health: Looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Sci Agr* 70:274-289.
- de Araújo ASF, de Melo WJ, Singh RP (2010) Municipal solid waste compost amendment in agricultural soil: Changes in soil microbial biomass. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 9:41-49.
- Diacono M, Montemurro F (2010) Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron Sustain Dev* 30:401-422.
- Griffiths BS, Bonkowski M, Roy J, Ritz K (2001) Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Appl Soil Ecol* 16:49-61.
- Hargreaves JC, Adl MS, Warman PR (2008) A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agr Ecosyst Environ* 123:1-14.
- Herrmann A (2013) Biogas Production from Maize: Current State, Challenges and Prospects. 2. Agronomic and Environmental Aspects. *Bioenergy Research* 6:372-387.
- Jeffery S, Gardi C, Jones A, Montanarella L, Marmo L, Miko L, Ritz K, Peres G, Römbke J, van der Putten WH (2010), European Atlas of Soil Biodiversity. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Nkoa R (2014) Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agron Sustain Dev* 34:473-492.
- Pezzolla D, Marconi G, Turchetti B, Zadra C, Agnelli A, Veronesi F, Onofri A, Benucci GMN, Buzzini P, Albertini E, Gigliotti G (2015) Influence of exogenous organic matter on prokaryotic and eukaryotic microbiota in an agricultural soil. A multidisciplinary approach. *Soil Biol Biochem* 82:9-20.
- Powlson DS, Whitmore AP, Goulding KWT (2011) Soil carbon sequestration to mitigate climate change: A critical re-examination to identify the true and the false. *Eur J Soil Sci* 62:42-55.
- Schmidt MWI, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA, Kleber M, Kogel-Knabner I, Lehmann J, Manning DAC, Nannipieri P, Rasse DP, Weiner S, Trumbore SE (2011) Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478:49-56.

- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, Van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S (2010) Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment), 2010.
- Thangarajan R, Bolan NS, Tian G, Naidu R, Kunhikrishnan A (2013) Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci Total Environ* 465:72-96.

Kapitola 2

Uspořádání pokusů a charakteristika exogenní organické hmoty

Jacek Niedźwiecki¹, Rafał Gałązka¹, Michaela Smatanová², Kamil Cigánek²

¹Ústav pěstování rostlin a pedologie – Národní výzkumný ústav, Puławy, Polsko

²Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika

Polní pokusy v Braszowicích v Polsku a v Pustých Jakarticích v České republice byly prováděny za účelem ověření účinnosti EOMs v různých půdních a klimatických podmínkách (Obr. 1).

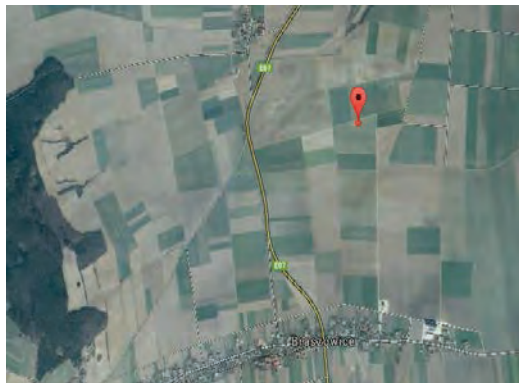


Obr. 1 Umístění partnerů projektu a polních pokusů

POLNÍ POKUS BRASZOWICE

Popis stanoviště: polní pokus byl založen v obci Braszowice - Dolnoslezské vojvodství. Zeměpisné souřadnice polního pokusu jsou následující: 50 ° 34'02.6 "N, 16 ° 48'07.1" E (Obr. 2).

Půdní a klimatické podmínky: půda na stanovišti je kambizem podle World Reference Base for Soil Resources (WRB) (Obr. 3), hlinitá půda podle FAO USDA. Průměrná roční teplota v této oblasti je 8,2° C, průměrné roční srážky dosahují 568,9 mm.



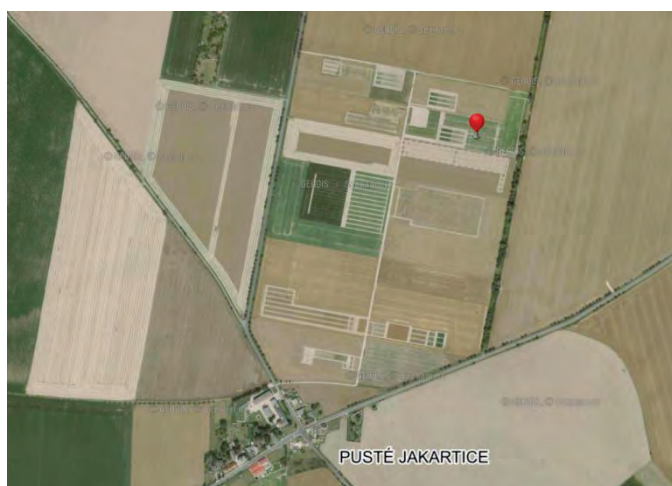
Obr. 2 Umístění polního pokusu v Braszowicích



Obr. 3 Mapa půdní úrodnosti (mapa tříd a struktury půdy), Braszowice

POLNÍ POKUS PUSTÉ JAKARTICE

Popis stanoviště: polní pokus byl založen na Zkušební stanici Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Pustých Jakarticích, v blízkosti města Opava v Moravskoslezském kraji. Zeměpisné souřadnice polního pokusu jsou následující: 50°34'02.6"N, 16°48'07.1"E (Obr. 4).



Obr. 4 Umístění polního pokusu Pusté Jakartice

Přírodní podmínky pokusného stanoviště: oblast je mírně teplá, mírně vlhká, s mírnou zimou. Srážkový normál je 640 mm, teplotní normál 8,0 °C. Pusté Jakartice leží v severozápadní části plošiny opavsko-hlučínské, průměrná nadmořská výška 295 m nad mořem. Reliéf je zvlněná rovina. Hydrologické podmínky - území náleží do hlavního povodí řeky Odry, dílčího povodí řeky Pszyny. Výrobní typ řepařský, zemědělská výrobní oblast obilnářská, typ obilnářsko-krmivářský.

Půdní a klimatické podmínky: Zkušební stanice Pusté Jakartice je trvalým pokusným stanovištěm ÚKZÚZ. Jsou zde velmi hluboké půdy, ornice středně hluboká (26 cm), ornice i spodina hlinitá, mateční substrát hlinitá spraš (okolo 120 cm). Ornice soudržná, slabý sklon k hrudovitosti, spodina tuhá se sníženou propustností (slabě oglejená). Klasifikovaná je jako hnědozem illimerizovaná slabě oglejená. Vyznačuje se intenzivním do větší hloubky pronikajícím procesem illimerizace, se zřetelným příznakem slabého oglejení. Dochází tak k posunu jílových a humusových látek z ornice a podorničí do spodních vrstev. V důsledku menší propustnosti obohaceného horizontu dochází k sezónnímu převlhlčení profilu a tím k projevům slabého oglejení. Ornice je mírně humózní (1,92 %), C_{ox} 1,131 %, pH neutrální 6,5.

Zásoba přístupných živin v extraktu Mehlich 3 je: fosfor 101 mg P/kg - dobrá, draslík 209 mg K/kg - dobrá, hořčík 90 mg Mg/kg - nízká, vápník 1820 mg Ca/kg - vyhovující. Podíl koloidní frakce je 28-31%.

METODIKA POLNÍCH POKUSŮ

Schéma polních pokusů

Na obou pokusných lokalitách, v Braszowicích a Pustých Jakarticích, byla v obou letech trvání pokusu pěstována kukuřice. Názvy odrůd a střídání plodin jsou uvedeny v tabulce 1. V prvním pokusém roce (2013) byla pěstována kukuřice na zrna a ve druhém roce silážní kukuřice. Osivo bylo ošetřeno mořením proti chorobám a škudcům.

Tab. 1 Osevní sled

rok	typ plodiny a odrůda
2013	Kukuřice zrnová <i>Zea mays</i> L. variety: N K Terada FAO 260
2014	Kukuřice silážní <i>Zea mays</i> L. variety: Ulan - FAO 270

Popis testovaných EOMs v polních pokusech

Kompost (Ag) je organické hnojivo vyrobené z hnoje a kejdy (drůbeží trus, prasečí kejda, hovězí hnůj), slámy, pilin či jiného vhodného přírodního materiálu a dalších rozložitelných organických látek (kaly z čistíren odpadních vod, biologicky rozložitelné odpady z kuchyní a stravoven, kousky drcených a násadových vajec z chovu a líhní - pouze z epidemiologicky nezávadných) při termofilní aerobní fermentaci ve fermentorech. Dodání základních živin do půdy ve vhodném poměru podporuje půdní bakterie a zlepšuje strukturu půdy. V důsledku vysoké teploty v průběhu výrobního procesu (cca 75°C) jsou zničeny všechny semena plevelů ze vstupních surovin.

Živočišná moučka (Mb) je organické hnojivo, které je vyrobeno z vedlejších produktů živočišného původu (materiály 2. a 3. kategorie) s technologií podle nařízení ES č. 1069/2009 (metoda č. 1) a je částečně odtučněná. Používá se k dodání dusíku a fosforu, které jsou v

organické podobě, což umožňuje jejich dlouhodobé uvolňování. V prvním roce se uvolní přibližně 50 % dusíku a dalším roce asi 25 %. Kromě vápníku obsahuje také základní mikroelementy. Používá se jako zásobní hnojivo k základnímu hnojení a pro hnojení v průběhu vegetačního období, mělo by být zapraveno do půdy. Výrobek je dodáván jako hnědá moučka.

Průmyslový kompost (Ra) je organické hnojivo, vyrábí se homogenizací a kompostováním materiálů obsahujících rozložitelné organické látky - kaly z čištění odpadních vod, piliny, biologicky rozložitelné odpady ze zahrad a parků, půdy, výlisky z léčivých rostlin (odpady z extrakce rozpouštědel), vápenatý kal. Dodává aktivní humus do půdy, mikroorganismy pro obnovu biologické aktivity půdy a základních živin. Hodnota pH kompostu pomáhá regulovat nežádoucí účinky kyselé půdní reakce. Kompost mění strukturu lehkých, zejména písčitých půd, zlepšuje jejich schopnost držet vlhkost a snižuje vyplavování živin.

Digestát (Dg) je vyrobený ze zbytků výroby hranolků v anaerobní digestci. Digestát je bohatý na mikro - a makro prvky. Obsahuje základní živiny pro výživu plodin a může být zdrojem organického uhlíku a dusíku. V souladu s rozhodnutím (č. 16/0/2013) kraje v Żąbkowice Śląskie, (Slezského vojvodství), použití digestátu bylo povoleno v polním pokusu v Braszowicích. Chemické složení použitých EOM je uvedeno v tabulce 2.

Tab. 2 Chemické složení organických hnojiv ověřovaných v polním a nádodbovém pokusu

Plný název ověřovaných hnojiv	Zkratka	pH	Celkový uhlík %	Celkový dusík %	Celkový fosfor %
Živočišná moučka	Mb	6,1	40,1	8,4	6,42
Průmyslový kompost	Ra	5,3	17,9	2,3	0,75
Kompost	Ag	8,4	24,1	2,6	3,35
Digestát (2013) z výroby hranolek	Dg	7,4	40,7	6,9	2,79
Digestát (2014), řepná kaše z cukrovaru	Bp	7,6	38,4	4,6	0,68
Průmyslový kompost	Dw	8,3	23,4	1,7	0,39
Digestát (2014), silážní kukuřice, kejda	Sm	7,3	40,4	4,4	0,89

Způsob hnojení polního pokusu

Minerální dusík byl aplikován v dávce, kterou kukuřice odčerpá plánovanou sklizní (bilanční dávka dusíkatého hnojení). Základní dávka dusíku (III 100%) činí 200 kg.ha⁻¹. Další dvě dávky byly ekvivalenty 50 % a 75 % základní dávky (Tab. 3, 4, 5, 6). Zbývající množství dusíku bylo dodáno prostřednictvím minerálního hnojiva. Aplikace minerálních i organických hnojiv byla provedena v časovém předstihu před výsevem kukuřice. Hnojení dalšími živinami P, K, Mg, Ca bylo provedeno na podzim 2012 na dobrou zásobu přístupných živin. V obou letech ke hnojení dusíkem byl použit ledek amonný s vápencem 27 % N. Zapravení EOM bylo provedeno do hloubky 15 - 20 cm v obou pokusných letech. Velikost pokusné parcely v Braszowicích činila 20 m² a v Pustých Jakarticích byla plocha parcely 25 m². Výsevné množství osiva bylo doporučeno pro danou pěstební oblast. Konečný spon rostlin byl jednotný na obou pokusných stanovištích 70 x 15 cm.

Tab. 3 Kombinace hnojení v obou pokusných letech - obě stanoviště

Kombinace hnojení		EOM % poměr celkového N	Minerální dusík % celkového N
Braszowice (PL)	Pusté Jakartice (CZ)		
1. Kontrola	1. Kontrola	0	100% N
2. Mb I	2. Mb I	50%	50% N
3. Mb II	3. Mb II	75%	25 % N
4. Mb III	4. Mb III	100%	0
5. Ra I	5. Ra I	50%	50% N
6. Ra II	6. Ra II	75%	25 % N
7. Ra III	7. Ra III	100%	0
8. Dg I	8. Ag I	50%	50% N
9. Dg II	9. Ag II	75%	25 % N
10. Dg III	10. Ag III	100%	0

Tab. 4 Dávky EOM a minerálního dusíku v obou pokusných letech, Braszowice

Kombinace hnojení	Podíl N dodaného v EOM (%)	Podíl N dodaného v minerálním hnojivu (%)	Minerální N (kg/ha)	Celková Dávka EOM (t/ha)
1. Kontrola	0	100%	200	-
2. Mb I	50%	50%	100	1,55
3. Mb II	75%	25 %	50	2,3
4. Mb III	100%	0	0	3,05
5. Ra I	50%	50%	100	9,75
6. Ra II	75%	25 %	50	14,65
7. Ra III	100%	0	0	19,5
8. Dg I	50%	50%	100	11,65
9. Dg II	75%	25 %	50	17,45
10. Dg III	100%	0	0	23,3

Tab. 5 Dávky EOM a minerálního dusíku v obou pokusných letech, Pusté Jakartice

Kombinace hnojení	Podíl N dodaného v EOM (%)	Podíl N dodaného v minerálním hnojivu (%)	Minerální N (kg/ha)	Celková Dávka EOM (t/ha)	Celková Dávka EOM (t/ha)
1. Kontrola	0	100%	200	740	0
2. Mb I	50%	50%	100	370	1,24
3. Mb II	75%	25 %	50	185	1,84
4. Mb III	100%	0	0	0	2,44
5. Ra I	50%	50%	100	370	7,32
6. Ra II	75%	25 %	50	185	14,64
7. Ra III	100%	0	0	0	19,48
8. Ag I	50%	50%	100	370	4,72
9. Ag II	75%	25 %	50	185	9,4
10. Ag III	100%	0	0	0	12,56

Agrotechnické operace

Schéma pokusu zahrnuje 10 kombinací hnojení a bylo shodné v obou pokusných letech v Braszowicích a Pustých Jakarticích. Každá kombinace měla 4 opakování. Celkový počet pokusných parcel byl tedy 40. Agrotechnické termíny prezentuje tabulka 7.

Ochranné pásy na začátku a na konci pozemků: s ochranným okrajem s minimální šířkou 1m² libovolně širokých cest. Na začátku a na konci plochy byly okrajové (ochranné) oseté pásy bez hnojení. Délka pozemku byla odvozena z technických možností na jednotlivých pokusných místech:

Spon:	70 x 15 cm, 95 000 rostlin/ha
Plocha sklizňové parcely:	25 m ² (Pusté Jakartice), 20 m ² (Braszowice)
Počet řádků na parcele:	4
Počet sklizňových řádků na parcele:	2 prostřední řádky
Vzdálenost mezi řádky:	70 cm
Vzdálenost rostlin v řádku:	15 cm

V polním pokusu v Braszowicích byly provedeny (2013/2014) tyto agrotechnické operace: a) vyrovnávání půdy, b) hnojení testovanými EOM, c) zaorání, d) brány, e) setí, f) LUMAX ® 537,5 SE herbicid pro potlačení jednoděložných a dvouděložných plevelů v kukuřici, v dávce 3,5 l / ha, dva dny po zasetí kukuřice, g) sklizeň, h) diskové brány, i) orba (Obr. 5-7).



Obr. 5 Zapravení EOM v polním pokusu Braszowice



Obr. 6 Odběr půdních vzorků v polním pokusu Braszowice



Obr. 7 Braszowice - stav pokusného pole po sklizni

Tab. 6 Datum a typy polních prací v obou pokusných letech - Pusté Jakartice

r. 2013	Agrotechnické operace	r. 2014	Agrotechnické operace
21.4.	smykování Z 7011	5.11.	orba Z11441
22.4.	kombinátorování Z 6245	5.11.	zimní orba Z11441
27.4.	vyměření parcel - označení	8.4.	kombinátorování Z 6245
30.4.	hnojení (Ra, Ag)	27.4.	vyměření parcel - označení
30.4.	kombinátorování 2x Z 6245	22.4.	hnojení
9.5.	kombinátorování 2x Z 6245	30.4.	kombinátorování Z 6245
10.5.	výsev HEGE-95	30.4.	výsev HEGE-95
21.5.	hnojení (Mb)	6.5.	odběr půdních vzorků
27.5.	vzcházení rostlin	17.5.	vzcházení rostlin
10.6.	odběr půdních vzorků (Ag, Ra)	3.8.	kvetení
24.6.	odběr půdních vzorků (Mb)	30.5.	vyměření parcel - označení
22.10.	ruční sklizeň	24.9.	ruční sklizeň
6.11.	odběr půdních vzorků	24.9.	odběr půdních vzorků

Průběh a zhodnocení sklizně

Sklizené rostliny byly ručně odstriženy 10 cm nad zemí. Rostliny byly sklizeny vždy ze dvou prostředních řad sklizňových parcel. Rostliny z každého opakování na pokusných parcelách byly po sklizni váženy. Výsledky sklizní z Pustých Jakartic a Braszowic (2013/2014) jsou uvedeny v tabulkách 6-10. Pro statistickou analýzu rozptylu byla použita jednofaktorová ANOVA. Nebyly zjištěny žádné statisticky významné rozdíly ve výnosu mezi testovanými EOM. To znamená, že hnojivý potenciál EOM byl podobný jako použití minerálního hnojiva a náhrada minerálního dusíku z EOM nesnížila výnos.

Tab. 7 Pusté Jakartice - výnos zrnové kukuřice v prvním pokusném roce 2013

Kombinace hnojení	Průměrný výnos kukuřice a směrodatná odchylka SD (t/ha)			
	Průměrný výnos zrna kukuřice ze 4 opakování	výnos zrna SD	Průměrný výnos slámy kukuřice ze 4 opakování	výnos slámy SD
1. Kontrola	12,24	1,41	119,00	16,60
2. Mb I	12,06	1,18	115,38	9,29
3. Mb II	11,43	1,12	121,63	19,34
4. Mb III	12,03	0,73	104,38	5,54
5. Ra I	12,94	1,35	115,75	7,90
6. Ra II	12,32	1,23	118,88	9,93
7. Ra III	12,25	1,33	103,25	10,12
8. Ag I	12,22	0,90	112,50	7,91
9. Ag II	12,49	0,55	110,00	0,00
10. Ag III	11,48	1,42	112,88	5,89

Tab. 8 Pusté Jakartice - výnos silážní kukuřice ve druhém pokusném roce 2014

Kombinace hnojení	Průměrný výnos kukuřice a směrodatná odchylka SD (t/ha)	
	Průměrný výnos zrna kukuřice ze 4 opakování	SD
1. Kontrola	76,6	2,88
2. Mb I	74,0	8,11
3. Mb II	71,1	6,92
4. Mb III	77,2	9,40
5. Ra I	74,5	9,43
6. Ra II	74,3	5,10
7. Ra III	71,7	7,78
8. Ag I	77,4	5,82
9. Ag II	72,4	4,37
10. Ag III	75,2	6,98

Tab. 9 Braszowice - výnos zrnové kukuřice v prvním pokusném roce 2013

Kombinace hnojení	Průměrný výnos kukuřice a směrodatná odchylka SD (t/ha)			
	Průměrný výnos zrna kukuřice ze 4 opakování	výnos zrna SD	Průměrný výnos slámy kukuřice ze 4 opakování	výnos slámy SD
1. Kontrola	4,37	0,86	130,5	23,38
2. Mb I	3,83	0,39	121,5	15,99
3. Mb II	4,44	0,81	133,5	17,34
4. Mb III	4,38	0,10	126,9	12,71
5. Ra I	4,45	0,30	129,3	14,35
6. Ra II	4,80	0,66	143,7	24,15
7. Ra III	4,49	0,38	130,2	8,17
8. Ag I	3,95	1,11	121,5	45,23
9. Ag II	4,28	0,13	127,2	21,75
10. Ag III	5,00	0,79	148,2	31,61

Tab. 10 Braszowice - výnos silážní kukuřice ve druhém pokusném roce 2014

Kombinace hnojení	Průměrný výnos kukuřice a směrodatná odchylka SD (t/ha)	
	Průměrný výnos zrna kukuřice ze 4 opakování	SD
1. Kontrola	16,8	0,87
2. Mb I	16,7	2,27
3. Mb II	16,4	3,73
4. Mb III	17,3	1,86
5. Ra I	16,9	2,56
6. Ra II	16,2	2,77
7. Ra III	15,9	0,68
8. Ag I	15,1	2,01
9. Ag II	17,4	1,88
10. Ag III	16,5	1,66

NÁDOBOVÝ POKUS PUŁAWY

Nádobové pokusy byly provedeny v rámci projektu v letech 2013 a 2014 ve vegetační hale IUNG Puławy. Pro pokus byly odebrány tři typy půd, dva z přeshraniční oblasti Polska - lokalita Nowa Wieś a Pastuchów a jedna půda z České republiky, lokalita Dlouhá Ves. V obou letech byly použity stejné půdy. Tabulka 11 uvádí základní vlastnosti půd zvolených pro nádobový pokus.

Tab. 11 Základní charakteristika půd v nádobovém pokusu

parametr	Půdy testované v nádobovém pokusu		
	Dlouhá Ves (CZ)	Nowa Wieś (PL)	Pastuchów (PL)
pH (H ₂ O)	7,0	5,78	6,88
půdní druh	jílovito hlinitá	hlinito písčité	hlinito písčité
C celkový	1,93 %	0,77 %	1,14 %

Popis testovaných EOM v nádobovém pokusu

Průmyslový kompost (Ra) - je organické hnojivo, které se vyrábí homogenizací a kompostováním materiálů obsahujících rozložitelné organické látky - kaly z čištění odpadních vod, piliny, biologicky rozložitelné odpady ze zahrad a parků, půdy, výlisky z léčivých rostlin (odpady z extrakce rozpouštědel), vápenatý kal (r. 2013).

Živočišná moučka (Mb) - je organické hnojivo, které je vyrobeno z vedlejších produktů živočišného původu (materiály 2. a 3. kategorie) s technologií podle nařízení ES č. 1069/2009. (r. 2013).

Digestát (Dg) - digestát z bioplynové stanice je vyrobený ze zbytků výroby hranolků v anaerobní digestci. Hlavní složkou jsou bramborové slupky, deformované a vadné hranolky a přebytečný kal (polní experiment v Braszowicích a nádobový pokus v Puławách v r. 2013).

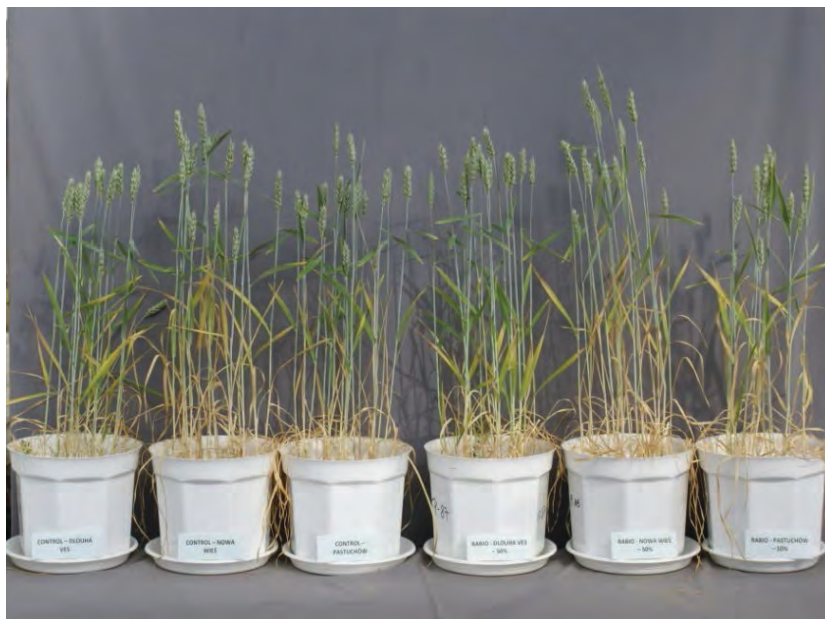
Průmyslový kompost (Dw) - organické hnojivo, vyrobené z tříděných biologicky rozložitelných odpadů z domácností, (potraviny, zelenina a odpady z ovoce), zahrad a odpadu z parků (tráva, listí, plevel, půda) a dalších biologicky rozložitelných odpadů (dřevo popel, piliny atd.). Dále kompost obsahoval dřevěný odpad a kaly z komunálních čistíren odpadních vod (r. 2014).

Digestát (Bp) - digestát z bioplynové stanice je plněn z 100 % řepnými řízky. Bioplynová stanice se nachází v sousedství cukrovaru v Strzelin (nádobový pokus v Puławách, r. 2014).

Digestát (Sm) - digestát ze zemědělské bioplynové stanice je vyráběn ze silážní kukuřice 70 % a kaše 30 % (nádobový pokus v Puławách, r. 2014).

METODIKA NÁDOBOVÉHO POKUSU

Dávky EOM byly vypočítány na základě obsahu celkového dusíku a měly ekvivalenty 50 % a 100 % z celkového hnojení dusíkem. Založeny byly kombinace hnojení s plnou dávkou minerálního hnojení (dusičnan amonný). V případě dávky 50 % byl zbytek dávky dusíku dodán v dusičnanu amonném. Každá kombinace (půda, EOM, dávky) měla čtyři opakování. Jarní pšenice, odrůda Tybalt byla zaseta do nádob v letech 2013 a 2014 (Obr. 8). V průběhu vegetace byly provedeny v každém roce dva odběry půdy. První jeden měsíc po aplikaci EOM a druhý ihned po sklizni (Obr. 9).



Obr. 8 Stav pšenice vlivem rozdílného hnojení v nádobovém pokusu (zleva: Kontrola půdy Dlouhá Ves, Nowa Wieś a Pastuchów a Ra 50 % půd Dlouhá Ves, Nowa Wieś a Pastuchów)

Termíny činností v nádobovém pokusu

Tab. 12 Termíny činností prováděných v souvislosti s pokusy nádobovým pokusem

Činnost	vegetační rok 2013	vegetační rok 2014
Založení pokusu - plnění nádob	13.5.	6.5.
Hnojení EOM	20. - 21.5.	7.5.
Výsev pšenice	22.5.	12.5.
1. Odběr půdních vzorků	24. - 25.6.	11. - 12.6.
Sklizeň pšenice	27.8.	26.8.
2. Odběr půdních vzorků	27. - 28.8.	26. - 27.8.



Obr. 9 Odběr půdních vzorků v nádobovém pokusu

Vyhodnocení nádobového pokusu

Výsledky nádobových pokusů ukázaly, že digestáty nesnižují výnos zrna pšenice v porovnání s minerálním hnojením dusíkem, zvláště byla-li je plná dávka dusíku aplikována v digestátu, bez ohledu na typ vstupní suroviny a půdu (Tab. 13-15). Na některých půdách digestáty dokonce zvýšily výnosy. Naproti tomu, po hnojení oběma komposty (Ra, Dw), pšenice reagovala poklesem výnosu zrna, zvláště když byla dávka dusíku dodána výhradně (100%) kompostem. Podobná reakce byla pozorována u výnosu celé biomasy (sláma a zrno). Pokles výnosu byl pozorován také u organického hnojiva vyrobeného z masokostní moučky, s výjimkou půdy z Dlouhé Vsi.

Tab. 13 Vliv hnojení na výnos zrna pšenice v roce 2013

Typ půdy	Průměrný výnos zrna pšenice a směrodatná odchylka SD (g/nádobu)					
	Dlouhá Ves		Nowa Wieś		Pastuchów	
Kombinace hnojení	průměr ze 4 nádob	SD	průměr ze 4 nádob	SD	průměr ze 4 nádob	SD
1. Kontrola	10,02	0,19	8,84	1,07	8,22	0,77
2. Mb I	8,70	0,32	8,37	0,39	7,79	0,64
3. Mb II	8,89	0,47	7,67	0,35	7,61	0,58
4. Ra I	8,48	1,15	7,96	0,59	6,08	0,83
5. Ra II	6,20	0,82	5,24	0,21	4,26	0,84
6. Dg I	9,90	0,31	8,40	0,90	7,89	0,71
7. Dg II	9,80	1,06	8,12	0,61	8,37	0,94

Tab. 14 Vliv hnojení na výnos zrna pšenice v roce 2014

Typ půdy	Průměrný výnos zrna pšenice a směrodatná odchylka SD (g/nádobu)					
	Dlouhá Ves		Nowa Wieś		Pastuchów	
Kombinace hnojení	průměr ze 4 nádob	SD	průměr ze 4 nádob	SD	průměr ze 4 nádob	SD
1. Kontrola	7,62	1,04	5,92	1,01	9,38	0,91
2. Sm I	6,10	4,14	8,18	0,72	11,01	1,33
3. Sm II	7,29	1,05	8,83	0,32	11,15	1,31
4. Bp I	8,18	0,94	8,90	0,46	11,29	0,76
5. Bp II	7,58	1,34	9,49	1,30	11,54	1,06
6. Dw I	6,17	0,88	6,46	0,86	11,12	0,97
7. Dw II	4,78	0,53	5,50	0,80	11,30	1,26

ZÁVĚREČNÉ ZHODNOCENÍ POLNÍCH A NÁDOBOVÝCH POKUSŮ

Z výsledků pokusů vyplývá, že testované digestáty měly obdobný vliv na výnos kukuřice v polním pokusu a pšenice v nádobovém pokusu jako plné minerální hnojení, nebo dokonce přispěly k zvýšení výnosu. Dusík dodaný do půdy digestátem je snadno dostupný rostlině. Masokostní moučka s výjimkou písčitohlinité půdy z Dlouhé Vsi nezpůsobila pokles výnosu. Z výsledků patrné, že kompost neposkytuje dostatečné množství rychle uvolnitelného dusíku v prvním roce po aplikaci, protože mineralizace organické hmoty je pomalý proces. Tento pokles výnosu nebyl pozorován v polním pokusu, kde se půda intenzivně obdělává a pravidelně hnojí. Na méně úrodných půdách by aplikace kompostu měla být doplněna minerálním dusíkem, tak aby byla udržena dobrá výnosová úroveň.

Kapitola 3

Vliv exogenní organické hmoty na obsah půdní organické hmoty a její kvalitu

Radek Kaczynski, Grzegorz Siebielec

Ústav pěstování rostlin a pedologie – Národní výzkumný ústav, Puławy, Polsko

FUNKCE PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY

Půdní organická hmota (SOM) je materiál produkovaný živými organizmy (rostlinami, živočichy), který je navrácen do půdy a prochází dekompozičními procesy. Skládá se z širokého spektra materiálů, a to od původního nerozloženého až po pozměněný, který známe jako humus.

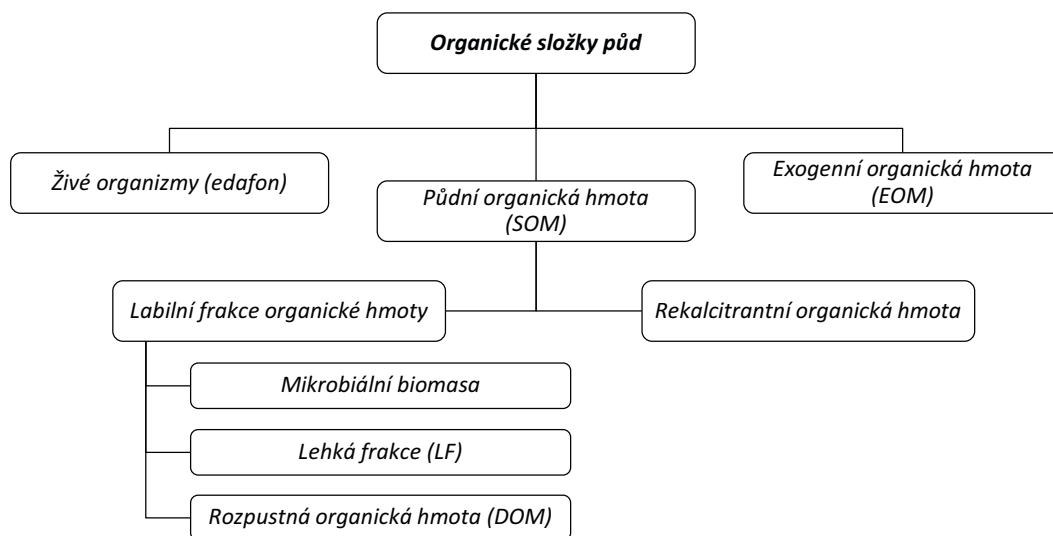
Obsah půdní organické hmoty je základní parametr, který ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické funkce a vlastnosti půd, jako je úrodnost, sorpce, pufovací schopnosti, vodní kapacita či odolnost nebo náchylnost k degradaci. Vysoký obsah uhlíku v půdě je faktorem, který stabilizuje půdní strukturu, redukuje citlivost k utužení a k degradaci vodní a větrnou erozí. Mimo to půdní organická hmota může být zdrojem atmosférického CO₂ v závislosti na využití krajiny, managementu půdy a vegetace (Lal, 2009). V globálním měřítku představuje uhlík v půdě největší zásobárnu terestrického organického uhlíku (Houghton et al., 2001). V horních 0,2 m půdy je ho asi 615 Gt (Guo a Gifford, 2002).

Udržování zásoby humusu není důležité pouze z pohledu produkčních funkcí půdy, ale i v rámci sekvestrace uhlíku z atmosféry, a to z hlediska omezení skleníkového efektu. Intenzivní zemědělství, zvláště monokultury se podílí na destrukci půdní struktury, což vede k nadměrnému provzdušnění a mineralizaci SOM a k uvolnění značného množství CO₂ do atmosféry. Emise CO₂ z půdy jsou významným zdrojem z pohledu bilance emisí z různých sektorů ekonomiky (Bieńkowski a Jankowiak, 2006). Přírodní diverzita obsahu SOM v půdách je ovlivňována řadou faktorů, jako je textura, lokalita, hloubka podzemní vody atd. Lehké půdy se vyskytují ve vyšších polohách mimo dosah podzemní vody a obvykle jsou charakterizovány nižším obsahem SOM ve srovnání s těžšími půdami. Nejvyšší obsah SOM mají půdy na lokalitách ovlivněných vodou, jako jsou feozemě nebo rašeliništní půdy. Z antropogenních faktorů ovlivňujících obsah SOM mají největší vliv způsob využití půdy (orná půda, trvalé travní porosty, lesy), intenzita hospodaření, osevní postupy a organické hnojení. Snížení obsahu humusu je indikátorem degradace habitatu a redukce úrodnosti. Neracionální způsob zemědělství může vest ke snížení obsahu SOM, například jako výsledek odvodnění a zrychlené mineralizace způsobené intenzivní kultivací. Intenzifikace v kombinaci se zjednodušenými osevními postupy mohou vést k redukci organických zbytků zahrnutých do dekompozice a humifikace a tím následně ke snížení obsahu humusu v půdě. V posledních letech (dekádách) je v mnoha regionech EU běžná specializace zemědělců na rostlinnou produkci bez chovu hospodářských zvířat, a to v kombinaci s nedostatečnou dodávkou organické hmoty do půdy jako důležitého zdroje pro tvorbu humusu.

FRAKCE

Půdní organická hmota není homogenní substance, ale je směsí různých organických látek. K dispozici je řada fyzikálních, chemických a biologických metod vyvinutých pro separaci jednotlivých složek SOM. Donedávna byl výzkum SOM zaměřen na rozdělení humusu na huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy. Pro analýzu složení humusu byly používány metody – cit. Tjuriin, Boratynski & Wilk, Kononowa & Bielczikowa (Kleszczycki et al., 1967). Základním principem těchto metod je frakcionace huminových kyselin, fulvokyselin a huminů na základě jejich rozpustnosti. Fulvokyseliny jsou rozpustné jak v kyselinách, tak zásadách, huminové kyseliny pouze v zásadách a humin nemůže být separován v důsledku vazby s minerální částí půdy.

Současné metody jsou ve studiích SOM zaměřeny na separaci labilních frakcí, které podléhají rychlé dekompozici mikroorganismy a stabilních, které mají delší čas dekompozice. Mezi různými formami SOM má jeho labilní frakce, jako biomasa mikroorganismů a rozdrobená organická hmota (POM) kratší čas obratu než celková SOM a je více citlivá ke změnám v hospodaření (Strosser, 2010). Labilní frakce půdní organické hmoty odráží rychleji změny v systému a je rychleji reagujícím indikátorem produktivity a kvality půdy. Je zároveň důležitým zdrojem energie pro mikroorganismy.



Obr. 1 Organická hmota (McLauchlan a Hobbie, 2004; Hayness, 2000, změněno)

Stručná charakteristika frakcí SOM:

a) labilní SOM – rychle reaktivní labilní organická hmota, která poskytuje energii a živiny mikroorganismům a uvolňuje část živin pro využití rostlinami. Poločas rozkladu se pohybuje mezi dny a několika lety. Zajišťuje krátkodobou obnovu organické hmoty během roku. Haynes (2000) zařazuje do labilní SOM: mikrobiální biomasu, lehkou frakci (LF) a pohotově rozpustnou frakci (DOM - rozpustná organická hmota). Mikrobiální biomasa tvoří 1 – 5 % půdní organické hmoty. Na její množství v půdě mají velký vliv antropogenní faktory, včetně znečištění těžkými kovy, pesticidy a antibiotiky (Voroney et al., 2007). Lehkou frakci tvoří různé části rostlin, živočichů a mikroorganismů v různém stupni rozkladu. Je definována jako část SOM, která je suspendována v roztoku o hustotě 1,6-2,0 g/cm³. Lehká frakce může tvořit okolo 8 % celkového půdního organického uhlíku a 5 % celkového dusíku (Gregorich a Beare, 2007). Rozpustná frakce (DOM) tvoří rychle se rozkládající frakci SOM, která je prvním energetickým zdrojem pro mikroorganismy v půdě (Haynes, 2000).

b) stabilní SOM – rezervoár hůře rozložitelné organické hmoty. Hlavní a nejdůležitější funkcí tohoto zdroje je kationtová výměnná kapacita. Bývá často součástí organo-minerálních agregátů. Její poločas rozkladu je mezi roky a desítkami let. Stabilní organická hmota je složena z ligninu a dalších substancí, které jsou mikroorganismy těžce rozložitelné.

c) inertní SOM – nereaktivní organická hmota, která ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy. Má potenciálně nízkou sorpční kapacitu. Tato forma je fyzikálně-chemicky chráněna proti dekompozici. Její poločas rozkladu je mezi desítkami let a stoletími.

STANOVENÍ SOM

Test pro stanovení SOM používaný v zemědělství je obvykle založen na stanovení celkového organického uhlíku s přepočítáním na organickou hmotu pomocí koeficientu. Doposud nejrozšířenější analýzy používají následující metody: v Polsku - metoda podle Tjurina, v níž je organický uhlík oxidován na CO₂ směsí dvochromanu draselného a kyseliny sírové. Přebytek dichromanu je titrován roztokem Mohrovy soli (Ostrowska et al., 1991). V České republice je nejrozšířenější metoda Walkley - Black. Je velmi podobná Tjurinově metodě se stejnými hlavními reagenty, ale reakce probíhá v mírně odlišných podmínkách – dochází k zahřívání 45 minut na 125 °C (Walkley, 1947). V současných metodách má vzrůstající trend běžná elementární analýza. Moderní výzkum, zvláště zaměřený na agronomické vlivy na změny organické hmoty, vyžaduje detailnější analýzu, včetně hodnocení různých frakcí SOM.

Jak bylo uvedeno výše, současný přístup diferencuje labilní a stabilní frakce půdní organické hmoty. Ty jsou frakcionovány chemickými, fyzikálními a biologickými metodami. Většinou je obsah uhlíku v jedné frakci determinován a jeho obsah ve druhé je kalkulován jako rozdíl mezi obsahem celkového organického C a C v analyzované frakci.

Fyzikální metody pro stanovení různých frakcí SOM využívá rozdíly v hustotě nebo velikosti. Tyto metody jsou využívány při extrakci lehké frakce, která je separována od zbytku SOM flotací.

Biologické metody jsou založeny na frakcionalizaci SOM s využitím mikroorganismů v kontrolovaných podmínkách a k separaci labilního C od stabilního. Předpokládá se, že mikroorganismy rozkládají nejvíce labilní frakci, což je zjišťováno měřením emitovaného CO₂ (McLauchlan a Hobbie, 2004).

Chemické metody pro extrakci labilní frakce SOM jsou založeny na zpracování půdy s kyselinami, manganistanem draselným nebo extrakcí horkou vodou. Předpokládá se, že pokud

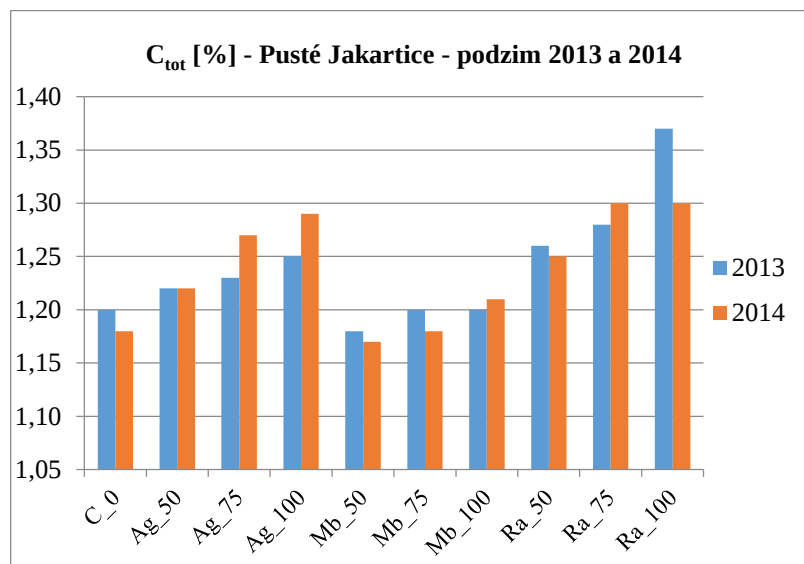
je labilní frakce rozkládána s pomocí enzymů mikroorganismů, může být právě tak rozkládána chemickými látkami nebo horkou vodou (McLauchlan a Hobbie, 2004). Obsah uhlíku ve frakci SOM extrahovaného horkou vodou indikuje množství půdní organické hmoty, která je snadno degradována.

Při znalosti obsahu uhlíku v labilní a nelabilní frakci můžeme vypočítat labilitu jako poměr těchto dvou frakcí. Labilní uhlík (L) je také jednou částí potřebnou pro výpočet C management indexu (CMI). Při určování tohoto indikátoru je použit do výpočtu poměr zásoby půdního uhlíku v testovaných a kontrolních vzorcích a index lability těchto vzorků. Tento indikátor je využitelný pro hodnocení změn v obsahu uhlíku vlivem zemědělských zásahů.

VÝSLEDKY NÁDOBOVÝCH A POLNÍCH EXPERIMENTŮ

Je evidentní, že aplikace většiny testovaných materiálů zvyšuje obsah organického uhlíku rovnoměrně v závislosti na dávkách použitých v polních pokusech. Dávky organického materiálu reprezentují množství, kterým se dodá maximálně 200 kg N na hektar. Všechny testované materiály EOM umožnily plynulé zvýšení obsahu organického uhlíku se zvyšujícími se dávkami organického materiálu (Obr. 2). To znamená, že takové organické materiály mohou být podstatným zdrojem organického uhlíku v typech zemědělství s nedostatečnou produkcí hnoje, pokud takové exogenní organické materiály nejsou škodlivé pro další půdní funkce a nekontaminují půdu.

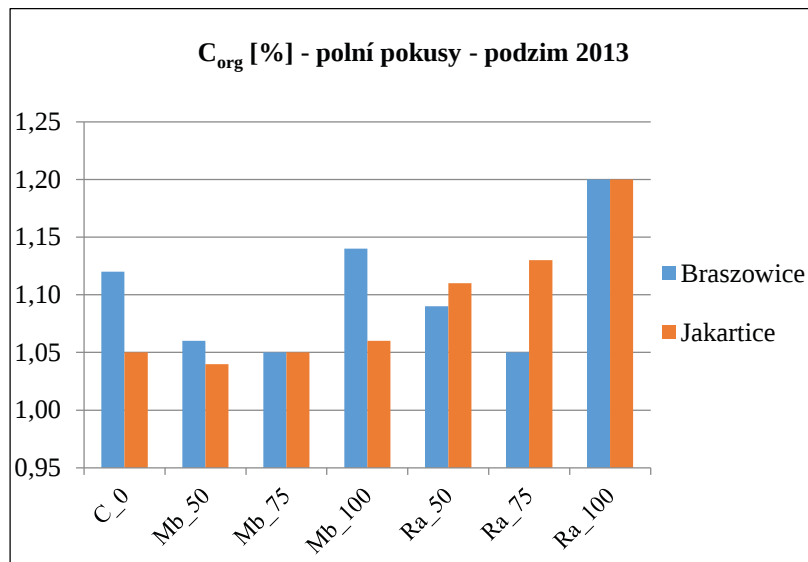
Po aplikaci materiálů typu kompostů je očekávané zvýšení obsahu organického uhlíku v půdě. Tyto materiály dodávají vyšší množství organického uhlíku ve srovnání s jinými materiály, jako jsou např. produkty z kostí. Tyto produkty obsahují relativně vysoké množství dusíku a fosforu, proto jsou celkové dávky omezeny. Živočišné odpady na bázi masa a kostí mohou být uvažovány spíše jako půdní kondicionér než materiál použitelný pro úpravu hladiny organické hmoty půdy.



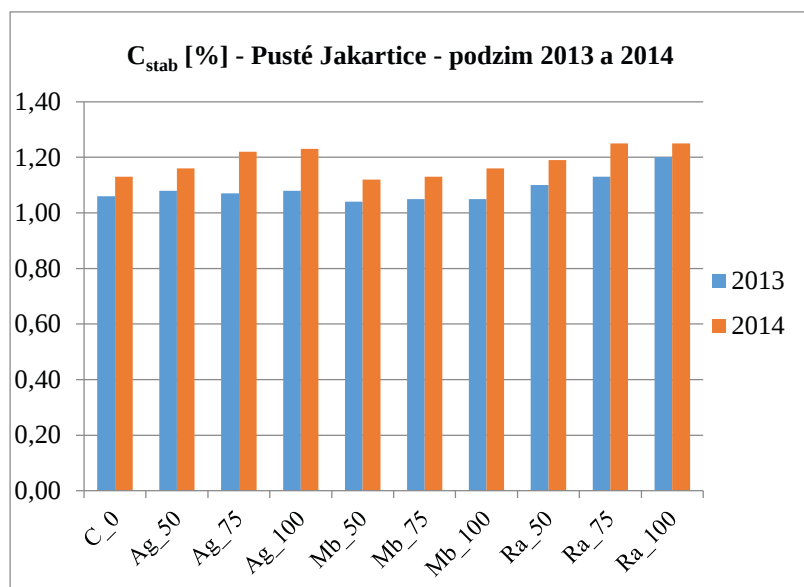
Obr. 2 Labilní frakce půdního organického uhlíku v Pustých Jakarticích po aplikaci EOM

Obrázek 3 prezentuje vliv organického materiálu testovaného v obou polních experimentech na půdní organický C. Nejvyšší dávky kompostu zvýšily zásobu organického uhlíku již v prvním roce aplikace, a to bez ohledu na typ půdy.

Půda s aplikací EOM neovlivnila signifikantně stabilitu endogenního půdního organického uhlíku ve srovnání s kontrolními půdami s aplikací minerálních hnojiv, a to bez ohledu na testované půdy. To je pozitivní postřeh vzhledem k tomu, že EOM nenarušila existující koloběhy uhlíku v půdě (Obr. 4).

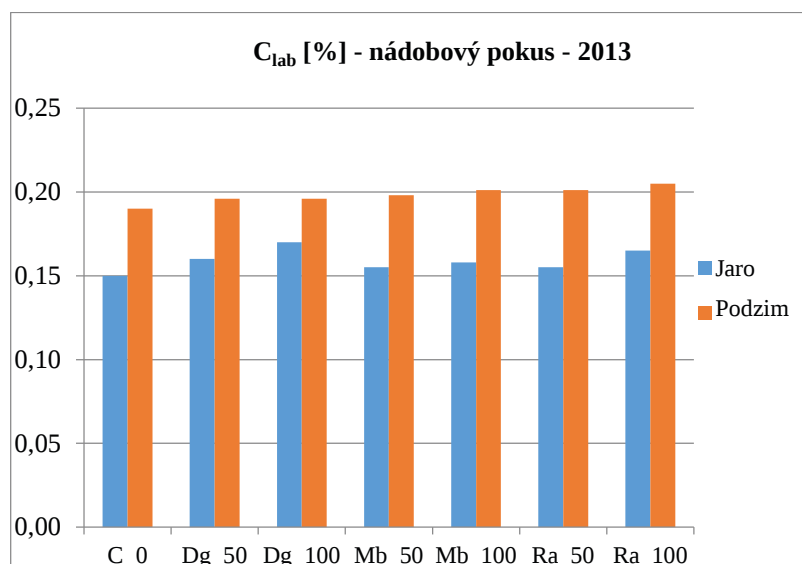


Obr. 3 Obsah půdního organického uhlíku jako odezva aplikace EOM v Pustých Jakarticích a Braszowicích v roce 2013 po aplikaci živočišných zbytků a průmyslového kompostu



Obr. 4 Stabilní frakce půdního uhlíku v Pustých Jakarticích po aplikaci EOM

V obou typech experimentu, a to jak v nádobových, tak polních pokusech nebyl prokázán významný vliv testovaných EOM na labilní frakce organického uhlíku. Podíl labilního uhlíku rovněž nebyl ovlivněn dávkou organického materiálu (Obr. 5).



Obr. 5 Labilní frakce SOM v závislosti na termínu odběru a typu EOM

Nebyl zaznamenán vliv aplikace živočišných odpadů, kompostu a ani digestátu (u něhož se očekával obsah určité frakce pohotově přijatelné a mobilní dusík a uhlík) na labilní uhlík. Analýza frakcí uhlíku v půdě (labilní a stabilní) ukázala, že při krátkodobé aplikaci EOM nebyly průkazně ovlivněny koloběhy uhlíku a stabilita organického uhlíku a pravděpodobně nebyla ovlivněna také náchylnost k erozi. Nicméně v dlouhodobé perspektivě může testovaná exogenní organická hmota posílit celkový obsah uhlíku a zlepšit půdní funkce.

LITERATURA

- Bieńkowski J, Jankowiak J (2006) Zawartość węgla organicznego w glebie i jego zmiany pod wpływem różnych systemów produkcji. *Fragm Agron* 2:216-225.
- Gregorich EG, Beare MH (2007) Physically Uncomplexed Organic Matter. In: Gregorich E (ed) *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press, Inc. Boca Raton, FL, USA, pp 607-615.
- Guo LB, Gifford RM (2002) Soil carbon stocks and land use change. *Glob Change Biol* 8:345-360.
- Haynes R J (2000) Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol Biochem* 32:211-219.
- Houghton J, Ding Y (2001) Climate change 2001: The scientific basis: Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- Kleszczzycki A, Kozakiewicz A, Łakomiec I (1967) Porównanie metod stosowanych w badaniach próchnicy gleb mineralnych. *Rocz Gleb* 17:229-24.
- Krasowicz S, Oleszek W, Horabik J, Dębicki R, Jankowiak J, Stuczynski T, Jadczyński J (2011) Racjonalne gospodarowanie środowiskiem glebowym Polski. *Polish Journal of Agronomy* 7:43-58.

- Lal R (2009) Challenges and opportunities in soil organic matter research. *Euro J Soil Sci* 60:158-169.
- McLauchlan KK, Hobbie SE (2004) Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. *Soil Sci Soc Am J* 68:1616-1625.
- Ostrowska A, Gawliński S, Szczubiałka Z (1991) Methods for analyzing and assessing the properties of soil and plants. Instytut Ochrony Środowiska.
- Strosse E (2010) Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. *Journal of Agrobiology* 27:49-60.
- Voroney RP, Brookes PC, Beyaert RP (2007) Soil microbial biomass C, N, P, and S. In: Gregorich E (ed) *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press, Inc. Boca Raton, FL, USA, pp 637-642.
- Walkley A (1947) A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils-effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci* 63:251-264.

Kapitola 4

Vliv exogenní organické hmoty na chemické vlastnosti půdy

**Radosław Kaczyński¹, Petra Kosubová², Rafał Gałazka¹, Kamil Cigánek²,
Grzegorz Siebielec¹**

¹Ústav pěstování rostlin a pedologie – Národní výzkumný ústav, Puławy, Polsko

²Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika

MOŽNOSTI APLIKACE EXOGENNÍ ORGANICKÉ HMOTY DO PŮDY

Obsah humusu v půdě hraje nezastupitelnou roli při udržení a zvyšování půdní úrodnosti. Pokles stavu hospodářských zvířat vede ke snížení produkce statkových hnojiv, zejména hnoje a kejdy, které jsou považovány za primární zdroj obnovitelné půdní organické hmoty (Wiater, 2000, 2001). V kontextu s tímto negativním trendem vyplývají požadavky na hledání alternativních zdrojů organické hmoty, které by pomohly významnějším způsobem zvýšit nebo alespoň udržet úrodnost, a tím i produktivitu půdy.

Z praktického hlediska existují tři možnosti úpravy obsahu organické hmoty v půdě:

- vhodné střídání plodin (osevní postupy)
- aplikace organických hnojiv
- hnojení minerálními hnojivy a správné zpracování půdy

Mezi postupy, které zvyšují půdní úrodnost nebo obohacují půdu o organickou hmotu, patří vhodné střídání plodin (osevní postupy), souběžné pěstování (interkroping) plodin a pěstování meziplodin (krycích plodin). Při pěstování stejných plodin v monokultuře na jednom pozemku po více let dochází k postupnému jednostrannému vyčerpání určitých živin z půdy, a tím i k možnému poklesu úrodnosti půdy. Osevní postup představuje systém, ve kterém jsou plodiny pěstované na určitém pozemku v jednotlivých letech plánovitě střídány. Různé druhy plodin z půdy odebírají a zpětně do ní dodávají rozdílné druhy živiny. Cílem osevních postupů je pěstování plodin s různými nároky na živiny při současném zachování úrodné a zdravé půdy bez patogenů. Rozdílný kořenový systém jednotlivých druhů plodin umožňuje přijímat živiny a vodu nebo naopak zanechávat rostlinné zbytky v různých hloubkách půdního profilu.

- Luskoviny (např. hrách, fazole) obohacují půdu o dusík.
- Významným zdrojem organické hmoty jsou rostlinné zbytky nebo části pěstovaných plodin (listy, stonky, kořeny).
- Střídáním hluboko a mělce kořenících plodin jsou rostlinné živiny využívány z různých hloubek půdního profilu.

Rotace rozdílných druhů plodin na daném pozemku je zároveň prevencí proti nahromadění škůdců a chorob v půdě. Rovněž pěstování meziplodin a využívání zeleného hnojení patří mezi důležité faktory ovlivňující obsah organické hmoty v půdě. Tato opatření by měla být prováděna všemi zemědělci obzvláště tam, kde se hospodář na lehkých písčitých půdách, půdách erozně ohrožených a tam, kde absence živočišné výroby neumožňuje hnojení organickými hnojivy na dostatečné úrovni. Pěstováním a vhodným výběrem strniskových nebo ozimých meziplodin

bráníme nejen půdní degradaci, ale zároveň obohacujeme ornici o dusík a zlepšujeme strukturu půdy. Dobré meziplodiny zanechávají v půdě významné množství organické hmoty důležité pro její obnovu. Kořeny rostlin penetrují půdní profil, což napomáhá k nakypření půdy a zlepšení její struktury. Pěstování meziplodin zlepšuje vodní a vzdušný režim půdy, redukuje výpar a ztráty vody z půdy, stimuluje mikrobiální aktivity v půdě, zlepšuje zdravotní stav plodin a přirozeně omezuje výskyt plevelů. Vegetační kryt meziplodin chrání půdu proti erozi. Meziplodiny odebírají významné množství živin z nižších vrstev půdního profilu, čímž zabraňují jejich vyluhování do spodních vod. Rozložené zbytky rostlin obohacují vrchní vrstvu půdy a zvyšují úrodnost půdy. Při pěstování strniskových meziplodin volíme plodiny s krátkou vegetační dobou, rychlým růstem s produkcí velkého množství zelené biomasy a s malými požadavky na vodu v době klíčení a vzházení. Nejběžněji pěstovanými meziplodinami jsou: hořčice bílá, svazanka, ředkev, lupiny, bob, seradela, slunečnice, krmný hrách, žito.

Z výše uvedeného vyplývá, že nejdůležitější je aplikace organických hnojiv do půdy a ponechání rostlinných zbytků po sklizni plodin. V pokusech s různými druhy zemědělských plodin bylo zjištěno, že pěstování okopanin, technických plodin a obilovin (při sběru slámy z pole) působí negativně, a naopak pěstování víceletých trav a leguminóz pozitivně na bilanci organické hmoty v půdě. Osevní postupy s vysokým podílem okopanin zanechávají v půdě malé množství posklizňových zbytků s nízkým koeficientem humifikace, což může vést ke snížení obsahu humusu v půdě, pokud nejsou aplikována organická hnojiva. Kompletní metodika bilance humusu v půdě byla zpracována německým zemědělským a zkušebním ústavem VDLUFA. Míra změn (úbytku/přírůstku) obsahu humusu-C v půdě, při pěstování různých druhů plodin a po aplikaci různých druhů organické hmoty do půdy, je vyjádřena hodnotami udávajícími množství humusu-C v kg na hektar za rok. Spodní hodnoty se vztahují zejména k dobrým půdám hnojených dusíkem na optimální úrovni, horní hodnoty k půdám s dlouhodobým deficitem humusu.

Tab. 1 Změny zásoby humusu v kg humusu-C.ha⁻¹.rok⁻¹ pro různé plodiny a organickou hmotu aplikovanou do půdy (VDLUFA 2004)

Plodiny	kg humus-C rok ⁻¹	
	Spodní hodnota	Horní hodnota
Cukrovka	-760	-1300
Brambory	-760	-1000
Kukuřice	-560	-800
Obiloviny, olejniny, přádné rostliny	-280	-400
Leguminózy	160	240
Trvalé kultury	600	800
Vojtěška	200	300
Organická hmota (1t)	80-100	
Sláma	8	
Řepný chrást	34	
Čerstvý hnůj	40	
Vyzrálý hnůj	62	
Kompostovaný hnůj	8	
Prasečí kejda	9	
Hovězí kejda	22	
Drůbeží hnůj	58	
Kompost		

Zdrojem půdního humusu může být různorodý organický materiál zapravený do půdy. Mohou to být statková hnojiva (hnůj, kejda), posklizňové zbytky (sláma), zelené hnojení, kompost a biodegradabilní odpady z domácností a průmyslu (čistírenský kal, digestát z bioplynových stanic, některé odpady živočišného původu). Tyto odpady se liší různým humifikačním koeficientem neboli schopností vytvářet humus. Za exogenní organickou hmotu (dále „EOM“) považujeme všechny formy organického materiálu aplikovaného do půdy, který nepochází z rostlinné biomasy plodin pěstovaných na daném pozemku. EOM zahrnuje širokou řadu biodegradabilních odpadů z různých zdrojů. V Evropské unii činí roční produkce biodegradabilních odpadů více než 1,6 bilionů tun, z nichž 61 % jsou odpady z živočišné výroby, posklizňové zbytky tvoří 25 %, průmyslové odpady 7 % a komunální odpady (čistírenský kal, bioodpady, rostlinné odpady) 7 %. V současnosti se odhaduje, že 97 % využitelných odpadů zapravených do půdy tvoří hnůj a kejda, 2 % představují různé průmyslové odpady a 1 % čistírenské kaly (Gonet, 2007).

Hnůj je tradičně považován za základní organické hnojivo. Je hodnotným zdrojem snadno přístupných živin a mikroelementů, zlepšuje strukturu půdy a její fyzikální vlastnosti, napomáhá k udržení potřebného množství humusu v půdě a zamezuje jeho vyčerpání. Trvale obohacuje půdu o organickou hmotu, a tím zlepšuje její sorpční schopnosti a vzdušný a vodní režim. Stimuluje půdní mikrobiální aktivitu, zmírňuje negativní vliv nadměrného hnojení minerálními hnojivy a vyrovnává půdní reakci. Obsah živin v hnoji je závislý na jeho původu a způsobu skladování. Čerstvý hnůj obsahuje v průměru 25 % sušiny a v čerstvé hmotě obsahuje průměrně 0,5 % dusíku, 0,25 % fosforu (P_2O_5), 0,6% draslíku (K_2O) a určité množství vápníku, hořčíku a mikroelementů. Výhoda hnoje je v jeho dlouhodobém působení. Živiny jsou z hnoje do půdy uvolňovány postupně po mnoho let. Nejvyšší přístupnost živin z hnoje je ve druhém roce po jeho aplikaci, pouze na lehkých, písčitých půdách probíhá mineralizace hnoje rychleji.

Na farmách s absencí živočišné výroby, lze hnůj nahradit slámou. I když je sláma často podhodnocována, jedná se o vysoce hodnotné hnojivo, které je zdrojem mnoha makro i mikroživin a organických látek. V čerstvé hmotě obsahuje sláma okolo 0,5 – 0,7 % dusíku, 0,2 % fosforu a 1,5 % draslíku. Při pěstování ozimých obilovin je na jednom hektaru vyprodukováno v průměru 5 tun slámy, což představuje okolo 30 kg dusíku, 12 kg fosforu, 62 kg draslíku, 7 kg hořčíku, 17 kg vápníku a 5-8 kg síry. Obsah mikroelementů je poměrně nízký. Řepková sláma je dokonce ještě hodnotnější. Pět tun sušiny řepkové slámy obsahuje 4,8 tun organických látek. Vyzrálá sláma má ve srovnání s jinými organickými hnojivy vysoký obsah sušiny (okolo 90 %) a uhlíku a malý obsah dusíku. Sláma se vyznačuje širokým poměrem C:N, který je 80-100:1, zatímco vyzrálý hnůj má poměr C:N v rozpětí 15-20:1. Protože sláma obsahuje malé množství dusíku, měla by být před zapravením rozřezána nebo rozdrcena (75 % slámy by mělo mít délku do 10 cm) a aplikována s přídavkem dusíku. Jinak může dojít k růstové a výnosové depresi jako důsledek poklesu dusíku v půdě, který je odčerpáván mikroorganismy k využití pro jejich rozkladnou činnost. Vyrovnávací dávka dusíku se pohybuje v rozmezí od 6 do 12 kg N na tunu slámy. Je možno použít močovinu, dusičnan amonný, DAM, hnůj nebo kejdu (Harasim, 2011).

Statkové komposty patří mezi nejhodnotnější organická hnojiva používaná v zemědělství. Kvalita kompostu je ovlivněna složením vstupních surovin a procesem kompostování. Vedle hnoje, je kompost hlavním hnojivem používaným v ekologickém zemědělství jako přírodní faktor k udržení půdní úrodnosti. Kompost zlepšuje fyzikálněchemické a biologické vlastnosti půdy. Pravidelné organické hnojení kompostem na lehkých půdách zvyšuje sorpční kapacitu půdy

a u těžkých půd zlepšuje jejich strukturu. V celosvětově prováděných experimentech přispěla aplikace kompostu k významnému obohacení půdy o organickou hmotu. Kompost rovněž zvyšuje mikrobiální aktivitu půdy. Pro výrobu statkových kompostů je využíván nejrozličnější rostlinný materiál, hnůj nebo odpady vzniklé při výrobě a zpracování zemědělských produktů. Obsah živin v kompostu je závislý na používaných vstupních surovinách a pohybuje se v rozmezí: 0,75-1,5 % N; 0,25-0,5 %; P_2O_5 a 0,5-1,0 % K_2O . Kromě toho kompost obsahuje řadu dalších makro- a mikro-prvků, a co je nejdůležitější, dusík v kompostu nepodléhá tak rychlým ztrátám jako je tomu u hnoje (Krzysztoforski, 2011).

Další skupinou organických materiálů aplikovaných do půdy jsou různé druhy čistírenských kalů a průmyslových (komunálních) kompostů. Mezi tuhé komunální odpady patří odpady z domácností, z nejrozličnějších komerčních aktivit a různé další komunální odpady. Většina těchto odpadů je biodegradabilní a jejich převažující část tvoří odpady z domácností a rostlinné odpady vznikající při údržbě zeleně. Organické odpady z městských a průmyslových oblastí jsou velkými zdroji organické hmoty a živin, avšak pouze v případě, pokud nejsou kontaminovány. Po vzoru některých měst v Evropské unii, u nichž existuje předpoklad, že jejich městské části od 60 do 100 tisíc obyvatel by mohly zabezpečit dostatek vstupních surovin pro provoz kompostáren, je rovněž v Polsku snaha zpracovat organické odpady na kompost. Pro kompostování jsou využívány následující vstupní suroviny: tráva, listí ze stromů a keřů, dřevní štěpka, rostlinné odpady z obchodů, rostlinné odpady z údržby městské zeleně, zahradní odpady. Tyto odpady mohou být smíchány s pilinami, prachem, zbytky tabáku, znehodnocenými potravinami a krmivy nebo čistírenskými kaly (Mazur a Filipek-Mazur, 2001). Analýzy kompostu vyráběného z rostlinných odpadů v kompostárně ve Varšavě ukázaly, že chemické složení sušiny kompostu bylo poměrně rozmanité a obsah makroživin se pohyboval v následujících rozmezích: 0,9 – 1,8 % N; 0,12 – 0,94 % P_2O_5 ; 0,10 – 1,04 % K_2O ; 0,43 – 7,7 % CaO; 0,36 – 1,41 % MgO. Obsah stopových prvků nepřesahoval hraniční hodnoty a byl následující: 92 - 390 mg Zn. kg^{-1} ; 21 - 99 mg Pb. kg^{-1} ; 13 - 80 mg Cu. kg^{-1} ; 0,41 – 1,4 mg Cd. kg^{-1} ; 7 - 28 mg Ni. kg^{-1} ; 2 - 42 mg Cr. kg^{-1} . Obsah organických látek v sušině se pohyboval v rozmezí od 30 do 58% (Wasiak a Mamełka 1999).

Kaly z čistíren odpadních vod jsou produktem procesu čištění odpadních vod v čistírnách odpadních vod. Komunální čistírenské kaly lze použít k aplikaci do půdy k těmto účelům:

- pěstování všech zemědělských tržních produktů, včetně produktů určených ke krmení zvířat,
- pěstování rostlin určených ke kompostování,
- pěstování plodin neurčených k produkci potravin a krmiv,
- rekultivace pozemků, včetně rekultivace půd pro zemědělské účely,
- úprava pozemků v rámci specifických požadavků vyplývajících z plánů nakládání s odpady, krajinného plánování nebo rozhodnutí územního plánu a využití půdy.

Komunální čistírenské kaly mohou být používány pouze tehdy, pokud jsou stabilizovány (upraveny), tj. pokud jsou podrobeny biologické, chemické nebo tepelné úpravě, nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu, který zastaví nebo utlumí jejich další biologický rozklad. Je žádoucí, aby byly kaly upraveny tak, aby vykazovaly co nejmenší zápach, zejména pokud jsou používány v létě a v blízkosti lidských obydlí nebo turistických oblastí. Kaly, které budou aplikovány do půdy, musí vyhovovat mikrobiologickým kritériím a mezním hodnotám vybraných kontaminantů (ve většině zemí jsou mezní hodnoty pouze pro stopové prvky).

Výnosový efekt kompostovaných kalů je srovnatelný s hnojem. Tříleté nádobové pokusy na dvou půdách s rozdílným půdním druhem (Filipek-Mazur, 1997) ukázaly, že celkový výnos šesti plodin pěstovaných na lehčí půdě po aplikaci kalů, se zvýšil o 4-10 % ve srovnání s variantou hnojenou hnojem. Vyšší zvýšení výnosu bylo zaznamenáno pouze na variantě hnojené minerálními hnojivy (14-23 % v závislosti na dávkách hnojiv). Na těžších půdách byly zaznamenány obecně vyšší výnosy a oproti variantě hnojené hnojem byl výnos na variantě s aplikovaným koželužským kalem vyšší o 1-5 %. V průměru byl na obou druzích půd účinek hnoje i čistírenských kalů shodný. U kompostu vyrobeného z čistírenského kalu s různým přídatkem rašeliny (0-20 %), byly celkové výnosy šesti pěstovaných plodin za tříleté pokusné období vyšší o 8-16 % oproti variantě s hnojem a o 13% oproti minerálnímu hnojení.

Poslední výzkumy týkající se hnojivé hodnoty vermikompostů a různých jiných organických materiálů, včetně kalů, prokázaly jejich pozitivní vliv na výnosy a chemické složení plodin a vlastnosti půd. V nádobovém experimentu se srhou laločnatou (*Dactylis glomerata*) pěstovanou v prvním roce po hnojení vermikompostem, byl dosažený výnos o 86 % vyšší, a ve vztahu k vermikompostu se pozitivní hnojivý efekt koželužských kalů a komunálních odpadů projevil ve zvýšení výnosu o 15-18 % (Mazur et al., 2000).

Relativně novým organickým hnojivem, jehož produkce však prudce stoupá je digestát z bioplynových stanic. Zfermentovaná hmota (fermentační zbytek, sediment z fermentace, fermentační produkt nebo jednoduše digestát) je po bioplynu druhotný produkt metanového kvašení. Ve fermentovaných substrátech dochází, bez ohledu na jejich druh, k redukci obsahu organických látek, zvýšení obsahu minerálních látek v sušině, k celkové nebo částečné hygienizaci a k rozkladu aromatických (zapáchajících) látek.

V závislosti na výše zmíněných faktorech, se rozkladné procesy týkají obvykle 30-60 % organických látek obsažených ve vstupním substrátu. Předpokládá se, že okolo 80 % organické sušiny produkuje bioplyn, 10 % je přeměněno na rozpustné sloučeniny přecházející do digestátu a zbývajících 10 % je přeměněno na nové sloučeniny – huminové kyseliny. V praxi se roční produkce digestátu odhaduje na 85 % objemu použitého substrátu. Při procesu metanového kvašení je velká část uhlíku (C), vodíku (H) a kyslíku (O) z fermentované organické hmoty přeměněna na bioplyn metan (CH_4) a oxid uhličitý (CO_2), zatímco dusík (N), fosfor (P) a draslík (K), které jsou nepostradatelnými živinami pro rostliny, určují hnojivou hodnotu digestátu. Dusíkaté sloučeniny obsažené v digestátu jsou zejména v amoniakální formě, která je snadno přístupná pro rostliny. V případě nejběžnějších substrátů, jako jsou hnůj a kukuřičná siláž, činil obsah dusíku v digestátu 5,4 kg/t, fosforu 2,1 kg.t^{-1} a draslíku 6,7 kg.t^{-1} . Přístupnost živin rostlinám je srovnatelná s minerálními hnojivy, protože sloučeniny N, P a K jsou rostlinami snadno přijatelné. To se týká zejména dusíku, jehož amoniakální forma ($\text{NH}_4\text{-N}$) tvoří přibližně 80 % dusíku celkového (celkový dusík = organicky vázaný dusík + N-NH_4 + N-NO_3). Pro srovnání, v běžném hnoji je jeho podíl přibližně jen 10-15 %. Vysoký podíl amonného dusíku v digestátu má mnoho výhod: je to forma, která je rostlinám přímo přístupná a využitelná pro tvorbu organických sloučenin, což se projeví v jeho rychlejším účinku ve srovnání s hnojem, kde musí dusík před tím, než se stane přijatelným pro rostliny, projít mineralizací. Navíc vysoký podíl amoniakální formy může omezovat eutrofizaci vod, která je v současnosti velkým problémem. Je to z toho důvodu, že tato forma dusíku je poutána výměnnou sorpcí v půdě a je proto méně náchylná k vyluhování do spodních vod než nitrátová forma dusíku. Digestáty rovněž obsahují určité množství organických látek, které mají pozitivní efekt na fyzikálně-chemické vlastnosti hnojených půd podobně jako přírodní organická hnojiva (Golebiewski, 2014).

Tab. 2 Některé chemické parametry digestátů z německých bioplynových stanic (Dohler, 2007)

Substráty používané v BPS	Poměr substrátů	Obsah sušiny (%)	Obsah živin v digestátu (kg.m ⁻³ čerstvé hmoty)			
			N-celk.	N- NH ₄	P ₂ O ₅	K ₂ O
Kukuřice (35 % suš.) + hovězí kejda (8 % suš.)	70/30	9,0	5,8	3,8	2,3	9,1
Kukuřice (35 % suš.) + prasečí kejda (6 % suš.)	40/60	6,3	5,5	3,6	2,6	5,2
Kukuřice (35 % suš.) + žitná siláž (29,4 % suš.)	80/20	10,9	7,0	4,6	2,8	11,1
Kukuřice (35 % suš.) + prasečí kejda (6 % suš.) + zrno pšenice (86,6 % suš.)	85/10/5	10,5	7,5	4,9	3,6	10,1
Kukuřice (35 % suš.) + hovězí kejda (8 % suš.) + senáž (25,0 % suš.)	40/55/5	7,5	5,5	3,6	2,1	8,1
Hovězí kejda (8 % suš.)	100	5,1	5,0	3,3	1,8	6,5

Chemické složení digestátů závisí na druhu používaných substrátů při anaerobní metanové fermentaci. Lze konstatovat, že pokud budou při fermentačním procesu použity typicky zemědělské substráty jako hnůj, kukuřice nebo vedlejší produkty zemědělsko-potravinářského průmyslu (lihovarské výpalky, syrovátka, cukrovarské řízky apod.) je možno digestát považovat za bezpečné a hodnotné hnojivo.

V Polsku byl až doposud digestát používán pouze v malém rozsahu (z důvodu malého počtu bioplynových stanic, první byla zprovozněna v roce 2005). Neexistuje mnoho prací, které by se zabývaly dlouhodobým hnojivým účinkem digestátů. Jedna z prvních studií hodnotící hnojivou hodnotu digestátů byla provedena na University of Life Sciences v Poznani a SGGW. Podle Szymańska (2011) jsou digestáty velice hodnotným hnojivem. V experimentech byl sledován vliv digestátů na výnos a chemické složení různých plodin (pšenice, hořčice, řepka, trávy). Po aplikaci digestátů byl u všech pokusných plodin zjištěn významně vyšší výnos.

Tab. 3 Vliv hnojení na výnos bojínku lučního v nádobovém experimentu (Szymańska, 2011)

Druh hnojiva	Výnos
Digestát (kejda + obilná sláma)	31,6
Digestát (kejda + kukuřičné palice)	27,9
Digestát (kejda + glycerol)	4,4
Digestát (100 % kejda)	20,1
Prasečí kejda	21,0
Síran amonný	19,9
Minerální hnojení NPK (12,11,18)	18,9
Kontrola	15,8

Pozitivní účinek digestátů je mimo jiné závislý na druhu půdy. Na kyselých písčitých půdách byl pozorován silnější účinek aplikovaných digestátů. V těchto případech byly zjištěny až o 75 % vyšší výnosy oproti kontrolní variantě hnojené minerálními hnojivy. Na vápnatých půdách s vysokou hodnotou pH, byly dosažené výnosy nižší, přesto však signifikantní. Výsledky

experimentu prokázaly vyšší hnojivou hodnotu digestátu oproti surové kejdě zvýšením výnosu o více než 20 %. Dva polní pokusy prováděné v České republice měly za cíl zhodnotit možnosti náhrady minerálních hnojiv digestáty při pěstování zeleniny. Výsledky neprokázaly žádné statistické rozdíly ve výnosech plodin hnojených digestáty ve srovnání hnojením minerálními hnojivy (při ekvivalentních dávkách N). Dodatečný přínos hnojení digestáty se navíc projevil tím, že do půdy byla dodána exogenní organická hmota a v hlízách kedluben byl zjištěn nižší obsah nitrátů (Kouřimská et al., 2012; Losek et al., 2014).

Mezi další organické materiály, včetně odpadů, které mohou být využity jako zdroj půdní organické hmoty, stojí za zmínku:

- vypložené substráty po pěstování hub,
- masokostní moučky,
- odpad ze zemědělského a potravinářského průmyslu,
- odpady z lisování a vyluhování,
- sedimenty,
- odpady z lesnické výroby.

Je nutno poznamenat, že používání organických materiálů ke hnojení je regulováno národní a uniijní legislativou. Organické odpady schválené pro využití v zemědělství musí splňovat normy (limitní hodnoty) pro kontaminaci rizikovými prvky nebo rizikovými látkami (například mikrobiologická kritéria, obsahy těžkých kovů), pokud nejsou z těchto požadavků vyloučeny. Materiály registrované jako organická hnojiva nebo pomocné půdní látky musí být rovněž testovány na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti a získat náležitou certifikaci, hodnotící jejich pozitivní vliv na půdy a rostliny bez negativního dopadu na životní prostředí a člověka. Navíc musí splňovat minimální požadavky na obsah živin.

Možnosti organického hnojení v České republice a v Polsku

Půdní úrodnost definujeme jako schopnost půdy zajistit rostlinám optimální podmínky pro jejich růst a vývoj (živiny, voda, vzduch aj.) a rovněž poskytnout optimální podmínky pro život půdního edafonu a vyrovnávat změny v půdním prostředí. Základem půdní úrodnosti je dostatečné množství organických látek v půdě. V podmínkách České republiky se roční spotřeba nehumifikovaných organických látek pohybuje v rozmezí od 4 do 4,5 t/ha. Tato hodnota je z 50 až 60 % uhrazena posklizňovými zbytky a zbývajících 40 až 50 % je potřeba dodat ve formě organických hnojiv (Škarpa, 2013).

Podle dat Českého statistického úřadu se za posledních dvacet let (při porovnání let 1994 a 2014) stav skotu v České republice snížil o 36,5 % a stav prasat dokonce o 60,3 % (skot rok 1994: 2 161 438 ks, rok 2014: 1 373 560 ks; prasata rok 1994: 4 070 898 ks, rok 2014: 1 617 061 ks). Tento klesající trend ve stavech hospodářských zvířat se negativně projevil v malé produkci statkových hnojiv živočišného původu (stájových hnojiv), a tím i v nízkém přísunu živin a organických látek z těchto hnojiv na jednotku plochy. Pokles stavu skotu ovlivňuje i rostlinnou výrobu tím, že mění strukturu pěstovaných plodin na orné půdě. Absence víceletých pícnin vede ke snížení množství organických látek dodaných do půdy posklizňovými zbytky. Dalším důsledkem je negativní ovlivnění skladby plodin a osevních postupů, protože dochází k zúžení sortimentu pěstovaných plodin a osevních postupů a k omezení možnosti jejich vhodného střídání.

V současné době se v ČR ročně aplikuje ve stájových hnojivech (po odpočtu ztrát při skladování) odhadem pouze 0,6 až 0,7 t organických látek na 1 ha orné půdy (Šrefl, 2009). Za této situace je nutné věnovat velkou pozornost možnostem využití vhodných vedlejších produktů a odpadů jako potenciálního zdroje organických látek jako významného faktoru pro udržení či zvýšení půdní úrodnosti. V souvislosti s rozšiřujícím se sortimentem a množstvím využitelných organických odpadů plynoucím z progresivnějšího přístupu k ochraně životního prostředí a s rozvojem technologií při jejich využití a zpracovávání, vyvstávají širší možnosti vnosu organických látek do půdy prostřednictvím organických, příp. organominerálních hnojiv, vyrobených z biodegradabilních organických odpadů za použití různých systémů aerobní fermentace – kompostování nebo procesem anaerobní fermentace při výrobě bioplynu (digesce), případně organická hnojiva vyrobená z různých odpadů z potravinářské výroby, např. zpracovaných vedlejších živočišných produktů. Tento trend potvrzují i údaje Českého statistického úřadu o produkci statkových a organických hnojiv za hospodářské roky 2006/2007 – 2012/2013, které ukazují na prudký nárůst produkce organických hnojiv v ČR (Tab. 4).

Tab. 4 Spotřeba organických hnojiv na 1 ha zemědělské půdy (data ČSÚ)*

Hospodářský rok	Statková hnojiva celkem	Z toho				Organická hnojiva
		Hněť	Kejda	Močůvka	Ostatní	
2012/2013	4 873,9	2 655,0	1 165,0	607,1	446,7	741,0
2011/2012	4 851,1	2 706,8	1 147,2	634,4	362,7	476,2
2010/2011	5 025,0	2 807,5	1 246,6	661,7	309,1	362,8
2009/2010	4 903,6	2 825,2	1 226,7	708,5	143,1	282,6
2008/2009	5 179,8	2 951,8	1 281,5	816,7	129,8	153,0
2007/2008	5 255,6	3 015,7	1 203,2	905,5	131,2	87,0
2006/2007	5 356,6	3 172,2	1 114,1	963,1	107,2	87,1

* Bez provozů samostatně hospodařících rolníků

Kompostování má v České republice dlouhodobou tradici. Kompost je definován jako směs organických látek a zeminy, oživená užitečnou půdní mikroflórou, v níž probíhají nebo proběhly humusotvorné procesy. Chemické a fyzikální vlastnosti kompostu jako výrobku jsou výsledkem použitých surovin (biodegradabilních odpadů) a technologického procesu kompostování. Hlavním smyslem výroby kvalitních kompostů je, aby kompost obsahoval dostatečné množství organických látek, za současného maximálního využití různých odpadů obsahujících tyto látky a živiny, které kompostováním získávají novou kvalitu.

Podle Českého statistického úřadu činí biologicky rozložitelná část produkce komunálních odpadů v ČR množství asi 1,2 milionů tun. Kapacita větších kompostáren je však využita pouze na 30 – 40 %. Přestože komposty představují zdroj živin pro rostlinu, zlepšují úrodnost půdy a chrání půdu před erozí, není jejich využívání zemědělci z nejrůznějších důvodů na optimální úrovni. Širšímu využití kompostů brání nedostatečné množství kompostu v ČR, jeho špatná dostupnost zemědělcům, odlišná kvalita kompostu, velké svozové vzdálenosti a ekonomické aspekty. Proto se jako perspektivní jeví využívání kompostů na zemědělské půdě na lokální úrovni (Skanderová, 2014).

K nárůstu produkce organických hnojiv přispěl podstatnou měrou nebývalý nárůst bioplynových stanic, které produkují jako zbytkový produkt procesu anaerobní fermentace

digestát (fugát, separát) využitelný v zemědělství jako organické hnojivo. Podle Ministerstva zemědělství bylo k 31. 7. 2013 v České republice v provozu celkem 487 bioplynových stanic, z čehož bylo 317 zemědělských BPS.

Roční produkce digestátů je v České republice odhadována na téměř osm milionů tun, což z něj představuje významné hnojivo (Venclová, 2014). Přestože je digestát legislativou definován jako organické hnojivo, odborníci se shodují, že svým působením se spíše blíží kombinovaným minerálním hnojivům s převažujícím zastoupením dusíku v amonné (50-75 %) a organické formě. Při používání digestátů je třeba rovněž zohlednit charakteristické složení jednotlivých digestátů, které je ovlivněno skladbou vstupních surovin, a tím i rozdílnou kvalitou (labilnost) organických látek v nich obsažených. Anaerobní digesce statkových hnojiv v oblastech s intenzivní živočišnou výrobou se jeví jako jeden z nejvhodnějších způsobů nakládání s těmito hnojivy, s cílem optimalizovat jejich opětovné využití. Systém anaerobní digesce navíc umožňuje zpracovávat kromě statkových hnojiv také rostlinnou biomasu zemědělských plodin a biodegradabilní odpad ze zemědělsko-potravinářského zpracovatelského průmyslu způsobem šetrným k životnímu prostředí, a tím vytvořit podmínky pro udržitelný oběh živin a energie mezi průmyslovým a zemědělským sektorem.

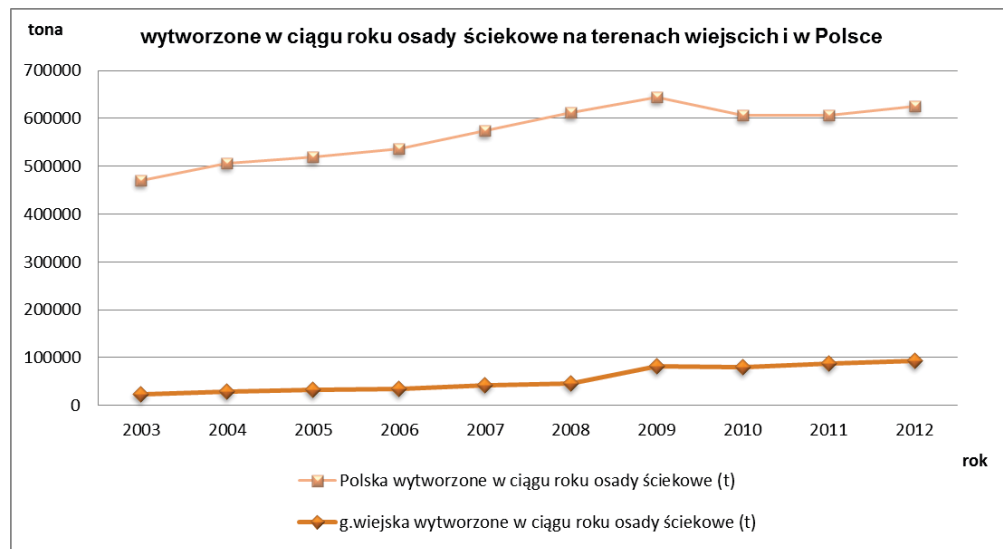
V současné době je v ČR uváděno do oběhu téměř 500 druhů organických hnojiv a to buď v režimu registrace, nebo ohlášení. Podstatnou část z tohoto množství představují digestáty (cca 200 – separát, fugát, digestát), komposty (cca 115) a živočišné moučky (12). Kromě toho se aplikuje velké množství organických hnojiv – digestátů, na které se povinnost registrace nevztahuje, pokud jsou používána pouze pro vlastní potřebu. Platná právní úprava neukládá povinnost registrovat nebo ohlašovat digestáty vyrobené výhradně ze statkových hnojiv nebo krmiv vyrobené pro vlastní potřebu, tzn. používané na vlastní pozemky nebo pozemky v užívání. Naopak povinnost registrace veškerých digestátů vyrobených s použitím odpadů (kalů ČOV, vedlejších živočišných produktů), včetně těch, které nejsou uváděny do oběhu, mají za cíl zlepšit technologickou kázeň bioplynových stanic a tím snížit riziko pro půdu a potravní řetězec.

Z hlediska ochrany vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů vyplývající ze směrnice Rady 91/676/EHS, která byla do právního řádu ČR transponována nařízením vlády č. 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programem, jsou digestáty bez jejich další mechanické separace považovány za hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem. Komposty a tuhá část po separaci digestátu (separát) jsou naopak považovány za hnojiva s pomalu uvolnitelným dusíkem. Toto rozdělení je důležité z hlediska možnosti/omezení použití těchto organických hnojiv ve zranitelných oblastech stanovených tímto nařízením a zabránit tak dalšímu znečištění vod.

Mezi základní hnojiva používaná k organickému hnojení patří v Polsku statková hnojiva ve formě hnoje a kejdy. Vzhledem ke snižování stavů hospodářských zvířat však jejich produkce neustále klesá. V roce 2013 byla produkce hnoje v Polsku na úrovni přibližně 80-90 milionů tun, což představuje okolo 5-6 tun hnoje na 1 hektar orné půdy (Ústřední statistický úřad). Toto množství není dostatečné z hlediska udržení bilance organické hmoty na trvale udržitelné úrovni (Kuš a Kopiński, 2012) a proto je potřeba do půdy dodat další organická hnojiva, například ve formě slámy. Je nutno podotknout, že zatížení půdy hospodářskými zvířaty, a tudíž množství hnoje na 1 hektar orné půdy je v rámci Polska velmi rozdílný. Ve Velkopolském regionu je to 1 DJ/ha orné půdy, v Podleském regionu 0,8 DJ/ha a v Západopomořanském nebo Dolnoslezském vojvodství na polsko-českých hranicích to je pouze 0,2 DJ/ha orné půdy. To znamená, že v extrémních případech, při absenci jiných organických hnojiv, by mělo být ke kompenzaci

negativní bilance organické hmoty zapraveno do půdy až 80% vyprodukované slámy (Kuś et al., 2006).

Základním odpadem, který lze v zemědělství široce využívat jsou komunální čistírenské kaly. Současná kritéria z hlediska požadavků na chemickou kvalitu, splňuje v Polsku 75 % vyprodukovaných čistírenských kalů používaných ke hnojení (IUNG data). Současná produkce komunálních čistírenských kalů v Polsku činí přes 600 tisíc tun za rok (Obr. 1).



Obr. 1 Vývoj produkce čistírenských kalů v Polsku (data Ústřední statistický úřad)

Objem odpadů z bioplynových stanic v Polsku se zvyšuje. V provozu je 254 bioplynových stanic, přičemž 58 z nich jsou zemědělské bioplynové stanice, o celkovém instalovaném výkonu 188 MW, 91 bioplynových stanic je odpadových a 75 je spojeno s čistírnami odpadních vod. Podle Energetického regulačního úřadu je registrováno 58 bioplynových stanic, z nichž 8 patří jednomu subjektu. Většina zemědělských bioplynových stanic je lokalizována v Pomořském (9), v Západopomořanském (6) a Lublinském vojvodství (5).

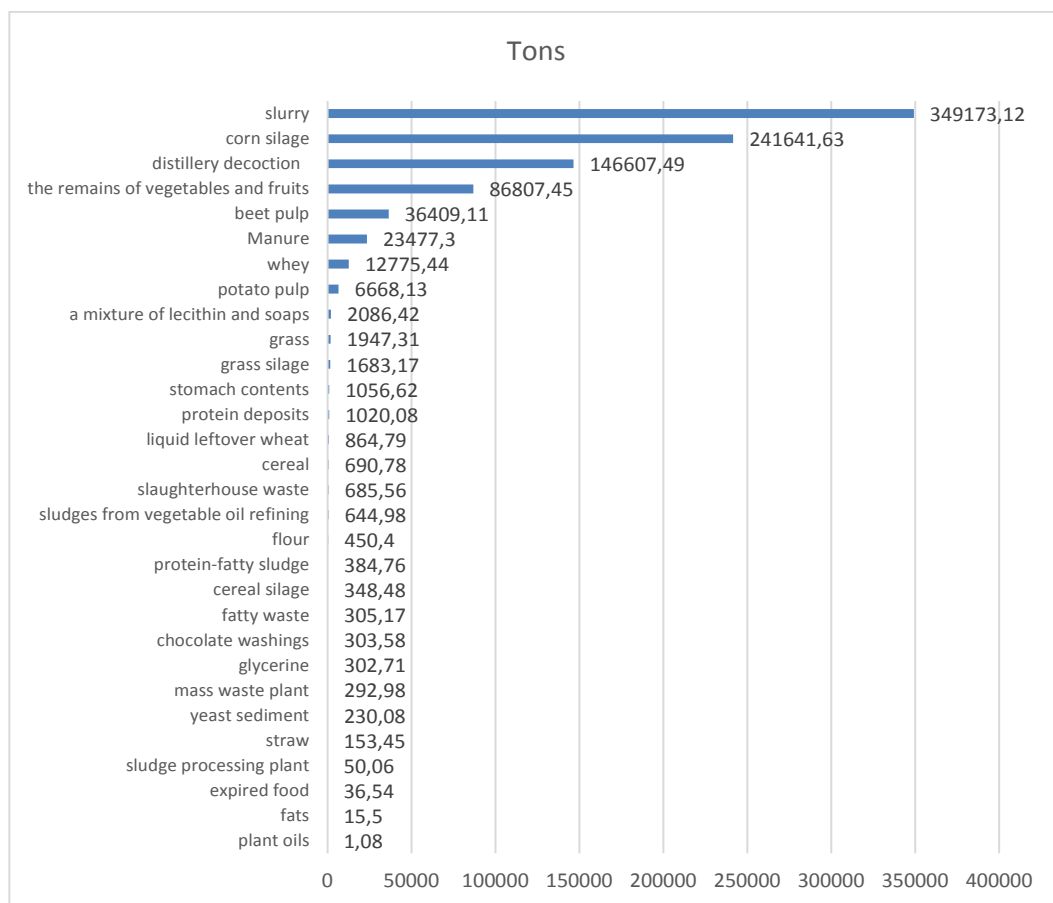
Převládajícími substráty do bioplynových stanic jsou kejda, kukuřičná siláž a lihovarnické odpady (Obr. 2).

Navíc se neustále soustřeďuje pozornost na biodegradabilní odpady, které mohou být potencionálně zpracovány na kompost jako hnojivo nebo rekultivační materiál, případně mohou být přímo aplikovány do půdy (Obr. 3).

Mezi organické odpady, které jsou schváleny k použití v souladu s metodou využití R10 (rozprostření na povrch půdy ke hnojení nebo jejímu zlepšení) jsou:

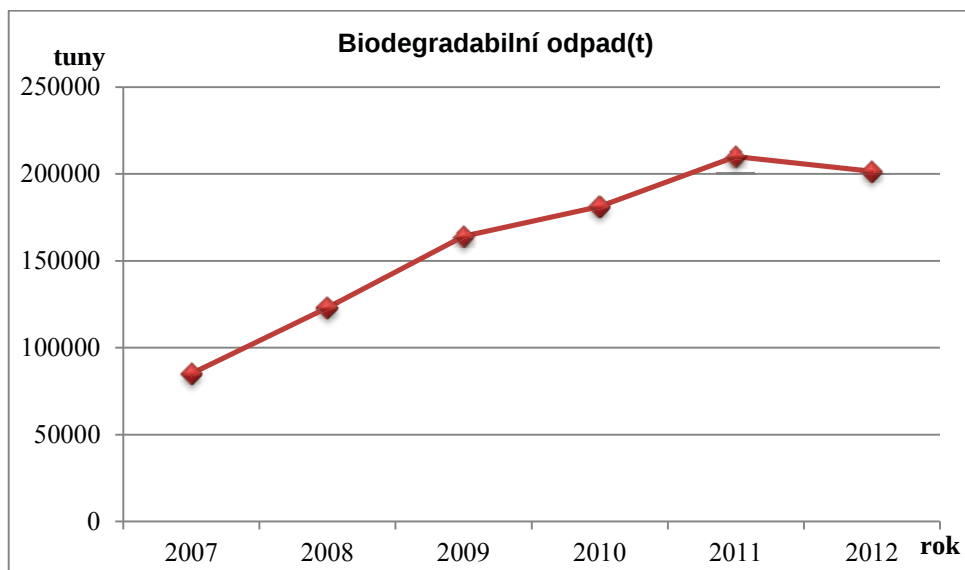
- 02 07 05 Kaly z čištění odpadních vod
- 02 01 03 Odpad rostlinných pletiv
- 02 01 99 Kaly z čištění rybníků
- 02 01 06 Zvířecí výkaly vznikající při chovu a reprodukci hospodářských zvířat
- 02 01 07 Odpady z lesnictví

- 02 01 99 Substráty po pěstování hub
- 02 03 80 Výlisky a další vedlejší produkty zpracování rostlin (kromě 02 03 81)
- 02 07 80 Výlisky, kaly po fermentaci, extrakci (neobsahující minerální příměsi)
- 20 02 01 Biodegradabilní odpad z údržby zeleně
- 19 05 03 Kompostovaný materiál
- 19 06 05 Tekutiny z anaerobní fermentace odpadů živočišného a rostlinného původu
- 19 06 06 Digestát z anaerobní fermentace odpadů živočišného a rostlinného původu



Obr. 2 Substráty používané v polských bioplynových stanicích v tunách za rok (data Energetického regulačního úřadu)

slurry = kejda, corn silage = kukuřičná siláž, distillery decoction = lihovarské výpalky, the remains of vegetables and fruits = zbytky ovoce a zeleniny, beet pulp = cukrovarské řízky, manure = hnůj, whey = syrovátka, potato pulp = rajčatová dřevina, a mixture of lecithin and soaps = směs lecitinu a mýdla, grass = tráva, grass silage = travní siláž, stomach content = obsahy žaludků, protein deposits = proteinové deposity, liquid leftover wheat = tekuté zbytky při zpracování pšenice, cereal = obilniny, slaughterhouse waste = odpady z jatek, sludges from vegetable oil refining = kaly z rafinace rostlinných olejů, flour = mouka, protein-fatty sludge = proteino-tukové kaly, cereal silage = obilná siláž, fatty waste = tukové odpady, chocolate washings = odpady z výroby čokolády, glycerine = glycerin, mass waste plant = odpady rostlinných pletiv, yeast sediment = kvasniční kaly, straw = sláma, sludge processing plant = kal ze zpracování rostlin, expired food = prošlé potraviny, fats = tuky, plant oils = rostlinné oleje



Obr. 3 Vývoj produkce biodegradabilního komunálního odpadu v Polsku (data Ústřední statistický úřad)

Pro jejich aplikaci do půdy za účelem hnojení je vyžadován souhlas příslušných orgánů ochrany životního prostředí, zjištění obsahu znečišťujících látek v organických odpadech a provedení rozborů půd, na kterých budou aplikovány. Další podrobná pravidla pro aplikaci odpadů jsou definována v nařízení Ministerstva životního prostředí ze dne 5. dubna 2011, ohledně postupu využití metodou R10.

Množství produkce vyplozeného substrátu z produkce hub je okolo 1 500 000 tun, což představuje významný potenciál využitelný ke hnojení půd. Tyto odpady mohou obsahovat až 30 % organického uhlíku, 2 % dusíku a 0,5 % fosforu. Tento organický materiál není kontaminován stopovými prvky, takže ho lze použít k efektivnímu využití pro hnojení půd.

V současné době nejsou známá data týkající se domácí produkce kalů (sedimentů) z čištění rybníků sloužících k chovu ryb. Odhaduje se, že množství neodvodněného sedimentu z jednoho rybníku se pohybuje okolo 15 tun (Zdanowicz, 2011).

Současné množství biodegradabilního odpadu z údržby zeleně se pohybuje okolo 340 tisíc tun za rok a v dalších letech se nepředpokládá významné zvýšení produkce těchto odpadů (Kucharczak et al., 2010).

V současnosti rovněž nejsou k dispozici žádné celostátní údaje o množství produkce odpadní drtě (výlisků, řízků) ze zpracování rostlin v Polsku, ačkoliv je známo, že představují přibližně 25 – 35 % množství vstupního produktu. Jedná se o snadno degradabilní odpad, který může představovat významnou surovinu při výrobě bioplynu.

APLIKACE EXOGENNÍ ORGANICKÉ HMOTY NA PŮDU A RIZIKO KONTAMINACE STOPOVÝMI PRVKY A PERSISTENTNÍMI ORGANICKÝMI POLUTANTY

Některé stopové prvky (TE) jsou pro živé organizmy včetně člověka toxické, pokud jsou přítomny v nadměrném množství. Jejich výskyt v půdě je výsledkem přírodních a antropogenních faktorů. Hlavní přírodní faktory představuje složení matečné horniny a půdotvorné procesy. V závislosti na klimatu, půdních vlastnostech a geochemických vlastnostech daného prvku mohou být TE v půdnímu profilu vymývány nebo naopak akumulovány ve svrchní vrstvě půdy (Alloway, 1990; Kabata – Pendias a Pendias, 1999). Emise z těžebního a metalurgického průmyslu jsou nejdůležitějším antropogenním zdrojem kontaminace, problémy ale může způsobovat i nevhodné zpracování odpadů (Siebielec et al., 2012). Zároveň je třeba zmínit, že většina TE je nezbytných pro zajištění správných fyziologických funkcí rostlin a živočichů. Podle současných poznatků pouze kadmium, olovo, arsen a rtuť nemají v živých organizmech žádnou funkci (Kabata – Pendias a Pendias, 1999; Chaney et al., 2000). To ale neznamená, že pouze tyto čtyři prvky jsou toxické, v případech ostatních prvků jejich toxicita závisí na množství. Kontaminace půd těžkými kovy může ovlivnit nejen produktivitu půd, ale i kvalitu pěstovaných plodin (Siebielec et al., 2012). Zdrojem kontaminace pro půdu mohou být i hnojiva, a to jak minerální tak organická. V tomto případě může přítomnost těžkých kovů souviset s jejich původem, např. obsah těžkých kovů ve fosforečnanových hnojivech závisí na kvalitě surovin, které slouží k jejich výrobě. Koncentrace kadmia v těchto případech může překročit hodnotu 500 ppm (Wei et al., 2008).

Zvýšené obsahy TE v porovnání s požadovými hodnotami v půdách mohou obsahovat i organické materiály, jako jsou statková hnojiva, biosolidy a komposty. Přehled obsahů těžkých kovů v běžných statkových hnojivech udává tabulka 5 (Jackson a Bertsch, 2001; Bolan et al., 2003, 2004).

Tabulka 6 (Smith., 2008) ukazuje koncentrace TE (mg/kg) v kompostu vyrobeném z mechanicky separovaného komunálního odpadu, kompostu ze zeleného odpadu a domácím kompostu v porovnání s čistírenskými kaly použitými v zemědělství a s požadovými hodnotami v půdách.

Škodlivost těžkých kovů pro člověka a ostatní živé organizmy je známa díky nemocem, které byly způsobeny kontaminací. Jako příklad můžeme uvést nemoci „minamata“ a „itai-iti“, které se vyskytly v Japonsku v 50. letech 20. století a byly způsobeny rtuť a kadmii (Wei et al., 2008). Ze vzdálenější historie můžeme zmínit paralýzy a koliky způsobené olovem, jak je popisuje řecký botanik Nikander ve druhém století př. n. l., nebo intoxikaci stejným prvkem, o které řecký lékař Dioscorides o tři století později uvádí, že vede „ke ztrátě mysli“ (Pearce, 2007). Toxicita většiny prvků je relativní a závisí na jejich obsahu, vlastnostech a vlastnostech půdy. Na druhou stranu je třeba zmínit, že většina kovů je v přirozených koncentracích nezbytná pro správný růst rostlin, živočichů i člověka. Např. nikl je nepostradatelný pro tvorbu struktury a funkci ureázy. Navíc tento prvek může zvyšovat aktivitu katalázy nebo polyfenoloxidázy. Železo, měď, zinek, mangan a molybden jsou komponenty enzymů, které v buňce zajišťují oxido-redukční reakce (Wei et al., 2008). Některé stopové prvky bývají v nedostatku, a to jak v rostlinné produkci, tak ve výživě lidí. Časté problémy bývají s nedostatkem železa v čerstvých listech (Marschner, 1995), který způsobuje inhibici v syntéze chlorofylu. Podobně může mít závažný negativní vliv na růst rostlin nedostatek zinku, mědi a kobaltu (Wei et al., 2008). Aplikace exogenní organické hmoty do půdy potom může být hodnocena z hlediska zmírnění nebo zvýšení nedostatku mikronutrientů pro rostliny a následně pro potraviny.

Tab. 5 Koncentrace stopových prvků ve vybraných statkových hnojivech (mg/kg)

Stopový prvek	Prasata		Mléčný skot		Drůbež	
	Celkový	Vodou rozpustný	Celkový	Vodou rozpustný	Celkový	Vodou rozpustný
Cd	0,25	0,07	0,87	0,12	0,10	0,02
As					16,79	15,45
Cu	419	130	356	112,5	656,1	314,1
Pb	13,4	1,26	7,53	0,34	0,74	0,02
Cr	13,2	1,23	11,15	0,98	2,59	0,42
Zn	1210	23,56	765	123	246,9	18,24
Ni	12,3	3,23	8,67	1,23	7,97	5,53
Co					0,68	0,31
Se					0,95	0,38
Mn	865	14,56	274,5	6,46	345	17,65

Tab. 6 Koncentrace těžkých kovů (mg/kg) v kompostu vyrobeném z mechanicky separovaného komunálního odpadu, kompostu ze zeleného odpadu a v domácím kompostu v porovnání s čistírenskými kaly použitými v zemědělství a s pozadovými hodnotami v půdách (zkratky jsou uvedeny pod tabulkou)

Typ/zdroj ^a	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Hg	n	Stát
2006 průměr	194	51	16	0,66	114	23	0,19	285	UK
2006 90% kvantil	251	72	23	0,95	160	33	0,37	285	UK
2004 průměr	182	46	17	0,60	96	20	0,20		UK
SS (potraviny)	38	36	5	0,70	24	^b 1	nd	1	USA
SS	269	57	23	0,98	90	39	0,45	90–140	Itálie
SS průmyslový	271	114	30	1,76	62	57	0,39	9–31	Itálie
SS průměr	671	149	649	4,00	200	177	nd	4	JV Španěl.
SS průměr	159	51	17	0,92	131	22	nd	několik	UK
SS	176	82	nd	nd	nd	nd	nd		USA
SS	19	4,2	nd	nd	nd	nd	nd		Japonsko
SS průměr	181	50	21	0,42	40	27	0,19	552– 582	Rakousko
SS medián	229	45	12	0,82	69	22	0,15	195	Belgie
SS průměr	326	110	26	1,07	106	43	0,63	12–27	Francie
SS průměr	219	89	26	1,38	84	33	nd	127	Itálie
SS průměr	219	39	16	0,41	49	32	0,12	175	Lucembursko
SS medián	181	52	13	0,32	47	27	0,18	179–196	Německo
SS průměr	233	43	19	0,78	78	34	0,33	490	Německo
SS medián	180	43	nd	0,46	43	nd	0,13	60	Německo
SS (potraviny + zelený odpad, papír, čistírenský kal, dřevo, odpad ze zpracování ryb)	768	312	21	3,10	224	46	0,60	1	Kanada
SS minimum	100	32	11	0,47	56	14	0,12	10	UK
SS maximum	266	92	20	0,87	162	33	0,34	10	UK
SS průměr	182	49	16	0,63	96	22	0,22	10	UK
Městský pevný odpad, minimum	300	150	40	2,00	250	80	nd		Itálie
Městský pevný odpad, maximum	600	300	50	4,00	350	100	nd		Itálie
Ručně tříděný pevný odpad	655	236	28	nd	210	21	nd		USA
Zelený odpad, odpad z ovoce a zeleniny	178	55	21	1,00	77	37	0,44	27–78	Itálie
Odpadní biomasa	451	97	25	^b 5	134	50	nd	4	Itálie
GW CA průměr	116	40	24	3,90	60	28	<0,5	21–22	UK

Typ/zdroj ^a	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Hg	n	Stát
GW CA minimum	47	20	4	0,70	19	10	<0,5	21–22	UK
GW CA maximum	185	69	49	9,10	102	49	<0,5	21–22	UK
GW CA +GW HC průměr	176	48	27	3,72	163	26	<0,5	9	UK
GW CA +GW HC minimum	147	30	16	1,50	103	5	<0,5	9	UK
GW CA + GW HC maximum	209	72	36	6,10	233	30	<0,5	9	UK
GW HC+ KW průměr	130	38	30	3,92	56	27	<0,5	21	UK
GW HC+ KW minimum	43	19	11	0,60	21	11	<0,5	21	UK
GW HC+ KW maximum	220	58	64	8,40	109	43	<0,5	21	UK
GW průměr	470	31	13	<Lo D	80	nd	0,15		Belgie
GW průměr	168	40	21	0,46	38	24	0,14	65	Rakousko
GW medián	169	32	9	0,70	44	17	0,12	229	Belgie
GW průměr	187	51	22	1,40	87	46	0,52	22–123	Francie
GW průměr	166	63	23	0,95	72	33	nd	70	Itálie
GW průměr	164	32	13	0,34	45	24	0,13	57	Lucembursko
GW medián	141	37	13	0,28	31	29	0,12	28–86	Německo
GW průměr	168	33	18	0,70	61	27	0,27	490	Německo
GW medián	205	42	nd	0,71	56	nd	0,16	12	Německo
GW+ KW	347	74	10	1,90	356	23	nd	1	Belgie
MS	1650	630	110	6,00	900	220	5,00		Nizozemí
MS	1000	266	nd	3,70	230	nd	2,00		Německo
MS	1000	250	190	7,00	600	270	4,00		Francie
MS	2330	780	90	12,0	1570	nd	nd		Švýcarsko
MS průměr	583	213	36	3,50	236	72	2,40	5	US
MS	757	312	56	4,88	607	54	nd	1	UK
MS průměr (6 let)	647	240	52	5,00	750	81	nd		Itálie
MS minimum	320	90	15	1,50	79	38	nd	8	US
MS maximum	1147	424	76	4,70	362	186	nd	8	US
MS průměr	655	281	34	3,30	234	76	nd	8	US
MS	1321	451	138	^b 5,00	687	310	nd	9	Itálie
MS	650	237	328	2,00	235	365	nd		Španělsko
MS průměr	382	158	22	1,95	210	113	nd		Itálie
MS	470	110	13	0,69	38	33	0,67		Francie
MS minimum	130	25	10	0,22	73	3,7	0,001	16	UK
MS maximum	560	306	94	1,87	683	51	0,93	16	UK
MS medián	286	91	31	0,41	167	16	0,15	16	UK
MS minimum	235	161	18	0,70	64	24	0,10	9	Rakousko
MS maximum	990	500	253	6,10	963	344	4,10	9	Rakousko
MS medián	769	247	149	2,70	224	209	1,30	9	Rakousko
MS	396	362	nd	1,49	385	nd	nd	3	Španělsko
MS	411	91	23	1,90	101	nd	nd		Brazílie
MS	212	47	21	0,65	37	nd	nd		Brazílie
MS (AD)	399	159	21	0,72	470	26	0,27		UK
MS minimum	390	160	19	<1,0 ^b	120	13	0,33	167	Austrálie
MS maximum	1400	690	65	6,30	410	70	6,60	167	Austrálie
MS průměr	680	309	30	1,15	257	20	1,00	167	Austrálie
MS 90% kvantil	834	400	38	1,30	330	24	2,20	167	Austrálie
MS	583	357	56	4,3	269	56	nd	3	Portugalsko
MS	563	224	197	1,16	414	73	0,37	1	UK
MS	148	78	14	0,78	108	11	0,18	1	UK
MS minimum	100	24	3	^b 0,1	17	8	^b 0,02	186	Austrálie
MS maximum	1500	320	53	14,0	560	340	3,20	186	Austrálie
MS průměr	365	108	22	1,18	197	27	0,32	186	Austrálie
Domácí kompost průměr	240	52	18	1,77	124	28	nd	64	UK
Domácí kompost maximum	693	177	107	16,0	745	198	nd	64	UK

Typ/zdroj ^a	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Hg	n	Stát
Čistírenský kal (UK) 1996/97									
Vážený průměr ^c	792	568	57	3,30	221	157	2,40		
Obsah v půdě (UK) medián	97	23	25	0,80	74	41	nd		
Obsah v půdě (svět) medián	90	30	50	0,35	35	70	nd		

nd - nestanoveno; <LoD - méně než analytický limit detekce.

^a Zkratky: SS – mechanicky separovaný komunální odpad; MS – mechanicky-tříděný; GW – zelený odpad; CA – městská zařízení; HC – sběrný z domácností, KW – kuchyňský odpad; AD – anaerobní digestce.

^b 90 % vzorků s nižším obsahem než je limit detekce 1,0 mg/kg suché hmoty.

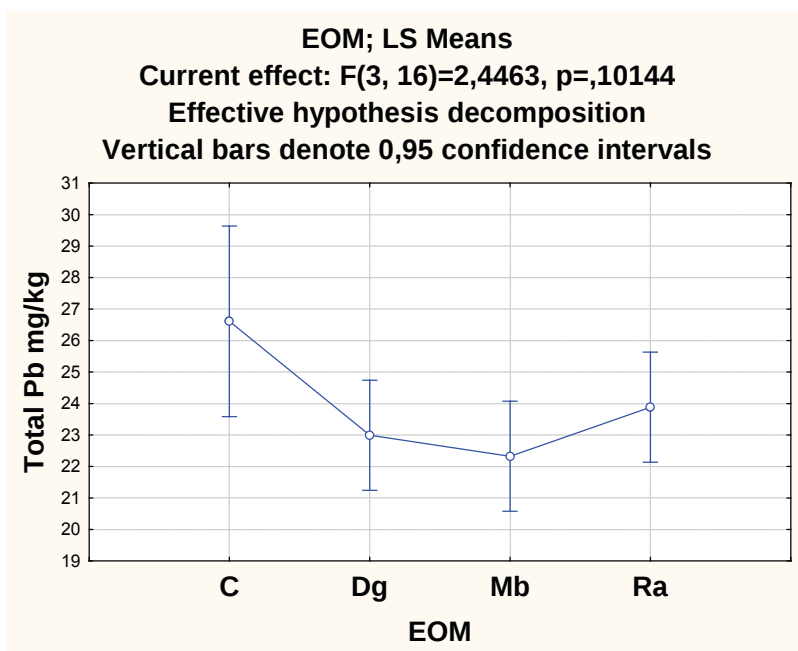
^c Použitý v zemědělství.

ⁿ Počet

Stanovení celkových obsahů stopových prvků bylo provedeno ve všech materiálech popsaných v kapitole 2, které byly použity v rámci projektu. Vzorky pro analýzu byly odebírány před aplikací EOM na půdu v polních pokusech a v nádobovém pokusu. Po extrakci lučavkou královskou byla pro vlastní stanovení použita metoda ICP-MS. Získané výsledky jsou uvedeny v tabulce 7 spolu s povolenými limity pro Polsko a Českou republiku. Analýza ukázala, že s výjimkou arsenu v masokostní moučce, jsou obsahy všech prvků výrazně pod legislativně povolenými limity. Tato skutečnost mohla být způsobena akumulací As v kostech (Vijayasundaram, 2009).

Podobným způsobem byly obsahy stopových prvků stanoveny v půdách po aplikaci EOM. Vzorky byly usušeny na vzduchu s následným mikrovlnným rozkladem v lučavce královské a obsahy jednotlivých prvků stanoveny pomocí ICP-MC. Tabulky 8, 9, 10 a 11 ukazují jejich hodnoty v porovnání s limity danými aktuální Polskou a Českou legislativou. Žádné signifikantní rozdíly nebyly nalezeny v obsazích TE pro jednotlivé EOM, jak je na obr. 4 ukázáno v případě Pb.

Získané výsledky obsahů TE v půdách z polních pokusů (Braszowice, Pusté Jakartice) a nádobového pokusu, který zajišťoval IUNG v polských Puławách v letech 2013 a 2014, ukazují, že aplikace materiálů použitých v rámci projektu nepřináší riziko kontaminace těžkými kovy. Dokonce ani opakovaná aplikace EOM během následujících dvou let v případě polních pokusů nevedla ke zvýšení celkových obsahů v porovnání s kontrolou.



Obr. 4 Vliv aplikace EOM na celkový obsah Pb v Braszowicích, zobrazeny jsou souhrnná data pro všechny dávky a v obou letech

Podobný obraz nabídly výsledky z nádobového pokusu, kdy nebylo pozorováno žádné zvýšení obsahu TE v půdách ošetřených EOM v porovnání s kontrolou. Je třeba zmínit, že některé materiály v půdách zvyšovaly obsah Mn, a to jak v polních pokusech, tak v nádobovém pokusu. Tato skutečnost ale neznamená žádné riziko, protože řada půd, zejména písčitých, vykazuje nedostatek tohoto prvku.

Tab. 7 Celkové obsahy prvků v exogenní organické hmotě

EOM	Zkr.	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Pb	Na	Mg	Al	K	Ca	Fe
		mg kg ⁻¹																		
Kompost	Ag	7,7	14,6	1304,4	5,1	13,9	99,3	804,5	14,9	1,5	80,1	4,1	0,4	5,7	5882	8618	17763	25541	126054	6216
Průmyslový kompost	Ra	30,4	24,6	917,30	5,7	14,6	25,2	186,3	6,9	0,2	45,7	0,8	0,4	12,1	407	4557	19088	10605	10061	16148
Průmyslový kompost	Dw	23,4	50,4	1256,0	3,8	18,5	35,2	403,5	5,2	0,4	88,8	1,7	1,3	51,4	691	7179	12933	13312	40111	26480
Masokostní moučka	Mb	17,9	4,5	26,0	0,3	2,2	10,5	106,1	35,4	0,5	49,1	0,8	0,1	0,7	7911	2110	237	5717	84208	1092
Digestát	Dg	4,7	11,2	204,3	10,2	24,1	32,6	323,2	0,2	0,1	5,3	2,1	1,0	7,0	3708	5054	653	17682	12338	277470
Digestát	Bp	2,5	5,3	308,5	3,5	16,5	68,7	208,9	0,7	1,6	226,6	5,5	2,4	8,6	6018	6099	1439	71201	29302	2987
Digestát	Sm	2,4	4,1	181,2	2,4	11,6	120,4	122,0	nd	0,2	46,1	1,2	0,5	2,2	1758	4786	1207	43354	11734	1837
Polské limity			500			300	1000	2500					20	750						
České limity, organická hnojiva, (suchá hmota > 13 %)			100			50	150	600	20			20	2	100						
České limity, organická hnojiva, (suchá hmota < 13 %)			100			50	250	1200	20			20	2	100						
České limity, modifikovaný kal			200			100	500	2500	30				5	200						

Tab. 8 Celkové obsahy vybraných stopových prvků a makroelementů v půdách experimentálních ploch v Braszowicích v roce 2014 s uvedením polských a českých limitů

EOM	Dávka	mg kg ⁻¹																				Ca	K	Fe
		Be	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba	Pb	Na	Mg	Al				
C	0	0,63	26,31	33,66	502,21	5,95	25,43	9,09	44,18	7,39	0,18	13,74	0,25	0,22	1,05	101,48	30,31	209	2850	21669	3312	2061	18019	
Dg	50	0,58	23,64	29,72	486,11	5,68	23,75	8,23	41,62	7,17	0,18	12,96	0,21	0,22	0,92	89,66	21,82	134	2449	17811	2548	1786	16147	
Dg	75	0,60	23,27	29,33	527,34	6,09	24,53	8,36	41,47	7,39	0,18	12,71	0,22	0,23	1,11	95,88	22,53	185	2507	17909	2685	1835	16571	
Dg	100	0,61	26,44	36,26	567,82	6,36	25,48	8,95	46,23	7,27	0,17	14,07	0,22	0,23	1,00	92,15	22,54	178	2917	20724	3144	2143	19404	
Mb	50	0,59	24,23	30,18	508,99	5,91	24,38	8,85	42,88	7,09	0,18	12,37	0,23	0,21	0,92	87,31	21,66	124	2514	17649	2502	1807	16664	
Mb	75	0,57	23,82	30,25	542,32	6,10	23,97	8,05	39,84	7,03	0,16	13,60	0,23	0,22	0,92	91,33	21,51	185	2474	17683	2828	1870	16472	
Mb	100	0,57	23,78	29,91	537,37	6,15	24,47	8,60	42,56	6,74	0,17	11,69	0,20	0,22	0,89	83,08	21,65	125	2504	16626	2420	1823	16652	
Ra	50	0,62	26,23	34,30	531,80	6,21	24,81	8,95	43,39	7,06	0,17	13,89	0,25	0,21	1,01	98,61	21,58	195	2713	20442	3131	1948	17780	
Ra	75	0,56	23,82	31,51	544,75	5,88	23,22	9,60	43,59	7,22	0,17	12,51	0,22	0,22	0,91	83,01	24,64	145	2429	17081	2537	1881	16459	
Ra	100	0,64	26,63	36,95	559,85	6,59	26,87	9,54	50,59	7,91	0,17	14,51	0,26	0,23	1,07	101,30	27,65	201	2736	20160	3178	1997	17704	
Polské limity ¹				150		20	100	150	300	20			10	4	20	200	100							
České limity ²		7	220	200		50	80	100	200	30			5	1			140							

Tab. 9 Celkové obsahy vybraných stopových prvků a makroelementů v půdách experimentálních ploch v Pustých Jakartících v roce 2014 s uvedením polských a českých limitů

EOM	Dávka	mg kg ⁻¹																					
		Be	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba	Pb	Na	Mg	Al	K	Ca	Fe
C	0	0,57	24,76	23,83	586,18	6,01	12,89	9,96	44,59	4,77	0,18	16,22	0,66	0,28	0,63	79,98	18,71	174	2134	15447	2321	2588	16656
Ag	50	0,56	23,78	23,14	567,46	5,85	13,09	9,93	45,09	4,61	0,19	14,87	0,65	0,28	0,79	77,48	18,95	135	2199	15795	2282	2641	17288
Ag	75	0,59	25,10	25,36	577,86	5,76	12,92	9,86	45,92	4,65	0,20	17,32	0,52	0,28	0,66	81,25	18,64	193	2163	16213	2531	2685	16599
Ag	100	0,53	22,88	22,29	543,12	5,41	11,71	9,07	43,85	4,52	0,19	15,89	0,49	0,28	0,59	67,90	18,34	134	1997	14627	2159	2470	15784
Mb	50	0,54	23,04	22,84	536,69	5,41	12,34	9,43	43,90	4,55	0,19	14,55	0,59	0,27	0,58	72,26	17,76	132	2002	14688	2120	2381	15943
Mb	75	0,59	24,13	23,31	555,26	5,59	12,16	9,32	43,48	4,62	0,21	15,91	0,53	0,28	0,81	75,58	37,62	165	2073	15748	2406	2437	16336
Mb	100	0,57	24,10	23,35	558,89	5,61	12,51	9,52	43,98	4,74	0,20	16,27	0,51	0,28	0,62	75,19	19,30	137	2098	15483	2166	2537	16728
Ra	50	0,57	24,09	23,04	577,11	6,00	13,15	10,17	46,29	4,75	0,18	15,92	0,67	0,28	0,61	82,35	19,55	177	2132	15433	2300	2520	16710
Ra	75	0,58	25,04	24,40	575,97	5,61	12,63	9,65	45,85	4,77	0,20	16,61	0,53	0,28	0,64	73,45	18,89	136	2077	15565	2257	2413	16462
Ra	100	0,57	24,34	23,11	559,92	5,61	12,44	9,54	44,04	4,69	0,19	17,00	0,50	0,27	0,67	76,83	18,67	192	2118	15894	2482	2550	16459
Polské limity			150		20	100	150	300	20			10	4	20	200	100							
České limity	7	220	200		50	80	100	200	30			5	1			140							

Tab. 10 Celkové obsahy těžkých kovů v půdě Nowa Wies v nádobovém pokusu v roce 2013

EOM	Dávka	mg kg ⁻¹																			Ca	Fe	
		Be	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba	Pb	Na	Mg	Al			K
C	0	0,11	13,16	7,95	402,30	2,02	4,58	5,74	43,83	3,94	0,11	10,59	0,33	0,18	0,81	50,60	19,23	83	614	7524	685	906	6395
Dg	50	0,10	13,15	7,85	398,28	2,04	4,64	5,85	38,33	3,97	0,09	10,28	0,28	0,17	0,78	51,46	19,36	83	603	7407	671	826	6349
Dg	100	0,06	13,10	7,75	402,31	2,06	4,73	5,97	38,93	4,00	0,09	10,49	0,25	0,17	0,75	51,64	23,23	92	616	7333	676	836	6395
Mb	50	0,10	13,09	7,76	404,95	2,13	4,61	5,84	37,43	4,04	0,10	10,19	0,32	0,18	0,85	50,94	19,64	89	616	7539	680	896	6497
Mb	100	0,09	13,52	7,97	409,82	2,08	4,59	5,78	38,18	3,89	0,09	11,03	0,26	0,17	0,80	51,44	19,11	98	619	7673	733	898	6392
Ra	50	0,11	13,93	8,21	415,01	2,11	4,87	6,05	39,42	3,97	0,10	11,00	0,31	0,18	0,81	52,51	20,95	84	583	7025	665	815	6005
Ra	100	0,07	12,70	7,76	403,78	2,03	4,68	5,89	37,53	3,98	0,09	9,90	0,25	0,18	0,82	50,76	23,41	82	614	7271	669	827	6432

Tab. 11 Celkové obsahy těžkých kovů v půdě Nowa Wies v nádobovém pokusu v roce 2014

EOM	Dávka	mg kg ⁻¹																				Ca	Fe
		Be	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sn	Ba	Pb	Na	Mg	Al	K		
C	0	0,46	16,70	11,77	388,41	2,61	7,62	7,74	50,20	5,85	0,23	47,09	0,22	0,16	1,10	55,53	27,61	94	1404	13214	1597	1880	10432
Bp	50	0,26	11,66	6,89	415,44	1,80	5,17	5,87	41,27	4,14	0,16	10,94	0,18	0,15	0,81	53,26	20,09	93	692	8315	754	1011	6745
Bp	100	0,25	11,74	6,91	410,44	1,82	5,01	5,77	40,95	4,11	0,16	11,33	0,16	0,16	0,81	59,04	19,84	102	699	8454	799	1013	6737
Dw	50	0,25	11,31	6,71	411,88	1,84	4,86	5,74	41,14	4,08	0,15	10,52	0,16	0,15	0,89	51,88	20,02	87	680	8068	715	1021	6636
Dw	100	0,28	12,46	8,07	416,79	1,72	5,16	6,07	44,71	4,10	0,15	11,83	0,21	0,15	0,85	60,73	19,82	105	746	8704	885	1204	6973
Sm	50	0,25	11,50	6,83	400,69	1,79	4,79	5,77	40,81	4,02	0,15	10,86	0,17	0,15	0,79	52,65	19,74	93	699	8247	750	1010	6656
Sm	100	0,25	11,76	6,96	421,57	1,92	5,17	10,12	45,44	4,16	0,17	11,47	0,16	0,15	0,89	55,16	20,89	108	718	8546	834	1012	6787

Jak již bylo zmíněno dříve, produkce a využití kompostů a digestátů má mnoho prospěšných efektů, jako je redukce nejrůznějších odpadů nebo zlepšení kvality půdy a její úrodnosti (Berner et al., 2004). Na druhou stranu mohou být tyto exogenní organické materiály (EOM) kontaminovány různými organickými látkami, které mohou mít nežádoucí vliv na člověka a volně žijící zvířata. Zatímco přítomnost těžkých kovů v kompostech a digestátech je relativně dobře prostudována a kontrolována, informací o obsahu, osudu a efektech organických škodlivých látek v těchto materiálech je známo velice málo (Lasaridi et al., 2006; Brändli et al., 2007). Jedním z cílů projektu bylo studovat výskyt vybraných perzistentních organických látek (POP) a dalších průmyslových látek v EOM a také zjistit dopad jejich aplikace na kontaminaci půd v rámci nádobových a polních experimentů.

Ze skupiny POP byly v rámci projektu analyzovány organochlorové pesticidy (OCP), polychlorované bifenyly (PCB), polybromované difenylethery (PBDE), isomery hexabromocyklododekanu (HBCD), perfluoroalkylové látky (PFAS) a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). S výjimkou PAH vznikajících při spalovacích procesech, mají uvedené látky různé průmyslové využití a v minulosti byly intenzivně aplikovány v různých odvětvích. Například OCP, mezi které patří DDT a lindan, byly intenzivně v minulosti využívány díky svým insekticidním vlastnostem, avšak v současnosti je aplikace DDT omezena jen na kontrolu malárie a tyfu. PCB byly využívány jako chladicí, hydraulické a izolační kapaliny a dále jako změkčovadla, atd. Bromované zpomalovače hoření (PBDE, HBCD) byly používány v elektronických zařízeních, plastových a textilních výrobcích z důvodu snížení jejich hořlavosti. Dočasnou výjimku z celosvětového zákazu výroby a používání HBCD představují polystyrenové pěny pro stavební průmysl. Sloučeniny z rozmanité skupiny PFAS jsou široce využívány v různých oblastech, např. při pokovování, v hasicích pěnách, jako hydraulické kapaliny, atd. Přestože použití OCP, PCB, PBDE, HBCD, a PFAS je v současnosti globálně zakázáno nebo značně omezeno Stockholmskou konvencí o POP, tyto kontaminanty jsou stále často detekovány v různých environmentálních matricích, odpadních materiálech (čištění kaly, komunální bioodpad) a ve vedlejších produktech průmyslových výroby (Stockholmská úmluva, 2001). Pokud jsou tyto odpadní látky zpracovány jako hnojiva, mělo by být jejich bezpečné použití hodnoceno na základě kontrolní analýz POP a porovnání s legislativními limity.

Výsledky analýz ukazují, že koncentrace škodlivých organických látek v testovaných organických materiálech se výrazně lišily. Nejvyšší hladiny POP byly zjištěny v průmyslovém kompostu Dw. Nejčastěji detekovanými látkami byly PAH, zatímco hladiny ostatních organických škodlivých látek byly významně nižší (Tab. 12). Sumární obsahy 16 prioritních PAH podle US EPA byly v rozsahu od 0,10 do 5,71 mg/kg sušiny. Profily PAH s převážně dominujícím fluoranthenem a pyrenem byly v testovaných EOM rozdílné.

Doposud neexistuje legislativa EU uvádějící specifické limity pro organické kontaminanty v organických hnojivech, jako jsou komposty a digestáty. Některé členské státy mají národní nebo regionální legislativu, která nastavuje limity pro organické látky v těchto materiálech (Tavazzi et al., 2013). Česká republika ani Polsko limity pro organická hnojiva zavedené nemají. Všechny testované EOM by splnily limity stanovené v různých evropských státech s výjimkou průmyslového kompostu Dw. Sumární koncentrace 16 prioritních PAH dle US EPA 5,71 mg.kg⁻¹ sušiny kompostu Dw by byla hodnocena jako nadlimitní v Dánsku, Švýcarsku nebo Slovinsku. Na druhou stranu, pokud by byly pro hodnocení EOM použity české legislativní limity pro sedimenty a kaly určené k aplikaci na půdu, všechny hladiny organických kontaminantů by těmto limitům vyhověly (Vyhláška č. 257/2009, Vyhláška č. 382/2001).

Všechny zmíněné organické kontaminanty byly také měřeny v půdních vzorcích v rámci dvou polních a třech nádobových pokusů s cílem zjistit, zda aplikace EOM může vést ke zvýšení pozadíových hladin kontaminantů v půdě. V tomto projektu byly hodnoceny pouze vlivy PAH a DDT, protože hladiny ostatních kontaminantů byly velmi nízké jak v testovaných materiálech, tak v půdě. Žádný z testovaných EOM v jakékoli dávce nezvýšil statisticky významně pozadíové obsahy PAH ani v polních ani v nádobových pokusech (Obr. 5). Zároveň nebylo zjištěno žádné statisticky významné zvýšení obsahů PAH v půdě během celého dvouletého experimentu ve všech lokalitách (Obr. 6).

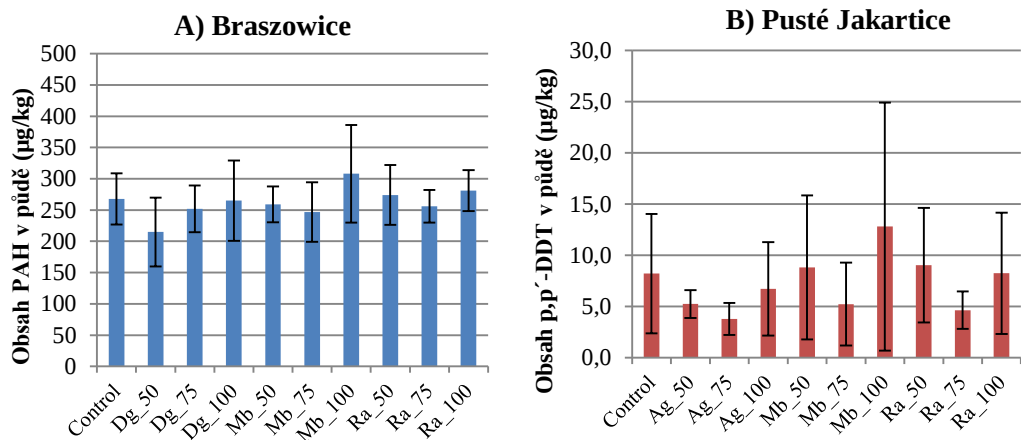
V případě DDT bylo statistické vyhodnocení aplikace EOM významně ovlivněno nízkými hladinami DDT a vysokou variabilitou hladin v opakovaných vzorcích daného ošetření (Obr. 5), což pravděpodobně souvisí s nerovnoměrnou aplikací DDT v minulosti. Toto tvrzení podporuje fakt, že půda z polních pokusů vykazovala téměř třikrát vyšší variabilitu hladin než půda z nádobových experimentů, která byla před založením experimentu homogenizována (Obr. 6).

Závěrem lze konstatovat, že aplikací testovaných EOM nedošlo ke statisticky významnému zvýšení pozadíových hladin analyzovaných POP v půdách polních i nádobových experimentů. Testované EOM splnily dostupné limity pro obsah všech sledovaných skupin POP.

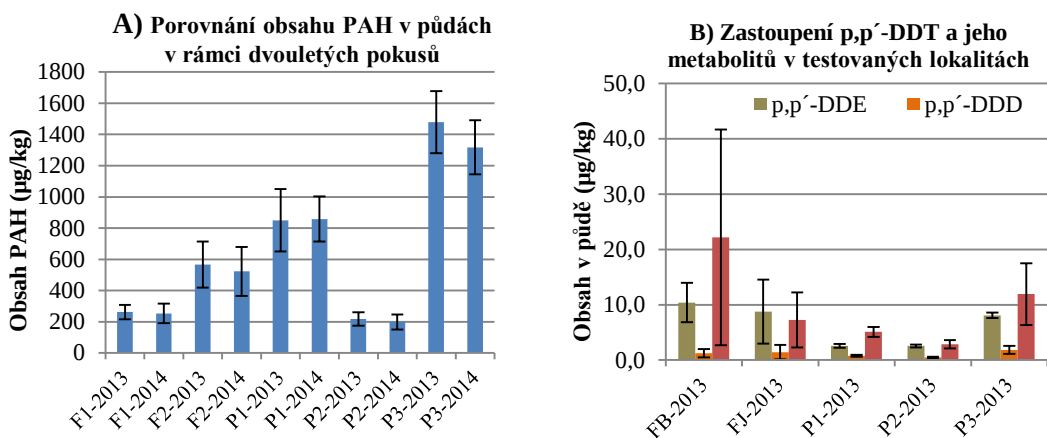
Tab. 12 Výsledky analýz organických kontaminantů v testovaných EOM doplněné o národní a evropské limity a směrné hodnoty pro POP v materiálech určených pro aplikaci na půdu

Obsah (mg/kg sušiny)	LOQ	Ag	Ra	Dg	Mb	Sm	Bp	Dw	CZ limit ¹	EU limit ²
PAH (16EPA)	0,02	1,98	2,64	0,31	0,10	0,36	0,77	5,71	-	3,0-10,0
PAH (12EPA)	0,01	1,91	2,57	0,30	0,09	0,34	0,75	5,56	6,0 (a)	-
PCB (7 kongenerů)	0,004	0,013	0,011	ND	ND	0,005	0,006	0,069	0,2 (a)	0,08-0,8
PCB (6 kongenerů)	0,003	0,013	0,011	ND	ND	0,005	0,006	0,067	0,6 (b)	0,1-1,0
DDT (6 isomerů)	0,003	0,004	0,009	0,021	0,003	0,006	0,018	0,007	0,1 (a)	-
HCH (3 isomery)	0,002	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-
HCB	0,0005	0,0012	0,0006	<LOQ	0,0008	0,0027	0,0042	0,0017	-	-
PBDE (9 kongenerů)	0,0009	0,0015	<LOQ	ND	ND	ND	ND	0,0011	-	-
HBCB (3 isomery)	0,002	0,035	0,032	0,002	ND	0,002	ND	0,130	-	-
PFAS (6 látek)	0,0006	0,0006	0,0007	<LOQ	ND	<LOQ	0,0014	0,0009	-	0,1

¹ národní limity pro sedimenty (a) a kaly (b) v mg/kg sušiny, ² limity a směrné hodnoty členských států EU pro komposty a digestáty v mg/kg sušiny, ND – nedetekováno, LOQ – kvantifikační limit



Obr. 5 Srovnání sumárních obsahů 16 prioritních PAH dle US EPA (A) a hladin p,p'-DDT (B) při různém ošetření a dávkách při polních pokusech v Braszowicích a Pustých Jakarticích



Obr. 6 Sumární obsahy 16 prioritních PAH dle US EPA. (A) a zastoupení p,p'-DDT a jeho metabolitů (B) v půdě v různých lokalitách: F1=FB=Braszowice, F2=FJ=Pusté Jakartice, P1=Dlouhá Ves, P2= Nowa Wieś, P3=Pastuchów

LITERATURA

- Alloway BJ (1990) Soil processes and behaviour of metals. In: Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow, pp 7-29.
- Berner A, Bieri M, Galli U, Fuchs JG, Mayer J, Schleiss, K (2004) Effects of composts and digestate on the environment, Soil fertility and plant health. Review of the Current Literature. FiBL-Report, The PDF can be downloaded at <http://orgprints.org/2631/>.
- Bolan NS, Khan MA, Donaldson DC, Adriano DC, Matthew C (2003) Distribution and bioavailability of copper in farm effluent. *Sci Total Environ* 309:225-236.
- Bolan NS, Adriano DC, Mahimairaja S (2004) Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Crit Rev Environ Sci Technol* 34:291-338.
- Brändli RC, Bucheli TD, Kupper T, Furrer R, Stahel WA, Stadelmann FX, Tarradellas J (2007) Organic pollutants in compost and digestate. Part 1. Polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and molecular markers. *J Environ Monit* 9:456-464.
- Chaney RL, Brown S, Stuczynski T, Daniels WL, Henry CL, Li YM, Siebielec G, Malik M, Angle JS, Ryan JA, Compton H (2000) Risk assessment and remediation of soils contaminated by mining and smelting of lead, zinc and cadmium. *Rev Int Contam Ambient* 16:175-192.
- Dohler H, Krotzsch S (2007) Faustzahlen Biogas. KTBL, Darmstadt.
- Filipek-Mazur B (1997) Badania nad wartością nawozową osadów organicznych z biologiczno-mechanicznej oczyszczalni ścieków garbarskich po separacji chromu. Zesz. Nauk. AR w Krakowie. Rozprawy, nr 227.
- Fost HL, Ketchum LHJ (2000) Trace metal concentration in durum wheat from application of sewage sludge and commercial fertilizer. *Adv Environ Res* 4:347-355.
- Golebiewski M (2014) Zagospodarowywanie substancji pofermentacyjnej z biogazowni rolniczych. http://www.bioallians.pl/images/stories/Poferment_prbka.pdf.
- Gonet S (2007) Materia organiczna w tematycznej strategii ochrony gleb Unii Europejskiej. *Roczniki Gleboznawcze* 58:15-26.
- Harasim A (2011) Gospodarowanie słomą. IUNG-PIB.
- Jackson BP, Bertsh PB (2001) Determination of arsenic speciation in poultry wastes by IC – ICP – MS. *Environ Sci Technol* 34:4868-4873.
- Kabata - Pendias A, Pendias H (1999) Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Korschens M (2004) Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkt VDLUFA, Bonn.
- Kourimska L, Poustkova I, Babicka L (2012) The use of digestate as a replacement of mineral fertilizers for vegetable growing. *Scientia Agric Bohemia* 43:121-126.
- Kowalczyk-Jusko A (2014) Masa pofermentacyjna - odpad czy nawóz. Dissertation, Masovian Agricultural Advisory Centre, Radom.
- Krzysztoforski M (2011) Sporządzanie kompostów i biopreparatów. CDR Radom.
- Kucharczak K, Stępień W, Gworek B (2010) Kompostowanie odpadów komunalnych jako metoda odzysku substancji organicznej. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 42:240-254.
- Kus J, Kopinski J (2012) Gospodarowanie Glebową materią organiczną we współczesnym rolnictwie. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego* 68:5-26.
- Kus J, Madej A, Kopinski J (2006) Bilans słomy w ujęciu regionalnym. In: Harasim A (ed) Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce. 3th edn. IUNG, pp 211-226.
- Lasaridi K, Protopapa I, Kotsou M, Pilidis G, Manios T, Kyriacou A (2006) Quality assessment of composts in the Greek market: the need for standards and quality assurance. *J Environ Manage* 80: 58-65.
- Losak T, Hlusek J, Zatloukalova A, Musilova L, Vitezova M, Skarpa P, Zlamalova T, Fryc J, Vitez T, Marecek J, Martensson A (2014) Digestate from biogas plants is an attractive alternative to mineral fertilisation of kohlrabi. *JSDEWES* 2:309-318.

- Marschner H (1995) Mineral nutrition of higher plants, second edition. Academic Press, London.
- Mazur K, Filipek-Mazur B (2001) Wartość nawozowa kompostów i wermikompostów z odpadów roślinnych oraz osadów ścieków przemysłowych i komunalnych. Materiały konferencji nt. „Kompostowanie odpadów – dobry interes czy uciążliwa konieczność?”, Wyd. Zielone Brygady.
- Mazur K, Filipek-Mazur B, Gondek K (2000) Badania nad wartością nawozową wermikompostów. Skład chemiczny wermikompostów i ich wpływ na plon roślin. *Folia Univers. Agricult. Stetinensis* 211, *Agricultura* 84:289-296.
- Pearce JMS (2007) Burton's line in lead poisoning. *Eur Neurol* 57:118-119.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 kwietnia 2011 r. w sprawie procesu odzysku R10.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.
- Sensi GS, Baldassarre G, Sensi N, Radina B (1999) Trace elements inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere* 39:343-377.
- Siebielec G, Smreczak B, Klimkowicz – Pawlas A, Maiszewska – Kordybach B, Terelak H, Koza P, Łysiak M, Gałązka R, Pecio M, Suszek B, Miturski T, Hryńczuk B (2012) Monitoring chemizmu gleb ornych w polsce w latach 2010 – 2012.
- Skanderová K (2014) Postoj ministerstva zemědělství k problematice využívání odpadů v zemědělství. MZe.
http://www.zeraagency.eu/dokumenty/008009002001/7_skanderova_mze.pdf
- Stockholmská úmluva o persistentních organických látkách z 22. května 2001,
<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
- Škarpa P (2013) Výroba a využití organických hnojiv – organické látky.
http://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/stranka.php?prez=40.
- Smith SR (2008) A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ Internat* 35:142-156.
- Šrefl J (2009) Řízená biotechnologie kompostování a úloha sekce kompostárenství CZ BIOM pro její aktivaci. Sborník z konference „Co se zbytkovou biomasou v zemědělství – hnojivo, energie, suroviny? 66 s.
- Szymanska M (2011) Praktyczne aspekty wykorzystania substancji pofermentacyjnej. Dissertation. Kielce.
- The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutant adopted on 22 May 2001: Accessed 16 March 2015,
<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
- Tavazzi S, Locoro G, Comero S, Sobiecka E, Loos R, Eder P, Saveyn H, Blaha L, Benisek M, Gans O, Hartl W, Voorspoels S, Ghiani M, Umlauf G, Mariani G, Suurkuusk G, Paracchini B, Cristache C, Fissiaux I, Alonzo-Ruiz A, Gawlik B (2013) Occurrence and levels of selected compounds in European compost and digestate samples. European Commission – Joint Research Centre, JRC Scientific and Policy Reports (EUR 26164 EN/ISBN 978-92-79-33195-4).
- Venclová B (2014) Udržitelnost není jen prázdné slovo. *Zemědělec* 22(51):39.
- Vijayasundaram V, Ramasamy PL, Palaniappan RM (2009) The study of the changes in the thermal properties of Labeo rohita bones due to arsenic exposure. *J Therm Anal Calorim* 98:183-188.
- Vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě.
- Vyhláška Ministerstva zemědělství 474/2000 Sb. ze dne 13. prosince 2000 o stanovení požadavků na hnojiva.
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
- Wasiak G, Mamełka D (1999) Dissertation. Kompostowanie i użytkowanie kompostu.

- Wei S, Zhou Q (2008) Trace elements in agro – ecosystems. In: Prasad MNV (ed) Trace elements as contaminants and nutrients. Consequences in Ecosystems and Human Health. A John Wiley & Sons, INC., Publication, Hoboken, New Jersey.
- Wiater J (2000) Wpływ nawożenia organiczno-mineralnego na bilans węgla organicznego w glebie. *Fol. Univ. Agricult Stetin Agricultura* 84:515-520.
- Wiater J (2001). Wpływ nawożenia wybranymi odpadami z przemysłu rolno-spożywczego, drzewnego i rolnictwa na plonowanie i cechy jakościowe owsa bezplewkowego. *Zesz Probl Post Nauk Rol* 477:511-519.
- Zdanowicz T (2011) Raport o oddziaływaniu planowanego przedsięwzięcia na środowisko. Przedsięwzięcie: Modernizacja Ośrodka Pstrągowego „Kamień-Jutrzenka”.

Kapitola 5

Vliv exogenní organické hmoty na fyzikální vlastnosti půd

Jerzy Lipiec, Marcin Turski, Andrzej Bieganski, Bogusław Usowicz

Institut agrofyziky Bohdana Dobrzanskiho, Polská akademie věd, Lublin, Polsko

ÚVOD

Půdní organická hmota (SOM) zlepšuje úrodnost, zvyšuje výnosy plodin a zprostředkovává mnoho fyzikálních procesů a funkcí v půdě. Nicméně její obsah v orné půdě se postupně snižuje, a to díky změnám ve využívání půdy, hospodaření a změně klimatu. Vědecká literatura uvádí, že na celém světě bylo ztraceno okolo 42 až 78 Gt C v důsledku managementu hospodaření s půdou a vlivem eroze (Lal, 2004). Přehled literatury od Posta a Kwona (2000) ukázal, že v důsledku intenzivního obdělávání půdy bylo ztraceno až 50 % SOC v horních 20 cm orné půdy, a to v průběhu 30 až 50 let hospodaření. Díky ztrátě dříve chráněné organické hmoty se půdní struktury stávají nestabilní. Následkem toho jsou půdy náchylné k tvorbě krust, odtoku a erozi, dochází k jejím zhutňování a zvýšení emisí CO₂ do atmosféry. Dokonce i malá ztráta SOM může způsobit snížení kvality půdních fyzikálních vlastností (Watts et al., 2001), což je provázáno zhoršením struktury a kvality půdy. Proto obsah SOM je klíčovým znakem fyzikální kvality půdy (Franzluebbers, 2002).

Vzhledem k tomu, že organická hmota může zadržet až dvacetinásobek vlastní hmotnosti vody, četné studie prokázaly, že přírůstky organické hmoty zvyšují množství zadržené vody (např. Pachepsky et al., 2006). Kromě toho, zvýšení populace žízála a s tím spojené makropóry vedou ke zvýšené retenční schopnosti a hydraulické vodivosti půd. Anderson (2011) uvádí, že pravidelné dodávky hnoje po dobu 100 let zvýší nasycenou hydraulickou vodivost až devětkrát. Na druhou stranu některé vodoodpudivé organické sloučeniny mohou obalovat půdní částice nebo nahromaděné částice organické hmoty a mít negativní účinky prostřednictvím snížení infiltrační a retenční schopnosti (Hallett et al., 2004).

Organická hmota spolu s mikrobiálními látkami působí jako určitý vazebný prvek, který stabilizuje agregaci půdy a systém pórů a tím zlepšuje fyzikální vlastnosti půd (McKenzie et al., 2011). Lepší půdní agregace zajišťuje větší možnost zachycení srážek, a tím zlepšuje produktivitu obdělávané půdy, stejně jako poskytuje určitou ochranu organického uhlíku proti mikrobiálnímu rozkladu (Wiesmeier et al., 2012). Spolu se zvýšenou retencí vody ovlivňuje obsah půdní organické hmoty tepelné vlastnosti půd (Usowicz et al., 2013), související akumulaci a přenos tepla. Tyto účinky závisí na tepelné vodivosti jednotlivých půdních složek. Významnou roli hraje relativně nízká tepelná vodivost organické hmoty, která je 0,25 W m⁻¹ K⁻¹. Pro srovnání vyšší tepelná vodivost je u křemene (8,80 W m⁻¹ K⁻¹) a vody (0,57 W m⁻¹ K⁻¹), nebo na druhé straně znatelně nižší u vzduchu (0,025 W m⁻¹ K⁻¹). Změny v tepelné vodivosti půdy mají významný vliv na dělení povrchové energie a související teplotní rozložení a pohyb vody v blízkosti povrchu (Usowicz et al., 2013). Navíc, vyšší obsah organických látek, a to zejména ve vlhké půdě, má za následek tmavší barvu půdy, a tím zvýšené zadržování tepelné energie v důsledku nižšího albeda.

Změny ve struktuře a funkcích půdy nastolují fyzikální podmínky, které ovlivňují růst kořenů a základní požadavky rostlin, jako je dostatečné množství vody, tepla a kyslíku pro aerobní dýchání a výživu rostlin (Bengough et al., 2006; Lipiec et al., 2012).

Mezi nejdůležitější fyzikální faktory, které ovlivňují funkce půdy, patří zadržování vody v půdě dané polní vodní kapacitou, rozložením a velikostí pórů, infiltrací, vodoodpudivostí půdních agregátů, nasycenou hydraulickou vodivostí a mechanickou stabilitou půdní struktury. Tato kapitola uvádí, jak se fyzikální faktory mění v reakci na přidání organické hmoty.

HODNOCENÍ VYBRANÝCH ÚČINKŮ EOM NA ZADRŽOVÁNÍ VODY V PŮDĚ, VODNÍ A TEPELNou VODIVOST A PEVNOST

V polsko-českém projektu jsme hodnotili účinky vybraných EOM, a to jak v polních podmínkách, tak v nádobových experimentech (viz kapitola 2). Níže uvedené fyzikální vlastnosti půdy používané k popisu účinků EOM jsou stručně vysvětleny.

Retenční křivka vody v půdě (WRC) byla stanovena pro hodnocení schopnosti zadržování vody a rozložení velikosti pórů. Znalost této retenční křivky je důležitá pro řadu aplikací v agronomii, včetně dostupnosti vody pro rostliny. Charakteristiky zadržování vody v půdě jsou také důležité vstupní parametry pro modelování vodní bilance, pro pohyb vody a rozpuštěných látek v půdě (Pachepsky a Rawls, 2006). Na základě WRC určujeme polní vodní kapacitu (FWC) a obsah tří skupin pórů: > 50 (makropóry), 50 až $0,2$ (kapilární póry) a $< 0,2$ μm (mikropóry - póry zadržující vodu nedostupnou pro rostliny).

Vlastnosti související s vodivostí půdy byly posuzovány měřením infiltrací vody (SW) a etanolu (SE), dále pak nasycená hydraulická vodivost a tepelná vodivost. Etanol byl použit z důvodu, že jeho infiltrace do půdy není ovlivněna hydrofóbními sloučeninami, ale pouze strukturou pórů v půdě (Hallett et al., 2004). Poměr SE na SW (index vodoodpudivosti) poskytuje informace o snížení infiltrace odpudivostí vody.

Měření nasycené hydraulické vodivosti (SHC) bylo provedeno na neporušených půdních vzorcích obsažených v kovových válečkách (Kopeckého válečky 100 cm^3) (Oosterbaan a Nijland, 1994). SHC závisí na velikosti, tvaru a rozložení pórů, které jsou do značné míry ovlivněny obsahem organických látek a zemědělskými postupy. K-index nasycené hydraulické vodivosti půdy je velmi variabilní, proto bylo použito několik opakování v každém měření. Tato vlastnost je velmi citlivá na změny půdní struktury v souvislosti se způsobem obdělávání půdy.

Tepelná vodivost půdy významně ovlivňuje rozdělení energie na povrchu a výsledné rozložení teploty a proudění vlhkosti v půdě. Tepelná vodivost dané půdy je výrazně ovlivněna stavem vody v půdě, objemovou hmotností a obsahem organické hmoty. Tepelná vodivost byla měřena za použití malého senzoru se dvěma jehlami (od firmy Decagon Devices Inc.), kde je na jehly aplikované teplo a teplota půdy kolem se měří v průběhu doby chlazení. Poté jsou měření zpracována odečtením okolní teploty. Jednotka tepelné vodivosti je $\text{W m}^{-1} \text{K}$. Tato měření byla provedena spolu s obsahem půdní vody (v % objemových) časovým reflektometrem (TDR).

Pro určení mechanické stability půdní struktury jsme použili tlakovou sílu (tahem) půdních agregátů. Jde o sílu na jednotku plochy potřebnou k prasknutí konkrétního půdního agregátu (Dexter a Watts, 2001). Tato vlastnost je považována za důležitý ukazatel kvality půdní struktury. Tlaková síla půdních agregátů (MPa) byla určena za použití testovacího zařízení - Zwick / Roells využitím metody, kterou popsali Dexter a Watts (2001).

Kromě toho jsme provedli měření textury půdy laserovou metodou, která je často používána pro rychlé a přesné predikce obtížně měřitelné retence vody a dalších hydraulických vlastností pomocí pedotransferových funkcí (Pachepsky a Rawls, 2006).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Vliv vnějších organických látek na fyzikální vlastnosti půd se vztahuje k typu EOM, aplikační dávce, času měření a experimentálnímu místu.

Polní vodní kapacita a rozložení pórů

FWC na půdě v Jakartících se pohybuje od 32,2 do 35,4 % objemových bez ohledu na ošetření a termín měření. Přidáním Ra a Mb se FWC zvýšila (i když nijak výrazně na $P < 0,05$), (ve srovnání s kontrolou) u většiny aplikačních dávek a v obou termínech měření v roce 2013 a 2014 (Tab. 1). Zvýšení FWC bylo z velké části spojeno s větším podílem pórů 50 - 0,2 μm , které zadržují vodu přijatelnou rostlinám (rozdíl mezi obsahem vody v FWC a bodem vadnutí) (data nejsou uvedena). Účinek Ag ve srovnání s Ra a Mb na FWC a rozložení velikosti pórů byl mnohem méně výrazný. Bez ohledu na úpravu a čas měření těchto pórů se procento pohybovalo v rozmezí 16,8 až 24,1 % objemových.

FWC na půdě v Braszowicích se měnila od 28,5 do 34,8 % objemových. Ve většině měřených časů byla FWC největší na plochách ovlivněných dodávkou Dg (Tab. 2). Přírůstek FWC po aplikaci 50 % dávky EOM, ve srovnání s kontrolou, byl významný ($P < 0,05$), a to na konci pokusu na podzim roku 2014. Vliv Mb a Ra na FWC nebyl tak konzistentní v závislosti na času měření a aplikační dávce. Například na jaře 2013 přidání Mb bez ohledu na aplikační dávku způsobilo nevýznamný nárůst FWC, zatímco na podzim 2013 byl trend obrácený s výrazným rozdílem mezi kontrolou (FWC 34,8 % objemových) a plochami se 75% aplikační dávkou (FWC 32,4 % obj.).

Celkově výsledky ukazují, že přídavek Ra a Mb do půdy v Jakartících a Dg v Braszowicích zvýšil retenci vody. Tato reakce může být spojena se zvýšením specifické povrchové plochy, která významně ovlivňuje zadržování vody v půdě (Witkowska-Walczak et al., 2014). Větší retence vody na poli zajišťuje dostupný obsah půdní vody pro rostliny v delším časovém horizontu bez srážek, spolu s dostatečným provzdušněním. Srovnání na dvou místech naznačuje, že jak minimální, tak maximální hodnoty FWC a obsah pórů 50 až 0,2 μm byly větší v Jakartících než na půdách Braszowicích.

Infiltrace a vodoodpudivost půdních agregátů

Obecně nebyl zaznamenán významný vliv ($P < 0,05$) pro všechny typy EOM na půdní vodu a infiltraci etanolu (smáčecí rychlost) a index vodoodpudivosti (R) v Jakartících, a to v obou sledovaných letech (Tab. 1). Nicméně infiltrace vody v roce 2014 (v obou termínech) měla tendenci se zvyšovat s rostoucí aplikační dávkou jak Mb, tak Ra, a to díky změnám ve struktuře pórů. Většina hodnot indexu vodoodpudivosti byla pod kritickou hodnotou $R = 1,95$. Půdy s vyšší hodnotou jsou většinou považovány za vodoodpudivé (Hallett et al., 2001). Tato kritická hodnota byla zvýšena až na podzim 2013 na hodnotu více než 2,9 (jak v kontrole, tak ve všech typech použitých EOM, tj. Ag, Mb a Ra).

Tab. 1 Polní vodní kapacita (FWC), infiltrace vody (WI), infiltrace etanolu (EI), index vodoodpudivosti (RI) a nasycená hydraulická vodivost (SHC) z půdních vzorků zařazených do polního pokusu v Pustých Jakarticích (CZ) na jaře (S) a na podzim (A) 2013 a 2014. Půdy byly zásobovány EOM - kompostem Ag, živočišnou moučkou Mb a průmyslovým kompostem Ra v různých dávkách: kontrola (0), 50, 75 a 100% celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu.

* významný rozdíl ve srovnání s kontrolou

50, 75 a 100 = procentní podíl referenční dávky

Vlastnost	Termín	Kontrola	Ag			Mb			Ra		
			50	75	100	50	75	100	50	75	100
FWC (%)	S 2013	34,40	34,20	35,60	34,40	35,40	34,90	35,00	33,30	35,20	35,10
	A 2013	34,30	32,90	33,50	34,10	34,00	34,50	33,40	33,70	34,10	33,60
	S 2014	32,70	32,20	33,00	33,30	33,60	32,90	33,00	33,60	33,80	33,30
	A 2014	33,90	33,80	33,60	35,30	34,20	31,90	34,30	34,30	34,10	33,10
WI (mm ³ s ⁻¹)	S 2013	4,35	3,90	2,53	4,87	4,22	3,74	2,28	4,22	3,97	3,46
	A 2013	2,04	1,10	1,28	1,17	1,45	1,24	1,38	1,00	1,54	1,18
	S 2014	4,56	4,22	3,43	4,04	3,97	4,97	4,67	4,17	5,48	5,64
	A 2014	2,95	2,79	3,48	3,08	3,40	3,19	3,72	3,26	3,18	3,58
EI (mm ³ s ⁻¹)	S 2013	1,39	2,08	1,46	1,35	1,01	1,13	1,09	1,38	1,68	2,00
	A 2013	2,78	1,28*	1,85	1,68	2,03	1,84	1,62	1,57	1,76	1,41
	S 2014	3,05	3,00	2,64	3,11	2,93	3,10	2,82	2,89	3,39	3,70
	A 2014	1,16	1,25	1,20	0,97	1,21	1,20	1,27	1,16	1,04	1,22
RI	S 2013	1,14	1,34	1,94	1,19	0,75	0,79	1,20	0,93	0,93	1,42
	A 2013	3,43	2,58	3,29	3,20	2,90	3,26	2,56	3,56	3,37	3,57
	S 2014	1,78	1,70	1,73	1,95	1,70	1,50	1,39	1,93	1,53	1,47
	A 2014	0,88	1,01	0,75	0,66	0,78	0,78	0,73	0,70	0,67	0,73
SHC (m day ⁻¹)	S 2013	0,58	0,49	1,14	0,66	1,90*	0,48	0,67	0,87	1,02	0,58
	A 2013	0,25	0,56	0,47	0,39	0,59	0,61	0,69	0,71	0,64	0,60
	S 2014	1,21	1,24	1,23	2,14	0,70	0,82	1,77	2,16	1,62	1,83
	A 2014	0,81	0,76	1,44	0,75	2,20	0,60	2,46	0,53	0,66	1,18

V Braszowicích, podobně jako v Jakarticích, nebyl zjištěn žádný významný ($P < 0,05$) účinek ani jednoho typu EOM na infiltraci vody ani na index vodoodpudivosti v prvním roce sledování (2013) (Tab. 2). Nicméně, na podzim 2014 měla infiltrace vody tendenci ke zvýšení na pozemcích s Mb a Ra (a to jak pro 75% tak pro 100% dávky). Tato zvýšená infiltrace vody byla doprovázena poklesem indexu vodoodpudivosti. Bez ohledu na EOM ošetření byl index vodoodpudivosti vyšší v průběhu podzimu než při jarním měření v rozsahu 3,24 - 8,47 a 0,635 - 4,0. Všechny hodnoty R na podzim překročily kritické úrovně a tím vykazovaly odpudivost. Obecně platí, že indexy vodoodpudivosti dosáhly maximálních hodnot na plochách s nejvyšší mírou všech EOM. Tento účinek pozorovaný na podzim může být ovlivněn relativně vysokou koncentrací organických látek a teplým počasím v letních měsících. Toto bylo méně výrazné v Pustých Jakarticích, kde indexy vodoodpudivosti dosahovaly hodnot od 0,752 do 1,94 na jaře a od 0,66 do 3,57 na podzim.

Ve většině srovnatelných zásahů a doby měření byly hodnoty indexu vodoodpudivosti vyšší na půdách v Braszowicích než v Pustých Jakarticích. To znamená, že odlišné reakce indexu vodoodpudivosti na jednotlivých lokalitách mohou být ovlivněny jinými faktory, než je použití exogenní organické hmoty. Jeden z faktorů může představovat rozdílné množství vodoodpudivých látek syntetizovaných půdními houbami a různé množství kořenových exsudátů v obou půdách (Krümmelbein et al., 2006). Nízká vodoodpudivost je důležitá z hlediska uchování vody v půdním profilu. Na druhou stranu může zvýšená odpudivost a související nižší rychlost smáčení zlepšit stabilitu půdních agregátů (Król et al., 2015).

Tab. 2 Polní vodní kapacita (FWC), infiltrace vody (WI), infiltrace etanolu (EI), index vodoodpudivosti (RI) a nasycená hydraulická vodivost (SHC) z půdních vzorků zařazených do polního pokusu v Braszowicích (PL) na jaře (S) a na podzim (A) 2013 a 2014. Půdy byly ošetřeny EOM - kompostem Ag, živočišnou moučkou Mb a průmyslovým kompostem Ra v různých dávkách: kontrola (0), 50, 75 a 100% celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu.

Vlastnost	Termín	Kontrola	Dg			Mb			Ra		
			50	75	100	50	75	100	50	75	100
FWC (%)	S 2013	31,60	32,20	32,60	31,90	33,30	32,40	31,70	33,60	30,70	31,90
	A 2013	34,80	33,60	33,50	33,60	34,20	32.40*	33,60	33,80	32,50	33,00
	S 2014	29,20	29,90	29,30	29,30	29,30	29,20	29,50	29,40	29,80	29,70
	A 2014	31,60	32,40	28,50	29,90	31,70	30,20	30,40	30,30	31,10	31,20
WI (mm ³ s ⁻¹)	S 2013	3,38	3,27	3,12	2,5	3,15	2,84	2,52	5,59	3,44	3,68
	A 2013	0,78	0,94	0,67	1,01	0,75	0,73	0,94	1,70	0,73	0,81
	S 2014	2,92	2,75	2,97	2,52	2,32	2,14	2,65	4,08	3,14	3,87
	A 2014	1,72	3,27	1,89	1,42	2,36	1,46	2,31	2,2	1,57	1,89
EI (mm ³ s ⁻¹)	S 2013	1,66	1,44	1,32	1,36	1,12	1.02*	1,14	1,52	1,64	1,95
	A 2013	1,14	1,43	1,70	1,54	0,98	1,32	1,91	1,28	1,34	1,36
	S 2014	4,22	3,87	5,29	4,11	3,95	4,31	4,84	4,12	3,37	4,74
	A 2014	2,55	3,50	3,57	4,23	3,72	2,70	2,50	3,60	2,56	3,72
RI	S 2013	1,15	1,10	1,39	1,70	0,95	1,18	1,38	0,64	1,59	1,57
	A 2013	4,12	3,91	6,44	4,39	4,52	4,46	4,96	3,41	4,62	4,03
	S 2014	3,35	2,84	4,00	3,69	3,80	4,37	4,36	2,87	2,38	2,55
	A 2014	4,69	3,54	4,26	8,47	4,42	4,69	3,24	3,76	3,81	4,57
SHC (m day ⁻¹)	S 2013	3,45	1,91	3,92	3,17	1,22	2,39	3,43	3,99	4,96	3,42
	A 2013	1,21	1,27	1,62	1,37	0,81	2,18	0,56	2,28	2,81	0,87
	S 2014	2,01	2,11	2,46	3,26	2,32	2,49	2,74	3,38	2,96	2,96
	A 2014	0,50	1,53	2,04	2,64	3.23*	1,99	2.42*	2,79	1,08	2,94

* významný rozdíl ve srovnání s kontrolou

50, 75 a 100 = procentní podíl referenční dávky

Infiltrace jak vody, tak etanolu, spolu s indexem vodoodpudivosti půdních agregátů nebyly nijak významně ($P < 0,05$) ovlivněny přidáním EOM v nádobovém experimentu v roce 2013 (Tab. 3-5). Obecně platí, že tento vliv má tendenci být vyšší po sklizni než krátce po aplikaci EOM na jaře. Infiltrace vody v půdě z Dlouhé Vsi (CZ) (Tab. 3) a z lokality Nowa Wieś (PL) (Tab. 4) byla obecně vyšší u Dg, Mb a Ra než u kontroly. K největšímu a významnému ($P < 0,05$) zvýšení od 2,01 do 7,33 (mm³.s⁻¹) došlo po přidání 50% dávky Ra do půdy z Dlouhé Vsi. V případě půdy z Pastuchówa poutání vody mělo tendenci být vyšší ve vzorcích s Mb a nižší ve vzorcích s přidáním Dg a Ra. Rozmezí poutání vody po sklizni v lokalitách Dlouhá Ves, Nowa Wieś a Pastuchów byly (v mm³.s⁻¹) 2,01 - 7,33, 2,26 - 6,07 a 2,47 - 4,82.

Infiltrace etanolu po přidání všech EOM typů se značně zvýšila, i když ne významně ($P < 0,05$) v půdě z lokality Nowa Wieś. Opačná situace byla na půdách z Dlouhé Vsi a Pastuchówa. Významný pokles byl na půdě z Dlouhé Vsi, od 3,27 v kontrole do 1,61 (v mm³.s⁻¹) ve vzorcích se 100% dávkou Mb ($P < 0,05$). Rozsah infiltrace etanolu v půdě z lokalit Dlouhá Ves, Nowa Wieś a Pastuchów (mm³.s⁻¹) (1,61 - 3,27, 3,09 - 6,1 a 2,3 - 3,85) ukazují, že půda s nejvyšším podílem písku z lokality Nowa Wieś měla nejvyšší jak minimální, tak maximální hodnoty. Účinek všech EOM na index vodoodpudivosti nebyl významný ($P < 0,05$), i když měl tendenci být trvale vyšší na všech půdách s EOM.

Tab. 3 Infiltrace vody (WI), infiltrace etanolu (EI) a index vodoodpudivosti agregátů (RI) v Dlouhé Vsi (CZ) z nádobového experimentu. Půda byla zpracována s EOM: digestát (DG), živočišná moučka (Mb) a průmyslový kompost (Ra), rok 2013. Dále byl použit digestát z řepných řízků (BP), průmyslový kompost z biologicky rozložitelných odpadů (Dw) a digestát z kukuřice na siláž a z kejdy (Sm) v roce 2014.

Vlastnost	Termín	2013							2014						
		Kontrola	Dg		Mb		Ra		Kontrola	Bp		Dw		Sm	
			50	100	50	100	50	100		50	100	50	100	50	100
WI	S	2,09	1,26	1,60	2,31	1,71	1,77	0,72	4,49	4,43	2,18	4,64	6,23	5,02	2,52
(mm ³ s ⁻¹)	A	2,01	3,13	3,41	4,98	4,44	7,33*	1,91	1,56	0,75	0,89	1,39	1,34	1,53	0,65
EI	S	0,82	0,93	0,79	0,96	1,61	1,34	0,56	4,95	4,39	3,99	4,00	2,87	4,11	3,74
(mm ³ s ⁻¹)	A	3,27	2,68	1,94	2,83	1,61*	2,54	2,07	1,46	1,18	1,49	1,56	1,64	2,01	1,91
RI	S	1,48	1,80	2,43	1,84	4,14	2,63	1,85	2,16	2,89	6,48	1,69	0,92	1,74	4,51
	A	4,73	1,97	1,20	1,95	1,67	0,77*	2,11	2,54	3,77	4,65	7,53	3,47	2,60	7,02

* Významný rozdíl ve srovnání s kontrolou

50 a 100 = procentuální podíl celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu, S – jarní termín a A – podzimní termín

Tab. 4 Infiltrace vody (WI), infiltrace etanolu (EI) a index vodoodpudivosti agregátů (RI) v lokalitě Nowa Wieś (PL) z nádobového experimentu. Půda byla zpracována s EOM: digestát (DG), živočišná moučka (Mb) a průmyslový kompost (Ra), v roce 2013. Dále byl použit digestát z řepných řízků (BP), průmyslový kompost z biologicky rozložitelných odpadů (Dw) a digestát z kukuřice na siláž a z kejdy (Sm), a to v roce 2014.

Vlastnost	Termín	2013							2014						
		Kontrola	Dg		Mb		Ra		Kontrola	Bp		Dw		Sm	
			50	100	50	100	50	100		50	100	50	100	50	100
WI	S	3,57	2,14	2,35	2,78	3,05	3,91	3,24	3,59	1,53	2,67	7,65	5,91	1,82	3,36
(mm ³ s ⁻¹)	A	2,26	5,19	5,94	5,79	6,07	4,59	2,87	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
EI	S	4,53	4,41	3,27	4,95	4,51	4,16	4,97	2,20	2,10	2,74	3,67*	3,84*	2,32	2,55
(mm ³ s ⁻¹)	A	3,09	6,10	4,83	3,84	5,30	4,58	4,49	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
RI	S	2,81	4,50	3,28	3,50	4,05	2,84	4,19	4,45	4,13	2,85	1,27	1,54	3,76	1,78
	A	2,93	3,12	2,89	2,12	3,10	2,14	3,24	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

* Významný rozdíl ve srovnání s kontrolou

50 a 100 = procentuální podíl celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu, S – jarní termín a A – podzimní termín

Tab. 5 Infiltrace vody (WI), infiltrace etanolu (EI) a index vodoodpudivosti agregátů (RI) v lokalitě Pastuchów (PL) z nádobového experimentu. Půda byla zpracována s EOM: digestát (DG), živočišná moučka (Mb) a průmyslový kompost (Ra), rok 2013. Dále byl použit digestát z řepných řízků (BP), průmyslový kompost z biologicky rozložitelných odpadů (Dw) a digestát z kukuřice na siláž a z kejdy (Sm) v roce 2014.

Vlastnost	Termín	2013							2014						
		Kontrola	Dg		Mb		Ra		Kontrola	Bp		Dw		Sm	
			50	100	50	100	50	100		50	100	50	100	50	100
WI	S	4,54	3,26	3,81	4,26	1,77	3,02	6,33	2,81	3,53	2,57	2,45	3,54	3,53	2,04
(mm ³ s ⁻¹)	A	4,08	2,99	2,47	4,64	4,82	3,67	2,95	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
EI	S	3,64	3,44	3,08	2,86	2,48	3,49	4,03	2,04	2,91	3,04	2,59	2,67	2,40	2,12
(mm ³ s ⁻¹)	A	3,56	3,85	3,30	3,29	2,41	3,24	2,30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
RI	S	1,74	2,30	1,66	1,63	4,42	2,23	1,46	1,58	1,77	2,55	2,21	2,11	1,39	2,11
	A	2,17	2,49	2,60	1,52	1,26	1,84	1,65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

* Významný rozdíl ve srovnání s kontrolou

50 a 100 = procentuální podíl celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu, S – jarní termín a A – podzimní termín

Také vliv Dw, Sm a Bp EOM na vsakování vody krátce po aplikaci EOM na jaře (2014) nebyl statisticky významný ($P < 0,05$), zatímco v některých případech byl značný. Například přidání 100% dávky Dw způsobilo nárůst poutání vody z 4,49 na 6,23 v půdě z Dlouhé Vsi a z 3,59 na 5,91 v půdě Nowa Wieś (Tab. 4). Také poutání etanolu v půdách s aplikací Dw se krátce po zahájení tohoto experimentu zvýšilo z 2,2 v kontrole na 3,67- 3,84 ($P < 0,05$). Odolnost vůči vodě nebyla významně ovlivněna jednotlivými EOM. Bez ohledu na ošetření půdy, rozmezí indexů vodoodpudivosti v půdách z lokalit Dlouhá Ves, Nowa Wieś a Pastuchów bylo 0,916 - 4,51 (Tab. 3), 1,78 - 4,45 (Tab. 4) a 1,5 - 2,55 (Tab. 5).

Měření všech fyzikálních vlastností po sklizni bylo provedeno pouze na půdách z Dlouhé Vsi. Nebyl zaznamenán významný vliv EOM na infiltraci a index vodoodpudivosti, i když tento index stoupal po přidání všech typů EOM. Nejvýraznější byl po přidání 50 % dávky Dw a 100 % dávky Sm, který způsobil nárůst tohoto indexu z 2,54 až na více než 7 (Tab. 5).

Celkově výsledky ukazují, že přidání Mb a Ra zvýšilo infiltraci vody do půdních agregátů v polních pokusech v Jakartících a Braszowících a v půdách Dlouhá Ves a Nowa Wieś v nádobových experimentech. Také přidání Dg do nádobového experimentu (nebere v úvahu polní pokusy) vedlo k většímu pronikání vody ve výše uvedených půdách. Pokud jde o půdu z lokality Pastuchów z nádobového pokusu, infiltrace vody měla tendenci být vyšší při dodávce Mb, nižší u Dg a Ra. Obecně se účinky EOM na infiltraci vody zvyšují s rostoucí aplikační dávkou.

Nasyčená hydraulická vodivost (SHC)

SHC půdy v Pustých Jakartících byla větší na pozemcích s dávkami 75 % a/nebo 100 % všech studovaných EOM ve srovnání s kontrolou (Tab. 1). I když výsledky nejsou statisticky významně rozdílné, hodnoty SHC v EOM byly vyšší než u kontrolních parcel. Nejvíce konzistentní účinek byl pozorován po přidání Ra.

Na půdě v Braszowících, stejně jako v Pustých Jakartících, přidání všech EOM vedlo k větší SHC. Nejvýraznější účinek byl pozorován u Mb a Ra na konci experimentu (podzim 2014), kdy SHC byla několikrát a významně ($P < 0,05$) vyšší na pozemcích s 50 a 100% dávkou u obou typů EOM oproti kontrole (Tab. 2).

Tyto údaje ukazují, že vysoká míra EOM, zejména z Ra a Mb, může přispět k rychlejšímu pohybu vody do půdy. Vyšší SHC je často spojována s přítomností velkých vodivých biologických pórů (např. po kořenech a činnostech žížal). Rychlý transport vody přes makropóry po intenzivních srážkách vede k snížení odtoku v průběhu zimních a jarních období, a tím se zvyšuje retence vody v hlubších vrstvách půdy (Gerke, 2006). Na druhou stranu může docházet k transportu rozpuštěné organické hmoty (Ceccherini a Pietramellara, 2011).

Pevnost agregátů měřená tlakovou silou

Účinky EOM na celkovou tlakovou sílu jsou velmi variabilní v závislosti na typu organické hmoty a na půdním typu (Tab. 6). V roce 2013 nebyl účinek Dg, Mb a Ra na celkovou tlakovou sílu významný ($P < 0,05$), i když v některých případech 100% dávka způsobila podstatné zvýšení pevnosti. Například přidání Dg v této dávce zvýšilo tlakovou sílu po zahájení experimentu v půdách z Dlouhé Vsi z 0,12 na 0,21 MPa a v půdě Nowa Wieś z 0,014 na 0,205 MPa, zatímco v půdě z Pastuchowa se snížila z 0,061 na 0,038 MPa. Po sklizni byly obě hodnoty tlakové síly a rozdíly mezi kontrolou a ošetřením EOM podstatně nižší než při zahájení experimentu. Bez

Tab. 6 Pevnost agregátů měřená tlakovou silou (MPa) z odebraných vzorků v Dlouhé Vsi (CZ), Nowa Wies (PL) a v Pastuchówě (PL) k nádobovému experimentu v 2013 a 2014. Vysvětlení EOM jako v tabulce 3.

Rok	Lokalita	Termín	Kontrola	Dg		Mb		Ra	
				50	100	50	100	50	100
2013	Dlouha Ves (CZ)	S	0,116	0,102	0,213	0,132	0,120	0,136	0,112
		A	0,148	0,153	0,187	0,153	0,162	0,144	0,230
	Nowa Wies (PL)	S	0,014	0,025	0,021	0,054	0,025	0,024	0,014
		A	0,076	0,020	0,016	0,024	0,021	0,044	0,030
	Pastuchów (PL)	S	0,061	0,037	0,038	0,062	0,083	0,058	0,077
		A	0,074	0,042	0,045	0,053	0,061	0,054	0,047
Rok	Lokalita	Termín	Kontrola	Bp		Dw		Sm	
				50	100	50	100	50	100
2014	Dlouha Ves (CZ)	S	0,159	0,198	0,368	0,246	0,268	0,131	0,238*
		A	0,362	0,454	0,343	0,354	0,776	0,292	0,235
	Nowa Wies (PL)	S	0,033	0,049	0,044	0,047	0,041	0,066	0,044
		A	0,046	0,041	0,024	0,011	0,031	0,049	0,030
	Pastuchów (PL)	S	0,084	0,443	0,260	0,106	0,110	0,099	0,096
		A	0,110	0,157*	0,078	0,154	0,087	0,110	0,160

* Významný rozdíl ve srovnání s kontrolou

50 a 100 = procentuální podíl celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu, S – jarní termín a A – podzimní termín

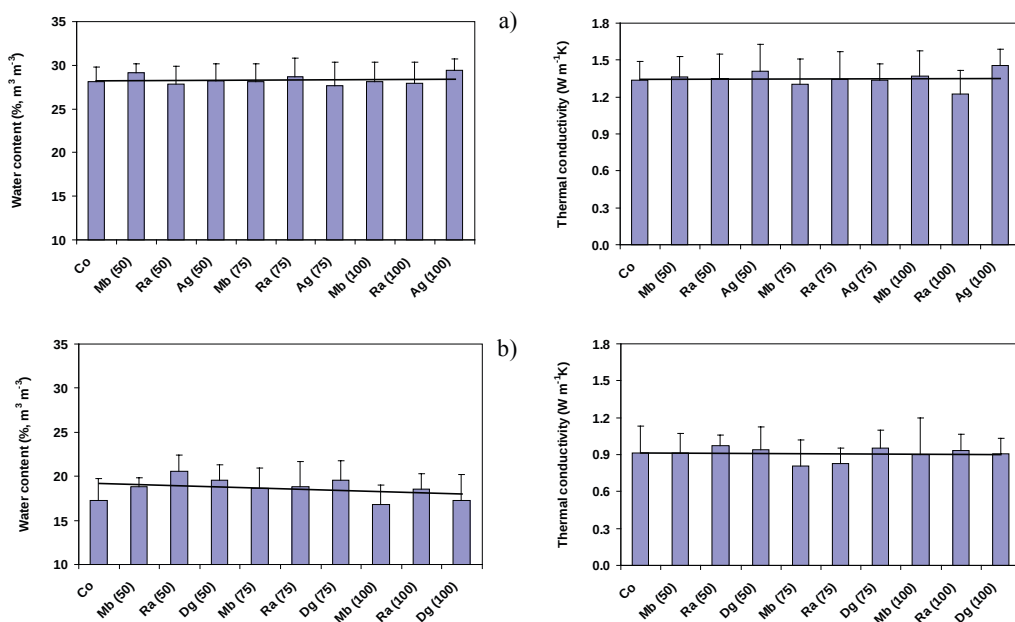
ohledu na rozsah zásahu byly tlakové síly na půdách Dlouhá Ves, Nowa Wies a Pastuchów 0,112 - 0,132 MPa, 0,013 - 0,054 MPa a 0,036 - 0,083 MPa. Po sklizni plodin bylo toto rozmezí 0,148 - 0,23, 0,016 - 0,075 a 0,042 - 0,0735 MPa.

Účinek Dw, Bp a Sm na tlakovou sílu v nádobovém experimentu v roce 2014 nebyl po založení významný ($P < 0,05$), ale byl významně vyšší ve všech vzorcích ošetřených EOM v porovnání s kontrolou bez ohledu na typ půdy (Tab. 6). V případě půdy z Dlouhé Vsi byl nárůst z 0,159 MPa v kontrolní nádobě na 0,238 MPa v nádobách s přidavkem 100% dávky Sm významný ($P < 0,05$). Při měření po sklizni bylo významné ($P < 0,05$) zvýšení tlakové síly (z 0,362 v kontrole na 0,776 MPa) v půdách z Dlouhé Vsi po přidání 100% dávky Dw a z Pastuchówa (z 0,11 na 0,157 MPa) po přidání 50% dávky Bp. Rozmezí tlakové síly na půdách Dlouhá Ves, Nowa Wies a Pastuchów byly 0,235 - 0,776, 0,011 - 0,0485 a 0,0778 - 0,16 MPa.

Oba nejzřetelnější nárůsty tlakové síly po následné aplikaci Sm a Dw a nejnižší minimální a nejvyšší maximální hodnoty v půdě z Dlouhé Vsi byly způsobeny vyšším množstvím jílů a jeho schopností stmelování půdních částic. Kromě toho, přítomnost jílů může zvýšit tvorbu organominerálních sloučenin a tím i stabilitu agregátů tvořících organický materiál odolnější k biologickému rozkladu (Kurochkina a Pinskii, 2002). Zlepšená agregátová stabilita může také zvýhodňovat preferenční průtok vody přes vysoce vodivé meziagregátní póry (Gerke, 2006). Nicméně, nízká tlaková síla agregátů je měřítkem predispozice půdy k rozpadu na menší fragmenty (drobivost) (McKenzie et al., 2011) a z druhé strany to zvyšuje riziko zhuštění (Horn, 2004, Lipiec et al., 2012).

Obsah vody v půdě a tepelná vodivost

Obsah vody v půdě a tepelná vodivost nejsou v rámci této studie detailně řešeny, ale byly prezentovány z důvodu doplnění výsledků. Obrázek 1 uvádí příklad výsledků obou vlastností v polních podmínkách v červnu 2013, a to po 5 týdnech od použití exogenní organické hmoty. Trend ukazuje zvýšení obsahu vody se zvyšující se dávkou dodávané organické hmoty v Jakarticích, zatímco v Braszowicích toto zaznamenáno nebylo. Zvýšené zadržování půdní vody je důležité pro lepší zásobování rostlin vodou a pro lepší ochranu půdy před suchem. Trend vývoje půdní tepelné vodivosti však zůstal prakticky beze změny. Také reakce tepelné vodivosti na EOM byla menší než obsah vody. Jak je uvedeno směrodatnou odchylkou, disperze jak obsahu vody v půdě, tak tepelné vodivosti byla o něco větší nebo podobná v Braszowicích ve srovnání s Pustými Jakarticemi.



Obr. 1 Obsah vody a tepelná vodivost půdy (a) Pusté Jakartice (b) Braszowice. Půda byla zpracována s EOM: Co (kontrola), živočišná moučka (Mb), průmyslový kompost (Ra) a digestát (Dg). 50, 75 a 100 = procento celkového přidaného dusíku ve formě organického hnojiva. V grafech jsou vyjádřeny směrodatné odchylky.

Textura

Rozdělení velikosti částic je jedním ze základních parametrů, které charakterizují půdy. Přímo a/nebo nepřímo ovlivňují takové půdní vlastnosti, jako je vztah vzduch-voda (a tím mikrobiální aktivitu) a tepelné nebo sorpční vlastnosti. Rozdělení velikosti částic může být určeno pomocí metody založené na dvou různých fyzikálních jevech. Jedna skupina těchto metod je založena na Stokesově zákonu popisujícího sedimentační jev. Základem pro druhou skupinu je jev rozptylu světla. Obě metody mají své výhody a nevýhody.

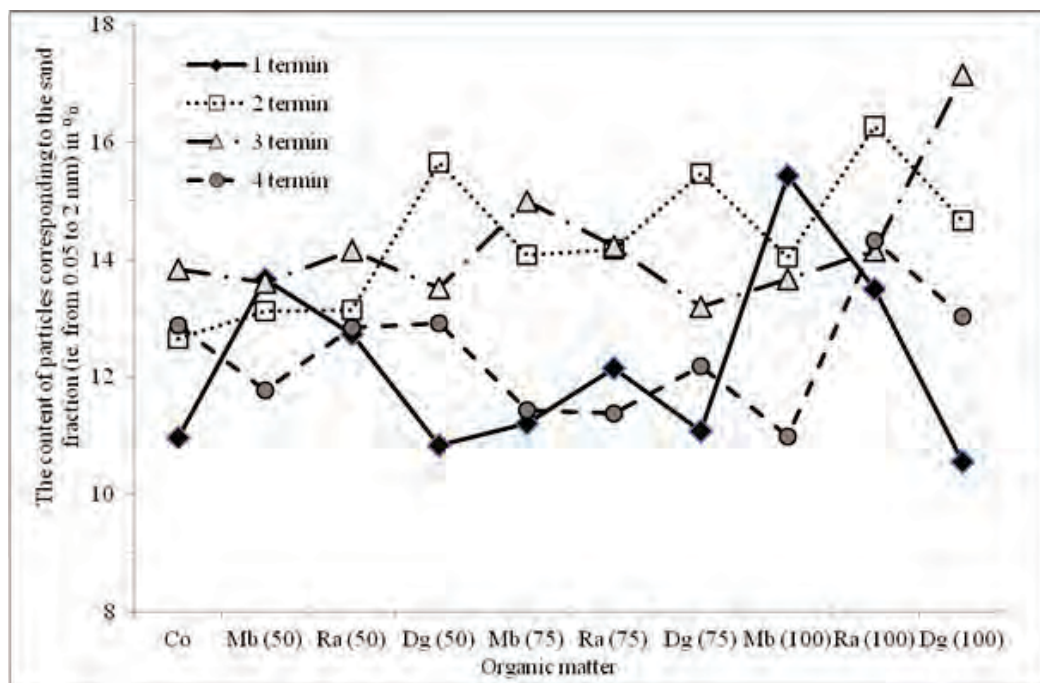
Metody sedimentace by měly být i nadále považovány za nejčastější postupy uplatňované v pedologických laboratořích. Jejich hlavní výhodou je, že není nutné kupovat drahé vybavení, zatímco nevýhodou je časově náročné měření a nízká citlivost. Laserová difrakční metoda

poskytuje reprodukovatelné výsledky, je podstatně citlivější, a analýzy jsou prováděny rychleji. Nicméně zařízení (laserový difraktometr) je v současné době velmi drahý.

Problém, běžně známý a popsáný v literatuře, je obtížné porovnání výsledků získaných metodami z obou skupin. Převážná většina autorů výzkumných zpráv uvádí, že metoda laserové difrakce podceňuje obsah jílovité frakce ve srovnání se sedimentačním postupem.

S vědomím problémů s interpretací dat, autoři u tohoto projektu navrhli využít laserovou difrakční metodu. Důvodem pro použití této metody je její vysoká citlivost a rovněž fakt, že není nutné odstranění organických látek z měřených vzorků. Vzhledem k tomu, že zrnitost samotných částic půdy je prakticky neměnná, předpokládalo se, že díky vysoké citlivosti metody by bylo možné sledovat rozklad organických látek přidávaných do půdy na základě změn v zrnitosti částic. Autoři si byli vědomi, že tento předpoklad se nemusí potvrdit vzhledem k nedostatku informací k danému problému v literatuře. Předpoklad pro použití laserové difrakce je nicméně validní a je zřejmé, že údaje o dekompozici organické hmoty nemohou být získány sedimentační metodou díky její nízké citlivosti a nutnosti odstranit organické látky.

Výsledky získané v průběhu měření (jak z pole, tak z nádobového experimentu) neposkytly jednoznačnou interpretaci jevu rozkladu organické hmoty. Příklady obsahu částic korespondujících s frakcemi písku ve vzorcích ze čtyř odběrových termínů v Pustých Jakartických jsou uvedeny na obrázku 2. Pro vysvětlení absence sledovaných trendů mohou být uvedeny dva faktory: i) prostorová (polní) variabilita distribuce velikosti půdních částic byla natolik vysoká, aby mohla maskovat účinek přídatku organických látek; ii) horní mez měření laserového difraktometru bylo 2 mm, bylo tedy nutné prosít půdu přes síto se stejnou velikostí ok. To může způsobit odstranění velkých nerozložených částic organické hmoty, které následně zabrání jednoznačné interpretaci výsledků rozdělení velikosti půdních částic.



Obr. 2 Obsah frakce písku v půdních vzorcích z polního pokusu v Pustých Jakartických (CZ). Půda byla zpracována s EOM: Co (kontrola), živočišná moučka (Mb), průmyslový kompost (Ra) a digestát (Dg). 50, 75 a 100 = procento celkového přidaného dusíku v organickém hnojivu.

CELKOVÝ ZÁVĚR STUDIE

Na základě šetření v rámci česko-polského projektu lze vyvodit následující závěry:

Výsledky ukazují, že přidání Ra a Mb na půdu v Jakarticích a Dg v Braszowicích má tendenci ke zvyšování retence vody v půdě, která odpovídá polní vodní kapacitě. Obecně nebyl žádný významný vliv ($P < 0,05$) pro všechny typy EOM na půdní vodu, infiltraci etanolu a vodoodpudivost v prvním roce studia (2013), a to jak v Jakarticích, tak v Braszowicích. Nicméně infiltrace vody v Braszowicích a SHC v Jakarticích a Braszowicích měly tendenci ke zvýšení po dodávce Mb a Ra na konci studie v roce 2014. Tato data ukazují, že přídavek Ra a Mb může přispět k rychlejšímu pohybu půdní vody.

Účinek všech EOM na tlakovou sílu (pevnost agregátů), a to jak v Jakarticích, tak v Braszowicích nebyl významný ($P < 0,05$). Nicméně tlaková síla měla tendenci být vyšší na podzim 2014 na plochách ošetřených Ra a Mb.

Trend ukazuje na zvýšení obsahu vody se zvyšující se dávkou organické hmoty v Pustých Jakarticích, zatímco v Braszowicích tento účinek nebyl znatelný. Reakce EOM na tepelnou vodivost byla menší než u obsahu vody.

Obecně platí, že účinek použité EOM na fyzikální vlastnosti půd roste se zvýšením aplikační dávky.

LITERATURA

- Anderson S (2011) Cropping systems, Effects on soil physical properties. In: Gliński J, Horabik J, Lipiec J (eds) Encyclopedia of agrophysics. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp 180-184.
- Bengough AG, Bransby MF, Hans J, McKenna SJ, Roberts TJ, Valentine TA (2006) Root responses to soil physical conditions; growth dynamics from field to cell. *J Exp Bot* 57:437-447.
- Ceccherini MT, Pietramellara G (2011) DNA in soils: Mobility by capillarity. In: Gliński J, Horabik J, Lipiec J (eds) Encyclopedia of agrophysics. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp 224-227.
- Dexter AR, Watts CW (2001) Tensile strength and friability. In: Smith KA, Mullins CE (eds) Soil analysis: Physical methods, second ed. Marcel Dekker Inc., New York, pp 405-433.
- Franzluebbers AJ (2002) Soil organic matter as an indicator of soil quality. *Soil Till Res* 66:95-106.
- Gerke HH (2006) Preferential flow descriptions for structured soils. *J Plant Nutr Soil Sc* 169:382-400.
- Hallett PD, Baumgartl T, Young IM (2001) Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management practices. *Soil Sci Soc Am J* 65:184-190.
- Hallett PD, Nunan N, Douglas JT, Young IM (2004). Millimeter-scale spatial variability in soil water sorptivity: scale, surface elevation, and subcritical repellency effects. *Soil Sci Soc Am J* 68:352-358.
- Horn R (2004) Time dependence of soil mechanical properties and pore functions for arable soils. *Soil Sci Soc Am J* 68:1131-1137.
- Kurochkina GN, Pinskii DL (2002) Mechanism of adsorption of high-molecular surfactants on synthetic analogues of soil aluminosilicates. *Eurasian Soil Sci* 35:1046-1051.
- Król A, Lipiec J, Frac M (2015) The effect of dairy sewage sludge amendment on repellency and hydraulic conductivity of soil aggregates from two depths of Eutric Cambisol. *J Plant Nutr Soil Sci* (in press) DOI: 10.1002/jpln.201400231.

- Krümmelbein J, Wang Z, Zhao Y, Peth S, Horn R (2006) Influence of various grazing intensities on soil stability, soil structure and water balance of grassland soils in Inner Mongolia, P.R. China. *Adv Geocol* 38:93-101.
- Lal R (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304:1623-1627.
- Lipiec J, Horn R, Pietrusiewicz J, Siczek A (2012) Effects of soil compaction on root elongation and anatomy of different cereal plant species. *Soil Till Res* 121:74-81.
- McKenzie BM, Tisdall M, Vance WH (2011) Soil physical quality. In: Gliński J, Horabik J, Lipiec J (eds) *Encyclopedia of agrophysics*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp 770-777.
- Oosterbaan RJ, Nijland HJ (1994) Determining the saturated hydraulic conductivity. In: Ritsema HP (ed) *Drainage principles and applications* (2nd edn.). ILRI Publication 16, Netherlands, pp 435-476.
- Pachepsky YA, Rawls WJ, Lin HS (2006) Hydropedology and pedotransfer functions. *Geoderma* 131:308-316.
- Post WM, Kwon KC (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob Change Biol* 6:317-327.
- Usowicz B, Lipiec J, Usowicz JB, Marczewski W (2013) Effects of aggregate size on soil thermal conductivity: Comparison of measured and model-predicted data. *Int J Heat Mass Tran* 57:536-541.
- Watts CW, Whalley WR, Longstaff DJ, White RP, Brooke PC, Whitmore AP (2001) Aggregation of a soil with different cropping histories following the addition of organic materials. *Soil Use Manage* 17:263-268.
- Wiesmeier M, Steffens M, Mueller CW, Kölbl A, Reszkowska A, Peth S, Horn R, Kögel-Knabner I (2012) Aggregate stability and physical protection of soil organic carbon in semi-arid steppe soils. *Eur J Soil Sci* 63:22-31.
- Witkowska-Walczak B, Sławiński C, Bartmiński B, Melke J, Cymerman J (2014) Water conductivity of arctic zone soils (Spitsbergen). *Int Agrophys* 28:529-535.

Kapitola 6

Vliv EOM na funkční a genetickou diverzitu mikroorganismů a na půdní enzymatické aktivity s ohledem na podmínky prostředí

Magdalena Frąc¹, Agata Gryta¹, Karolina Oszust¹, Bořivoj Šarapatka², Nina Bilińska-Wielgus¹, Małgorzata Brzezińska¹, Ladislav Čáp², Petra Poláková², Stanislav Malý³

¹*Institut agrofyziky Bohdana Dobrzanskiho, Polská akademie věd, Lublin, Polsko*

²*Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, Česká republika*

³*Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika*

ÚVOD

V posledních letech se vede soustavná debata o vlivu různých zemědělských systémů na kvalitu půdy s důrazem na udržitelné hospodaření, přiměřenou produkci plodin a ochranu půdy. Půdní parametry jsou do značné míry ovlivňovány zemědělskými zásahy. Obdělávání půdy mění rychlost transformace organické hmoty a tím i chemické a fyzikální vlastnosti půd (Cannel a Hawes, 1994), zatímco bezorebný přístup (včetně ponechávání posklizňových zbytků na povrchu půdy) ovlivňuje půdní parametry zase jiným způsobem (Lopez-Bellido et al., 2010). Problematika testování těchto parametrů ve vztahu ke způsobu obhospodařování zemědělské půdy je široce popsána ve více vědeckých publikacích (např. Li et al., 2012; Karlen et al., 2013).

Půdní mikroorganismy představují důležitou složku veškeré živé biomasy na Zemi (Whitman et al., 1998), přičemž jeden hektar povrchové vrstvy půdy obsahuje přibližně 10^3 až 10^4 kg biomasy mikroorganismů (Brady a Weil, 2002). Půdní mikroorganismy mají nezastupitelnou úlohu při dekompozici organické hmoty a při uvolňování a koloběhu živin, a proto v půdách ovlivňují jak aktuální obsah živin a chemické a fyzikální vlastnosti, tak i následně primární produkci (Rutigliano et al., 2004). Mikrobiální parametry půd jsou vůči změnám ve způsobu obhospodařování a změnám environmentálních podmínek stejně citlivé jako parametry chemické a fyzikální, nicméně na tyto změny reagují mnohem rychleji (Lynch et al., 2004). Navíc mnohé lidské činnosti, jako je urbanistický rozvoj, zemědělství, znečištění a používání pesticidů, mohou také potenciálně ovlivnit strukturu půdních mikrobiálních společenstev (Zhang et al., 2004; Gryta et al., 2013). Pokud jde o schopnost ekosystémů reagovat na měnící se environmentální podmínky je analýza biologické diverzity nezbytná. Změny ve složení mikrobiálních společenstev mohou být pro funkční integritu půdy zásadním parametrem (Insam, 2001). A proto ochrana půdní mikrobiální diverzity je nezbytným předpokladem pro trvale udržitelný environmentální management (Li et al., 2005). Diverzita půdních mikroorganismů je obrovská a má klíčovou roli pro zachování kvality půdy a rostlinnou produkci. Vývoj nových a účinných metod pro studium diverzity, rozšíření a chování mikroorganismů v půdním prostředí je potom zásadní pro lepší porozumění úrodnosti půd (Hill et al., 2000).

Mezi mikrobiálními skupinami přítomnými v půdě jsou bakterie nejrozšířenější, ale hojně zastoupené jsou také archaea, houby a viry (Fierer et al., 2007). Půdní archaea (skupina se znaky jak bakterií, tak eukaryot) jsou důležitou skupinou pro mnohé půdní procesy. To platí zejména pro

amoniak oxidující archaea (AOA), které mají významnou roli v biogeochemickém cyklu N a jsou často využívány jako bioindikátory pro monitoring kvality půdy (Ritz et al., 2009).

Funkční diverzita půdních mikroorganismů představuje z hlediska celkové mikrobiální diverzity důležitý kvalitativní parametr. Pokles mikrobiální diverzity díky agrotechnickým zásahům může zcela pozměnit významné procesy v terestrických ekosystémech (Philippot, 2013). To zahrnuje celou řadu mikrobiálních přeměn v rámci katabolického potenciálu (schopnost rozložit substrát k získání energie) při využívání organických substrátů. Je důležité zmínit, že kromě mikroorganismů, jejichž metabolismus je založen na zpracování organických sloučenin uhlíku, existuje v půdě mnoho dalších skupin, které jsou schopny pro svůj energetický metabolismus využívat široké spektrum anorganických látek (např. archaea a bakterie oxidující amoniak). Nicméně první skupina mikroorganismů je v půdě hojnější. Hodnocení metabolických profilů mikrobiálních společenstev (CLPP) je metoda, která umožňuje popsat kapacitu půd využít různé organické substráty. Katabolické profily (měřené jako set krátkodobých substrátem indukovaných respirací) se využívají pro stanovení diverzity katabolických funkcí *in situ*. Hodnocení funkční diverzity je obzvláště vhodné při zkoumání vlivu environmentálních i antropogenních faktorů na mikrobiální status půdy. Metoda CLPP je rychlou screeningovou metodou pro detekci rozdílů mezi pokusnými variantami (Insam a Goberna, 2004). Tato metoda se široce využívá pro popis mikrobiálních společenstev v širokém spektru biotopů, a to od přirozených půdních ekosystémů až po půdy hnojené např. kompostem. Aplikace organických materiálů na půdu může vést k mnoha změnám ve struktuře mikrobiálních společenstev a v biogeochemickém cyklu C. V tomto smyslu se např. Frac et al. (2012) pokusili zhodnotit vliv aplikace kalu z mlékárenského průmyslu na diverzitu a rezilienci půdních mikroorganismů a Torsvik a Øvreås (2002) ukázali, že změny ve struktuře mikrobiálních společenstev se projeví i v půdách ošetřených různým typem exogenní organické hmoty.

Biochemické přeměny jsou závislé na přítomnosti odpovídajících enzymů. Mnoho přeměn organické hmoty může být katalyzováno i enzymy, které se v půdě vyskytují mimo buňky mikroorganismů. Kořenový systém rostlin a každá půda tak mohou být charakterizovány unikátní sadou specifických enzymů. Proteinová struktura enzymu, která charakterizuje daný enzym, je citlivá na změny prostředí a to jak přirozeného, tak antropogenního původu. Aktivita vybraných enzymů se často využívá jako dobrý indikátor kvality půdy a díky své citlivosti vůči agrotechnickým zásahům reagují na změny managementu mnohem dříve než ostatní půdní parametry (Bielínska a Mocek-Plóćiniak, 2012). Podle Dicka et al. (1996) mohou být enzymatické aktivity dokonce jakýmsi integrálním biologickým indexem obhospodařování půdy v minulých letech. Mikanová et al. (2006) tak ukázali, že se enzymatické aktivity v půdách ekologického zemědělství oproti půdám v rámci konvenčního zemědělství zvýšily. Mikrobiální biomasa a enzymatické aktivity se obecně zvyšují po přidavku zdroje energie. Nicméně aktivita enzymů je více stimulována organickými materiály než minerálními hnojivy. Vliv aplikace organických hnojiv a kalů se popisuje v mnoha dalších vědeckých publikacích (např. Albiach et al., 2001; Parham et al., 2002).

Dehydrogenázy jsou skupinou oxidoreduktáz, které katalyzují oxidaci organických sloučenin. Dehydrogenázová aktivita potom odráží intenzitu respirace mikroorganismů a slouží jako indikátor mikrobiální aktivity v půdě. β -glukosidáza je jedním z enzymů hydrolyzujících celulosový komplex. Aktivita β -glukosidázy se uplatňuje v biochemickém cyklu C a jako indikátor kvality půdy může poukazovat na změny v půdním organickém uhlíku.

Aby bylo možné otestovat vliv přidavku organické hmoty na půdu, je nutné důkladně pochopit vzájemné vztahy mezi mikroorganismy a jejich prostředím (stanovením genetické a funkční diverzity mikrobiálních společenstev) a vyhodnotit, jakým způsobem aktivity mikroorganismů reagují na začlenění přidané organické hmoty do půdy.

Vedle běžně sledovaných chemických či fyzikálních parametrů se náš výzkum zaměřil na studium biologických a biochemických vlastností a změn v půdním prostředí.

Hlavním cílem této práce bylo vyhodnotit vliv různých typů exogenní organické hmoty (EOM) na mikrobiální parametry používané jako důležité indikátory kvality a ekologického stavu půd. Dílčí cíle byly následující:

- Vyhodnocení a srovnání genetické a fylogenetické diverzity amoniak oxidujících archaeí (AOA) v půdách z polních a nádobových pokusů po přidavku různé EOM (organický kompost – Ag; průmyslové komposty – Ra a Dw; masokostní moučka – Mb; a digestáty – Dg, Bp a Sm).
- Vyhodnocení funkční diverzity mikroorganismů s využitím fyziologických profilů společenstev, především u bakterií, hub a skupiny anaerobních mikroorganismů po přidavku EOM.
- Vyhodnocení půdních enzymatických aktivit (dehydrogenáza, β -glukosidáza, ureáza, CM-celuláza, kyselá a zásaditá fosfatáza) po aplikaci EOM na půdu.

U vybraných půdních vzorků byly také provedeny přídatné analýzy pro zhodnocení vlivu testovaných EOM na (i) rychlost nitrifikace, která je aktivitou spojenou s diverzitou AOA (t-RFLP) a na (ii) růstovou strategii půdních mikroorganismů.

MATERIÁL A METODY

Vliv aplikace exogenní organické hmoty (EOM) na genetickou a funkční diverzitu a na enzymatické aktivity byl hodnocen v rámci polních a nádobových experimentů. Na půdu bylo aplikováno sedm typů EOM s rozdílnými biochemickými parametry: kompost vyrobený ze statkových hnojiv (Ag), dva průmyslové komposty (Ra, Dw), masokostní moučka (Mb) a tři typy digestátů z bioplynových stanic (Dg – z bramborového odpadu, Bp – z řepných řízků, Sm – ze zemědělských bioplynových stanic). Mikrobiologické analýzy zahrnovaly genetickou a funkční diverzitu a dále enzymatické aktivity, které jsou podrobně popsány na obr. 1.

Mikrobiální genetická diverzita byla stanovena s využitím molekulárně-biologických metod. Díky nedávnému nástupu těchto technik je možné provést průzkum mikrobiální diverzity v plném rozsahu, včetně naprosté většiny mikroorganismů, které nemohou být popsány pomocí tradičních přístupů. Molekulárně-biologické metody jsou založeny na charakterizaci mikrobiální diverzity pomocí analýzy nukleových kyselin, které je možné extrahovat z environmentálních vzorků. Fingerprintové metody založené na polymerázové řetězové reakci (PCR) nám potom mohou poskytnout informace o změnách ve struktuře celých společenstev. Pro možnost fingerprintu se běžně využívá analýza polymorfizmu délky terminálních restrikčních fragmentů (t-RFLP), která byla použita i v rámci tohoto projektu. Po reakci PCR byla namnožená DNA naštěpena pomocí restrikčních enzymů a různá délka získaných fragmentů byla stanovena s využitím genetického DNA analyzátoru. Z profilů délek terminálních restrikčních fragmentů potom byla spočtena druhová bohatost a vyrovnanost a také podobnost mezi jednotlivými vzorky (Liu et al., 1997). Díky plné automatizaci bylo možné analyzovat najednou velký počet vzorků půdy (Osborn et al., 2000) a zajistit dostatečnou reprodukovatelnost analýz. Metoda t-RFLP byla využita pro detekci

prostorových a časových změn ve společenstvu archaeí a pro zhodnocení diverzity archaeí v půdě po přidavku EOM. Aby bylo možné vyhodnotit charakteristické rozdíly v profilu terminálních restričních fragmentů, byly profily relativních abundancí jednotlivých fragmentů statisticky porovnány mnohorozměrnou analýzou (Statistica v.10.0). Podobnost mezi jednotlivými vzorky pak byla stanovena s použitím shlukové analýzy založené na Euklidovské vzdálenosti a na metodě „Ward clustering“.

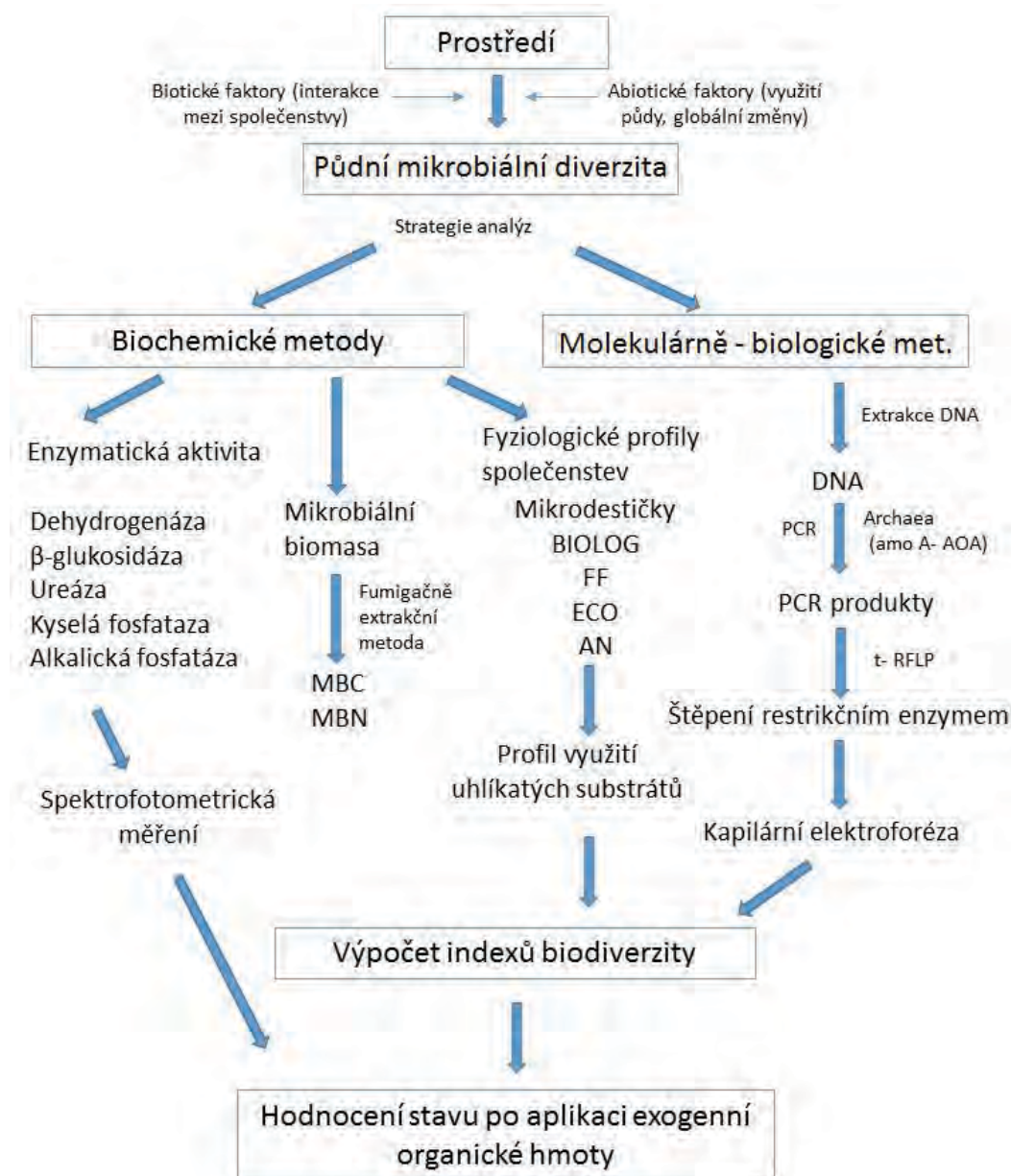
Funkční diverzita půdních mikrobiálních společenstev byla stanovena jako profily využití organických substrátů v mikrodestičkách Biolog ECO Plate (určeny pro hodnocení funkční diverzity celých mikrobiálních společenstev), FF Plate (pro společenstva hub) a AN Plate (pro anaerobní společenstva). Pro data naměřená systémem Biolog byly fyziologické profily společenstev vyjádřeny jako Shannonův index diverzity (H) pro hodnocení vyrovnanosti ve využití substrátů, jako počet pozitivních substrátů (R) vyjadřující počet oxidovaných substrátů na dané mikrodestičce a průměrné vybarvení na jamku (AWCD), které charakterizuje celkovou aktivitu mikrobiálních společenstev. Bylo rovněž stanoveno procentuální využití skupin substrátů C.

Enzymatická aktivita byla měřena spektrofotometrickými metodami. Aktivita dehydrogenázy (DHA) byla analyzovaná s využitím 2,3,5-trifenyltetrazolium chloridu (TTC) jako substrátu. Vytvořený trifenylformazan (TPF) byl extrahován metanolem a měřen kolorimetricky při 485 nm (Thalmann, 1968; Alef and Nannipieri, 1995). Pro stanovení aktivity β -glukosidázy byly půdní vzorky inkubovány s p-nitrofenyl- β -glukosidem (PNG) jako substrátem. Po inkubaci byl vytvořený p-nitrofenol (PNP) extrahován a měřen spektrofotometricky při 400 nm (Eivazi a Tabatabai, 1988; Alef a Nannipieri, 1995). Aktivita fosfatázy byla měřena s použitím p-nitrofenylfosfátu jako substrátu. Vytvořený p-nitrophenol byl extrahován a měřen fotometricky při vlnové délce 400 nm (Tabatabai a Bremner, 1969). Pro stanovení aktivity proteázy byl použit kasein jako substrát a vytvořený modrý komplex (aromatické aminokyseliny reagují s Folin-Ciocalteuovým fenolovým činidlem) byl měřen kolorimetricky při 700 nm (Ladd a Butler, 1972). Pro stanovení aktivity ureázy byly půdní vzorky inkubovány s roztokem močoviny. Uvolněné amonné ionty byly extrahovány roztokem chloridu draselného a měřeny kolorimetricky při 690 nm (Tabatabai a Bremner, 1972). Pro stanovení aktivity nitrátreduktázy byly vzorky inkubovány s dusičnanem draselným jako substrátem. Po inkubaci byl vytvořený dusitan extrahován a měřen kolorimetricky při 520 nm (Abdelmagid a Tabatabai, 1987). Aktivita celulázy byla stanovena s využitím CM-celulózy jako substrátu. Redukující cukry způsobují redukci hexakyanidoželezitanu draselného, který reaguje se síranem železito-amonným za vzniku komplexu hexakyanidoželeznatanu draselného (berlínská modř) a tato je stanovena kolorimetricky (Schinner a von Mersi, 1990).

RESPIRAČNÍ KŘIVKY A KRÁTKODOBÁ NITRIFIKAČNÍ AKTIVITA

Stanovení růstových charakteristik půdních mikrobiálních heterotrofů bylo provedeno dle níže uvedené metodiky. Růstové křivky byly měřeny jako respirace po přidavku glukózy s přidavkem síranu amonného a dihydrogenfosforečnanu draselného. Hodnoty spotřebovaného O_2 byly zaznamenávány každých 15 minut. Z průběhu křivek byla vypočtena specifická růstová rychlost μ , která charakterizuje část mikrobiální biomasy, která se zdvojnásobila za jednotku času. Další hodnocený parametr, $t_{peakmax}$, odpovídá době od přidavku substrátu do dosažení maximální rychlosti respirace.

Stanovení krátkodobé nitrifikační aktivity (SNA) bylo provedeno v pufované půdní suspenzi (pH=7,2) při saturaci substrátem (síran amonný). Byl měřen první krok nitrifikace, oxidace amoniaku na dusitany, následná oxidace dusitanů na dusičnany byla blokována chlorečnanem amonným. Ve třepané půdní suspenzi byla po dvou a šesti hodinách stanovena koncentrace dusitanů. Hodnota SNA byla vyjádřena jako čistý přírůstek $\text{NO}_2\text{-N}$. Získané výsledky lze považovat za potenciální nitrifikační aktivitu stanovenou za optimálních podmínek.



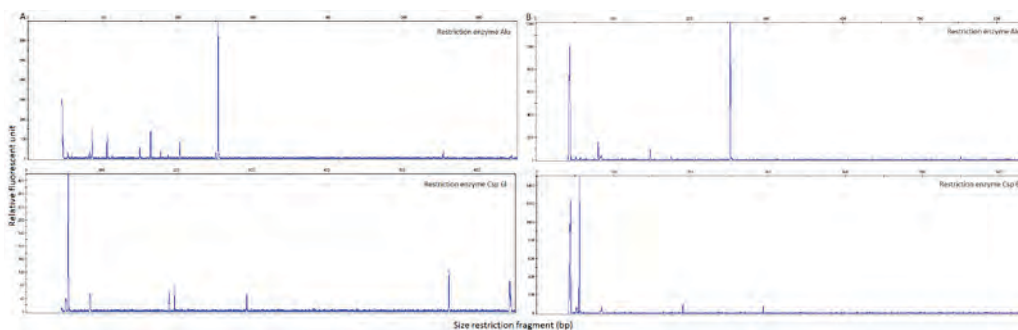
Obr. 1 Schéma mikrobiologických analýz po aplikaci exogenní organické hmoty (EOM) do půdy.

VÝSLEDKY

Genetická diverzita společenstva archaeí s využitím analýzy t-RFLP

Druhová charakteristika společenstev byla stanovena pomocí počtu unikátních terminálních restričních fragmentů (t-RF), které byly detekovány po štěpení amplifikované DNA půdních amoniak oxidujících archaeí (AOA). Získaný profil t-RF (označovaný jako „fingerprint“ společenstva) je složen z terminálních fragmentů s jedinečnou délkou a relativním zastoupením každého fragmentu ze všech fragmentů. Toto relativní zastoupení je dáno velikostí každého píku v elektroferogramu. Každá testovaná půda vyprodukovala unikátní profil t-RF, který byl z velké části, ale ne zcela, odlišný od profilů z jiných půd. Výsledné profily AOA všech testovaných půd se vyznačovaly velkým počtem odlišných píků, což ukazuje na velké množství dominantních skupin archaeí (Obr. 2). Tento rozdílný t-RF profil společenstev je odrazem rozdílného kvantitativního i kvalitativního složení studovaného společenstva AOA v testovaných půdách. Získané profily se navíc vyznačovaly vysokou reprodukovatelností, a to s ohledem jak na přítomnost jednotlivých t-RF, tak na jejich relativní množství. Tyto reprodukovatelné profily bylo možné získat po opakované analýze stejného půdního vzorku a také pro různá opakování v rámci polních i nádobových pokusů. Na druhou stranu byly zjištěny výrazné rozdíly v profilech t-RFLP mezi vzorky z různých experimentů (nádobový pokus, polním pokus v Braszowicích, polní pokus v Pustých Jakarticích). Rozdíly ve struktuře společenstev mezi jednotlivými vzorky byly vyjádřeny jako relativní množství t-RF a zároveň jako jejich přítomnost či nepřítomnost. Shluková analýza pak ukázala, že všechna pokusná opakování jednotlivých dávek EOM byla spolu seskupena, což ukazuje na velkou podobnost mezi pokusnými plochami s totožnou dávkou jednotlivých EOM (Obr. 3). Na druhou stranu jsme zaznamenali jasné rozdíly ve struktuře společenstev AOA mezi jednotlivými pokusy. Shannonův index diverzity, vyrovnanost společenstva a Simpsonův index, které byly vypočteny z ploch získaných píků t-RF, se mezi jednotlivými EOM a jejich dávkami signifikantně nelišily. Podle indexů diverzity byly získané molekulární profily v rámci jedné zemědělské půdy (nezávisle na EOM) značně stabilní, nicméně se výrazně lišily mezi půdami. Délky získaných t-RF se pohybovaly mezi 52 bp a 644 bp po štěpení restričním enzymem *Alu I* a mezi 51 bp a 644 bp po štěpení enzymem *Csp 6I*. Zvýšená intenzita signálu pro jednotlivé píky t-RF naznačuje, že v půdách s aplikací EOM se zvýšila abundance archaeí.

Aplikace EOM zvýšila diverzitu AOA v hlinitopísčité půdě nádobového experimentu. Archaea podílející se na nitrifikaci se zejména v porovnání s kontrolní variantou (bez EOM) vyznačovaly vyšší diferenciací. Obecně platí, že aplikace vedla k větším změnám a zlepšení kvality půdy v hlinitopísčité půdě, zatímco EOM neměla žádný pozitivní či negativní vliv na společenstva archaeí v ostatních dvou půdách. Důvodem pravděpodobně bylo pH půdy (neutrální). Společenstva archaeí byla stabilní a nepozorovali jsme mezi nimi výrazné rozdíly. Mezi všemi půdami jsme také nenašli žádné signifikantní rozdíly v mikrobiální genetické diverzitě vyjádřené jako indexy druhové bohatosti a vyrovnanosti společenstev, a to jak u polních, tak u nádobových pokusů. Aplikované EOM, především digestát Dg v dávce 50 % z celkového dodaného N, průkazně zvýšily půdní mikrobiální diverzitu, pravděpodobně díky zlepšení fyzikálních a chemických parametrů půdní organické hmoty a humusu. Z mikrobiologického hlediska lze aplikaci EOM využívat jako šetrný a rychlý prostředek pro obnovu degradované zemědělské půdy, obzvláště při použití na hlinitopísčitou půdu.

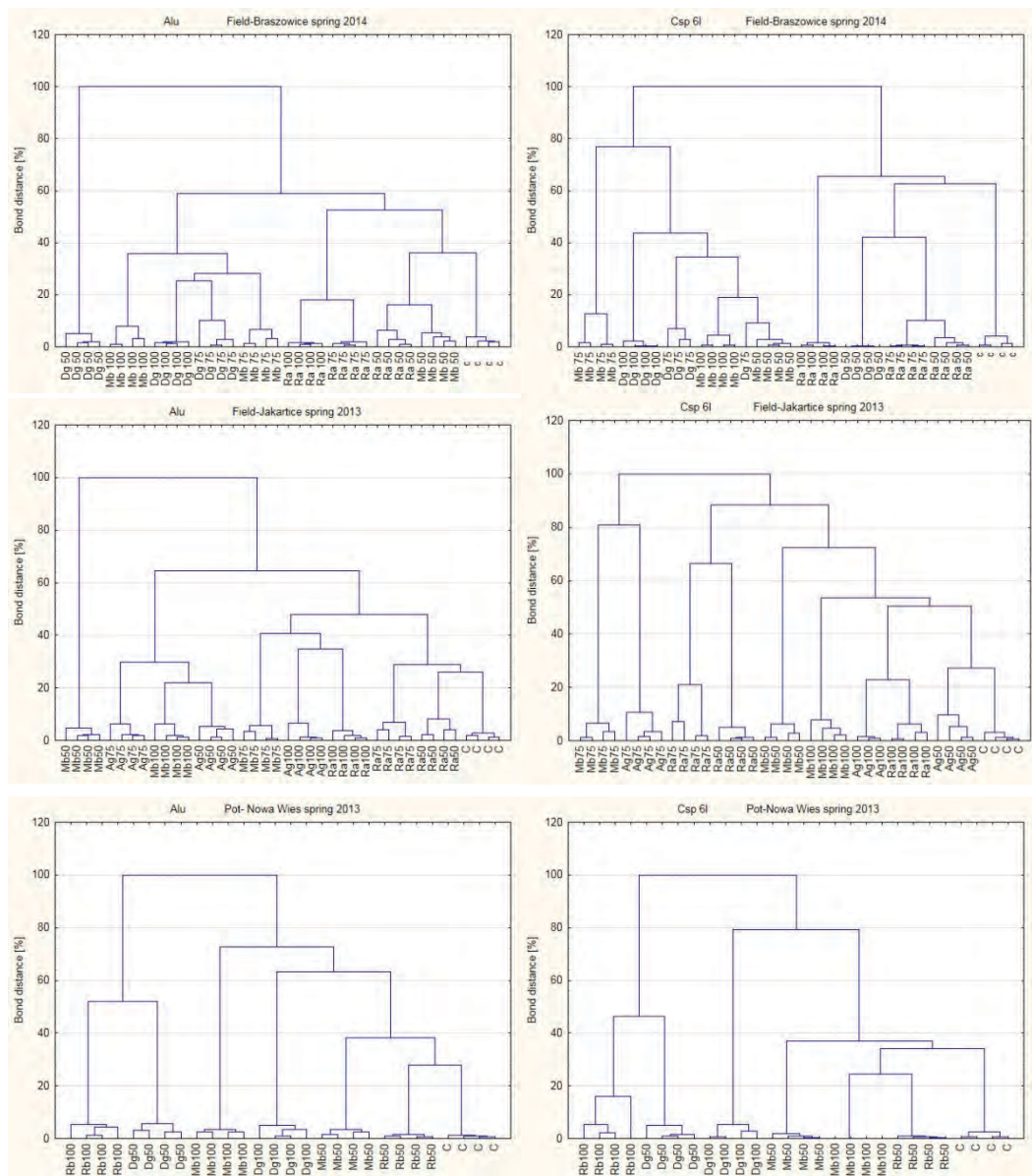


Obr. 2 T-RFLP profily fragmentů genu *amoA* u společenstev archaeí ze dvou půd: A – půda z polního pokusu v Braszowicích s digestátem v dávce 100 % N, B – půda z Dlouhé Vsi v rámci nádobového pokusu s digestátem v dávce 100 % N. z každé půdy je zobrazeno jedno opakování. Překlad: „Size restriction fragment“ – velikost restrikčního fragmentu, „restriction enzyme“ – restrikční enzym, „relative fluorescent unit“ – jednotka relativní fluorescence.

Funkční diverzita půdních mikroorganismů pomocí analýzy fyziologických profilů na úrovni společenstev

Výsledky naší práce ukázaly, že potenciální mikrobiální aktivita vzrůstala v zásazích s EOM. Tím, že použité organické materiály podporují mikrobiální biochemické procesy, chrání půdu před degradací. Protože mikroorganismy jsou zdrojem uhlíku a dusíku, zvýšení jejich počtů a diverzity vede ke zlepšení kvality půdy a půdní úrodnosti. Jako zvlášť citlivé indikátory se pro hodnocení vlivů EOM na půdu ukázaly indexy AWCD, R a H stanovené pomocí systému Biolog, zejména za použití mikrodestiček AN a FF. Toto zjištění podpořily jak výsledky z polních pokusů v Braszowicích a Pustých Jakartících, tak z nádobového pokusu. Přídavek různých dávek EOM do půdy zpravidla vedl ke zvýšení funkční diverzity mikrobiálních společenstev. Indexy biodiverzity ukázaly, že tento způsob zpracování organických odpadů může být užitečný z hlediska jejich recyklace. Velikost a směr vlivu jednotlivých materiálů na funkční diverzitu mikrobiálních společenstev (AWCD, R) závisel na jejich typu a dávce. Jako příklad můžeme uvést změny v počtu pozitivních substrátů (R) po aplikaci průmyslového kompostu Ra nebo průměrné vybarvení na jamku (AWCD) po aplikaci kompostu Ag (Obr. 4). Navzdory těmto rozdílům, nalezeným ve většině zásazích, výsledky Shannonova indexu biodiverzity (H) ukázaly schopnost mikrobiálních společenstev regulovat ve své podstatě funkční diverzitu. Podobné hodnoty tohoto indexu byly nalezeny bez ohledu na typ použitého materiálu a jeho dávku. Příklad Shannonova indexu biodiverzity (H) pro půdy odebrané v různých termínech z pokusů v Pustých Jakartících (a) a Braszowicích (b) po aplikaci masokostní moučky Mb jsou uvedeny na obr. 5.

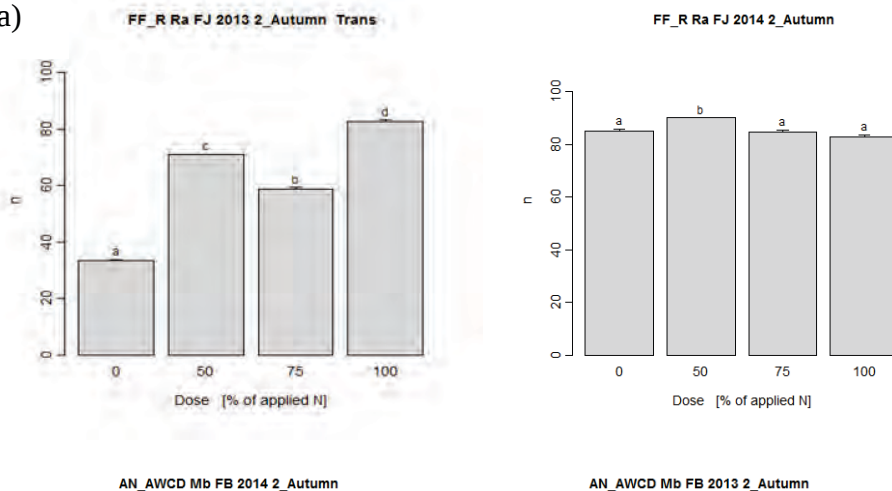
Použití systému Biolog s uhlíkatými substráty umožnilo detekovat změny ve funkční mikrobiální diverzitě po aplikaci EOM. Výsledkem byl pozitivní vliv na dekompoziční procesy díky změnám ve fyziologii půdních mikroorganismů a v katabolických profilech mikrobiálních společenstev. Rozdílné profily ve využití skupin uhlíkatých substrátů byly nalezeny v případě společenstev anaerobních, bakteriálních a hub. Jako příklad jsou uvedeny profily procentuálního využití skupin C substrátů získaných pomocí AN mikrodestiček v půdách odebraných na jaře 2013 v Pustých Jakartících a pomocí mikrodestiček ECO Plate v půdách z Braszowich, které byly odebrány na podzim 2014.



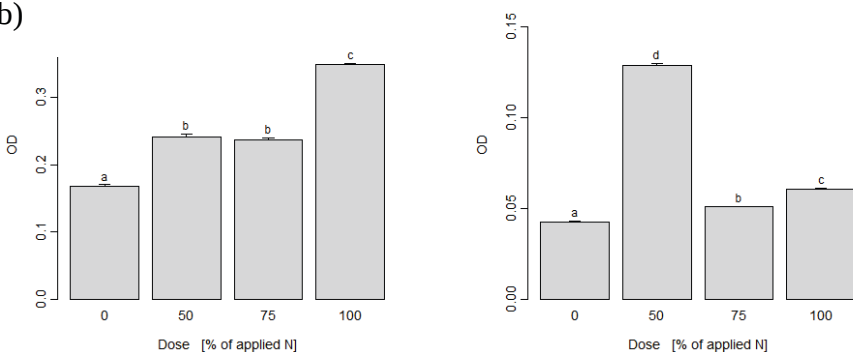
Obr. 3 Dendrogramy t-RFLP profilů pro společenstva AOA ze tří rozdílných pokusů (polní pokus v Braszowicích, polní pokus v Pustých Jakarticích, nádobový pokus s půdou z Nowé Wieści). Shluková analýza byla založena na Euklidovské vzdálenosti a na metodě „Ward clustering“.

Stabilita mikrobiálního systému představuje jeho vnitřní schopnost odolat narušení vnějších podmínek, např. v souvislosti s aplikací EOM. V závislosti na půdním typu a použitém materiálu byla nalezena různá odpověď profilů využití C substrátů (Biolog). Zároveň výsledky ukázaly konvergenci v zásazích s nízkými a vysokými vstupy EOM.

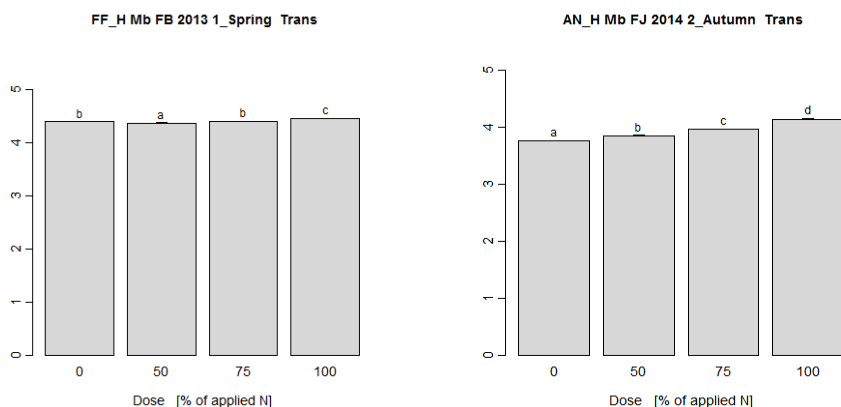
a)



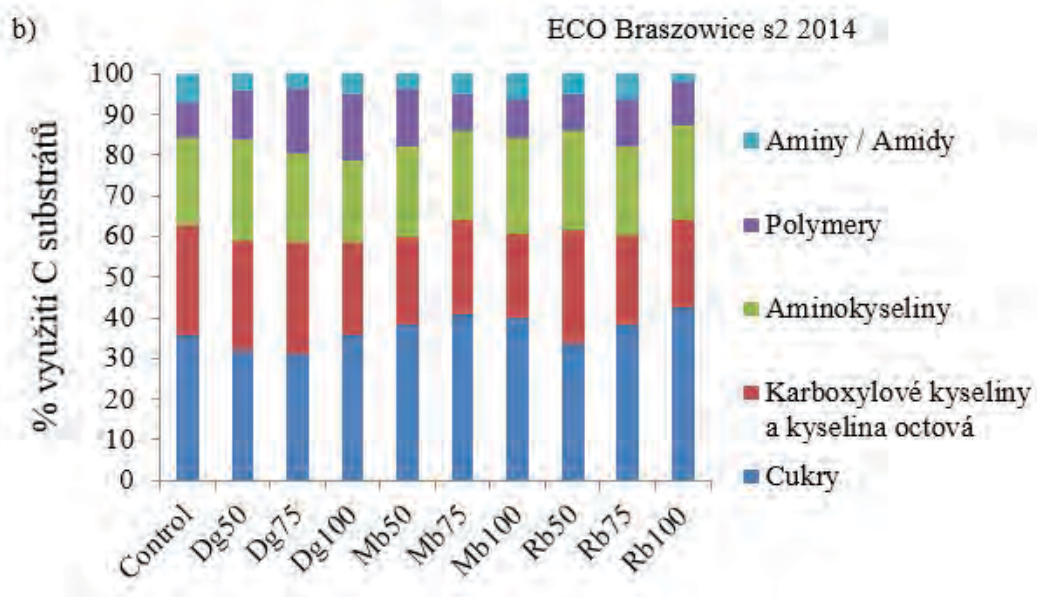
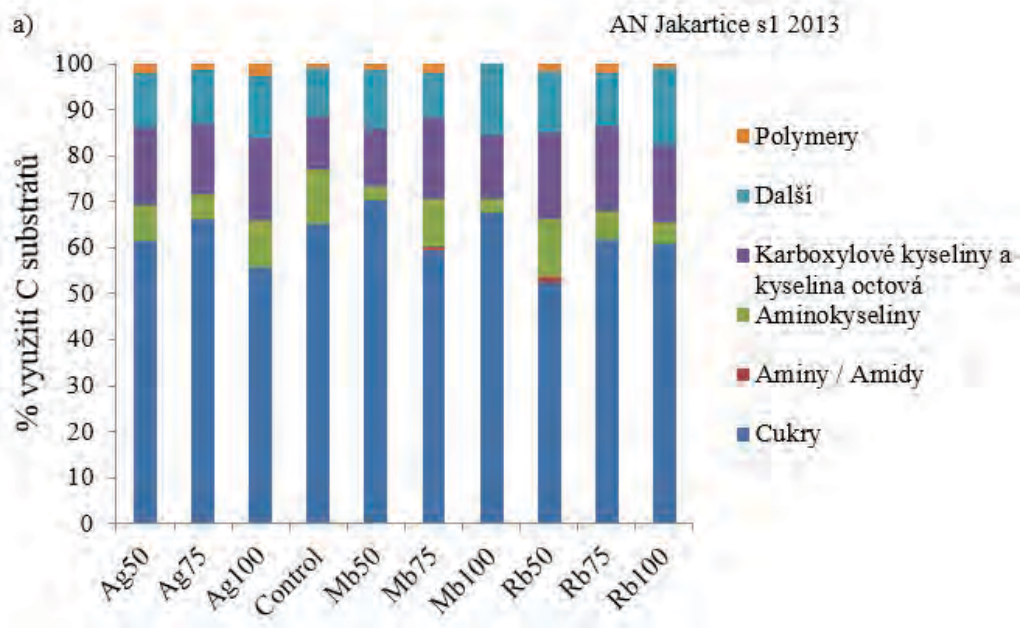
b)



Obr. 4 Změny ve (a) funkční diverzitě společenstva hub vyjádřené jako počet pozitivních substrátů (R) v půdách z pokusu v Pustých Jakarticích; a v (b) anaerobní funkční diverzitě v polním pokusu v Braszowicích po aplikaci masokostní moučky (Mb) založené na stanovení průměrného vybarvení na jamku (AWCD). Zobrazeny jsou výsledky ze vzorků odebraných na podzim (2013 a 2014).



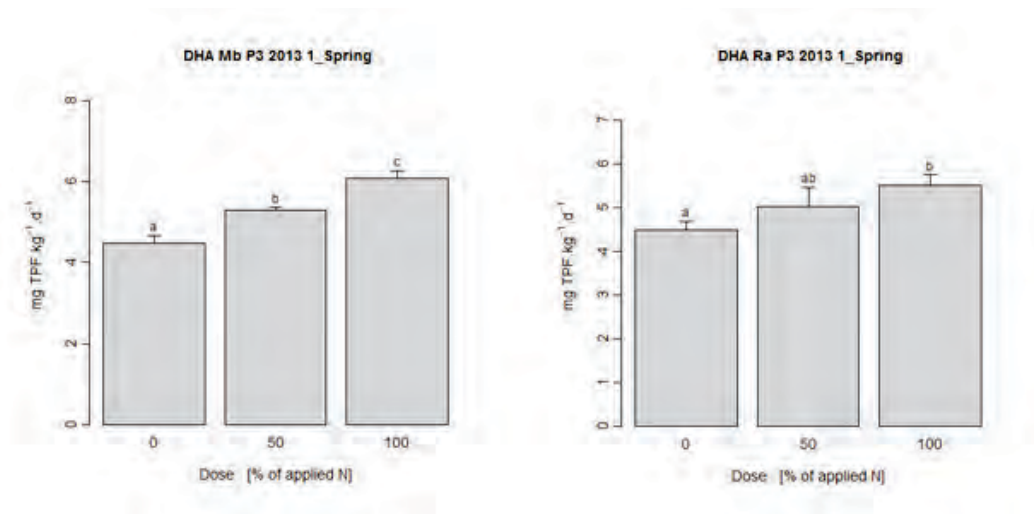
Obr. 5 Shannonův index biodiverzity (H) v půdách z polních pokusů v Pustých Jakarticích (a) a Braszowicích (b) ošetřených masokostní moučkou (Mb), které byly odebrány v různých termínech (jaro 2013, resp. podzim 2014).



Obr. 6 Profily procentuálního využití skupin substrátů C získané (a) pomocí AN mikrodestiček v půdách z pokusu v Pustých Jakarticích odebraných během jarního termínu v roce 2013 a (b) pomocí ECO Plate mikrodestiček v půdách z pokusu v Braszowicích odebraných na podzim 2014.

Ovlivnění aktivity půdních enzymů přidavkem exogenní organické hmoty

Nádobové pokusy ukázaly signifikantní rozdíly v aktivitě půdních enzymů v závislosti na půdním typu, druhu aplikované organické hmoty (EOM) a dobou odběrů. Průkazně zvýšená aktivita dehydrogenázy byla zaznamenána po přidavku organické hmoty s označením Dg, Mb a Ra, a to v obou dávkách na půdě P3 (Pastuchów). Zbylé druhy exogenní organické hmoty neměly na žádném typu půd průkazný vliv na aktivitu dehydrogenázy. Výsledky ukázaly i to, že nebyly statisticky významné rozdíly u aktivity β -glukosidázy po aplikaci EOM. Aktivita β -glukosidázy u půdy obohacené dodanou organickou hmotou se udržovala na podobné úrovni jako kontrolní varianta u obou odběrových termínů. Většina zaznamenaných změn v půdách z Pastuchówa je prezentována na obrázku 7.



Obr. 7 Výsledky aktivity dehydrogenázy (jaro 2013) získané z nádobových pokusů po aplikaci exogenní organické hmoty (Mb a Ra) do půdy P3 (Pastuchów)

Stimulace aktivity dehydrogenázy u půdy z Pastuchówa po aplikaci organické hmoty - Dg, Mb a Ra může souviset s pH obohacené půdy, které bylo 7,2. To je poměrně vysoké ve srovnání s dalšími půdami použitými v experimentu (pH 5,8 u P2 - Nowa Wieś a 6,5 u P1 - Dlouhá Ves). Vlastní test aktivity dehydrogenázy byl měřen v půdním vzorku s pufrům při neutrálním pH. Nicméně pozitivní korelace s neupravovaným pH byla potvrzena v řadě studií. Mimoto organická hmota - Dg, Mb a Ra měla vyšší obsah fosforu (cca. 33223 mg kg⁻¹) ve srovnání s Bp, Dw a Sm, kde byl průměrný obsah P 6508 mg kg⁻¹. To může poukazovat na to, že půdy z Pastuchówa vykazovaly deficit P a stimulace aktivity dehydrogenázy (jako určitý index půdní mikrobiální aktivity) byla výsledkem vyššího obsahu fosforu.

Výsledky získané v polních experimentech indikují trend zvýšené aktivity dehydrogenázy vlivem dodávané EOM. Tato odezva nebyla ale tak rovnoměrná jako v nádobových pokusech, a to pravděpodobně v důsledku změněných podmínek prostředí v polních experimentech. Za účelem porovnání výsledků získaných pro všechny druhy EOM prezentujeme jednoduchou tabulku (Tab. 1), která ukazuje buď signifikantní stimulaci (označeno +) nebo neprůkazný vliv (označeno jako n.s.) aplikované EOM na aktivitu dehydrogenázy. Aplikace digestátu Dg do půd v Braszovicích vedla ke zvýšení aktivity dehydrogenázy v jarních i podzimních odběrových termínech, a to v obou letech 2013 i 2014. Podobná stimulace této aktivity byla prokázána po

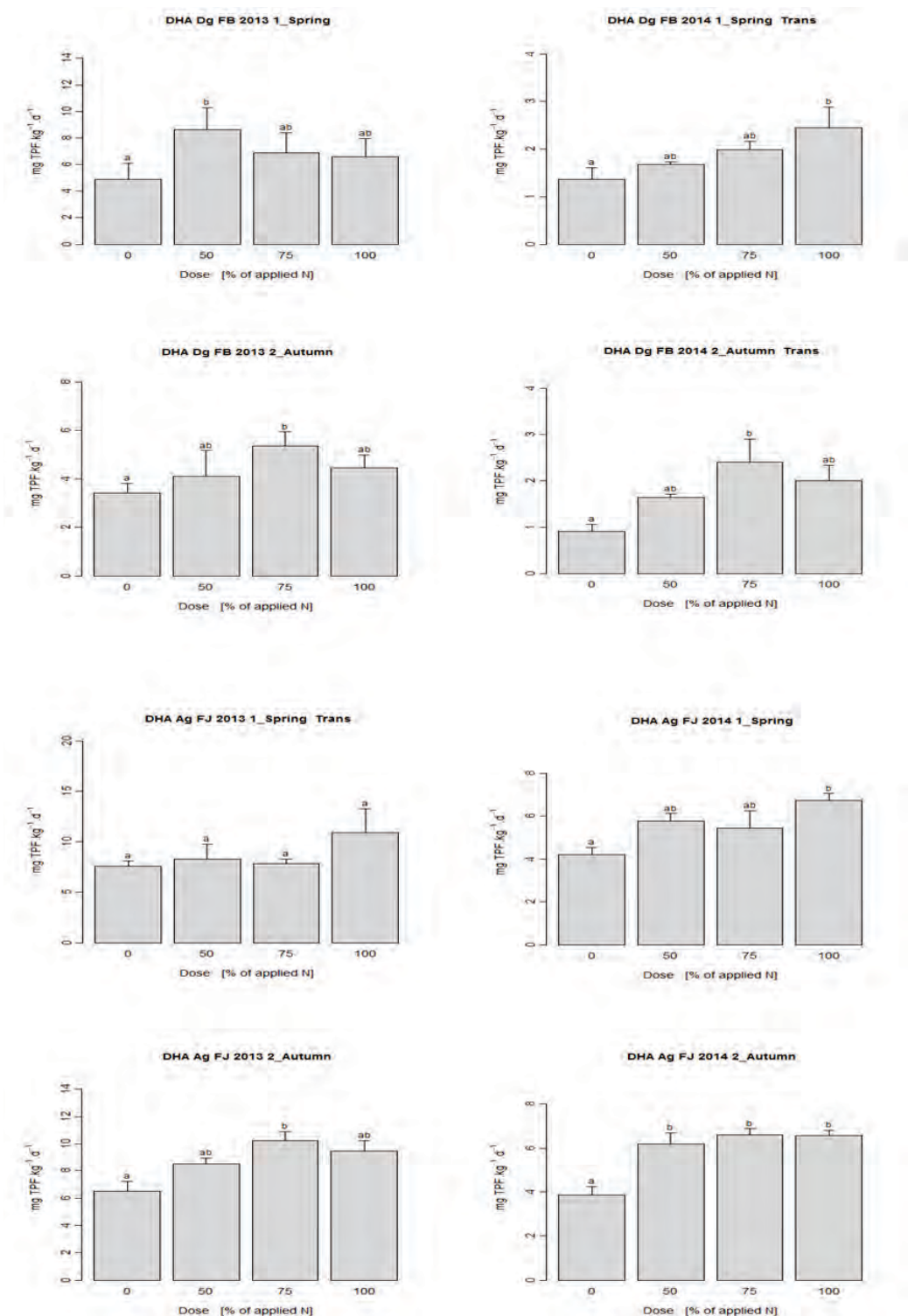
dodávce kompostu Ag v Pustých Jakartících (s výjimkou prvního odběru na jaře roku 2013). Vybrané příklady změn aktivity dehydrogenázy po dodávce EOM ve formě Dg a Ag v Pustých Jakartících a Braszowicích jsou uvedeny na obrázku 8. V několika případech došlo ke zvýšení aktivity dehydrogenázy při dávkách EOM 50 % a 75 % (z celkové dávky N) ve srovnání s kontrolou. Následně však došlo ke snížení aktivity v dávce 100 % N. Z tohoto důvodu bylo u dehydrogenázy obtížné najít jednotný trend změn v souvislosti s dávkami EOM. Přídavek průmyslového kompostu Ra způsobil průkazné zvýšení aktivity dehydrogenázy pouze v podzimních odběrech (v Pustých Jakartících) nebo jen ve druhém roce aplikace (2014) v Braszowicích. Vliv masokostní moučky Mb byl dokonce mnohem menší u obou experimentálních lokalit (Tab. 1). Co se týká aktivity β -glukosidázy, aplikace EOM nevedla k signifikantním změnám ve srovnání s kontrolou, a to na obou lokalitách a ani v nádobových pokusech.

Tab. 1 Zjednodušené srovnání vlivu EOM na aktivitu dehydrogenázy v půdách polních pokusů v Braszowicích a Pustých Jakartících (signifikantní zvýšení (+), neprůkazný vliv (n.s.) ve srovnání s kontrolou). Dg – digestát; Ag – kompost; Mb – masokostní moučka; Ra – průmyslový kompost.

Braszowice		2013	2014	Pusté Jakartice		2013	2014
Dg	Jaro	+	+	Ag	Jaro	n.s.	+
	Podzim	+	+		Podzim	+	+
Mb	Jaro	+	n.s.	Mb	Jaro	n.s.	n.s.
	Podzim	n.s.	n.s.		Podzim	n.s.	+
Ra	Jaro	n.s.	+	Ra	Jaro	n.s.	n.s.
	Podzim	n.s.	+		Podzim	+	+

Výše uvedené výsledky ukazují, že testované EOM ovlivňují aktivitu dehydrogenázy rozdílně, v závislosti na půdě. Například masokostní moučka Mb stimulovala aktivitu v nádobových pokusech u půdy z Pastuchówa, zatímco nevýrazný vliv byl zaznamenán v polních podmínkách obou lokalit. Podobně průmyslový kompost Ra zvýšil aktivitu dehydrogenázy v nádobovém pokusu u půdy z Pastuchówa, zatímco vliv v polních podmínkách závisel na termínu odběru a na půdě (viz Tab. 1). Nicméně výsledky potvrdily pozitivní vliv digestátu Dg (s relativně vysokým obsahem uhlíku a fosforu - 40,7%, resp. 27905 mg kg⁻¹) v obou polních experimentech. Na základě získaných výsledků aktivity dehydrogenázy lze vyvodit, že před použitím EOM by mělo být provedeno testování studované půdy.

Hodnocení vlivu EOM na aktivitu půdních enzymů se netýkalo pouze dehydrogenázy a β -glukosidázy, ale pozornost byla věnována i aktivitě celulózy, kyselá a alkalická fosfatázy a ureázy. Statistická hodnocení aktivity půdních enzymů s využitím analýzy variance a Tukeyho testu prokázala průkazné rozdíly u aktivity celulózy, kyselá a alkalická fosfatázy v závislosti na dávce N v organické hmotě, ale i v závislosti na typu EOM. Rozdíly nebyly statisticky průkazné u aktivity ureázy v lokalitě Jakartice, v lokalitě Braszowice byl u aktivity tohoto enzymu signifikantní rozdíl prokázán v závislosti na množství N dodávaného v organické hmotě. Výsledky byly získávány z analýzy vzorků odebíraných 2 x ročně (jaro a podzim). Stručný přehled statisticky průkazných rozdílů je za roky 2013 a 2014 uveden v tabulce č. 2.



Obr. 8 Aktivita dehydrogenázy v polních experimentech po aplikaci exogenní organické hmoty (Dg a Ag) v různé době odběru na lokalitách Jakartice (a) a Braszowice (b)

Tab 2 Statisticky průkazné podobnosti skupin podle aktivity půdních enzymů v závislosti na dávce EOM v maloparcelkových pokusech lokality Jakartice. V tabulce jsou uvedeny pouze varianty, u nichž byla prokázána statisticky významná závislost. Obdobný vliv byl prokázán i v Braszowicích.

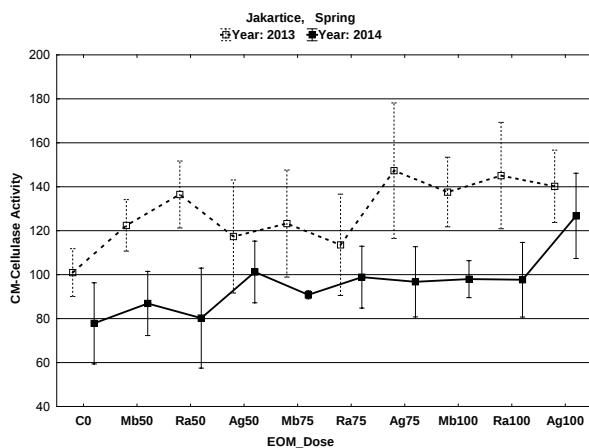
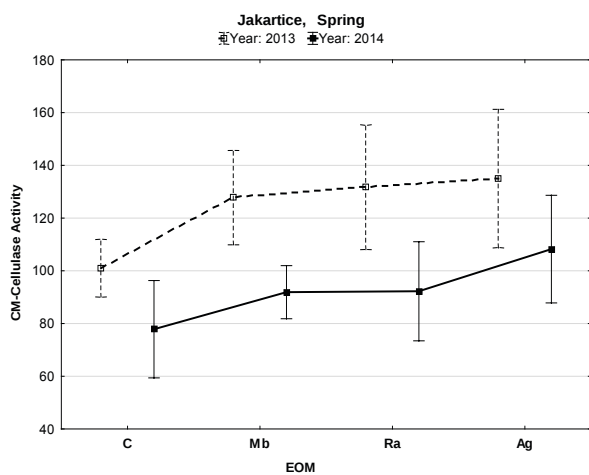
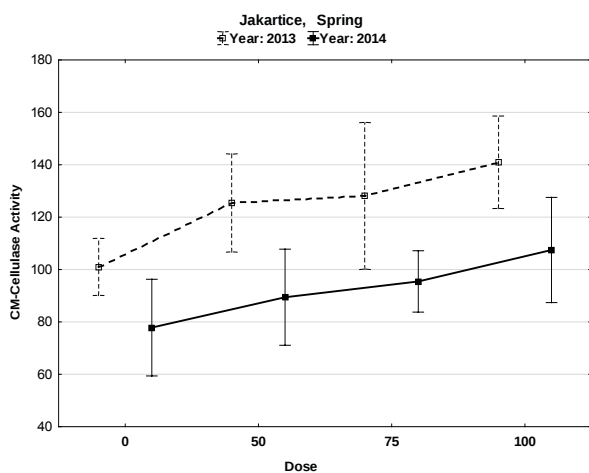
Rok	Období	Statistické rozdíly (ANOVA)	Skupiny - % N v EOM (Tukey test, $p < 0,05$)			
			0	50	75	100
2013	jaro	aktivita celulózy	a	ab	ab	b
		aktivita kyselá fosfatázy	a	ab	ab	b
2013	podzim	aktivita kyselá fosfatázy	a	b	b	b
2014	jaro	aktivita celulózy	a	ab	ab	b
		aktivita alkalické fosfatázy	a	a	a	a

Vliv aplikace EOM byl testován také v nádobových pokusech v Polsku. Zvýšené hodnoty aktivity enzymů se rovněž projeví v řadě variant těchto pokusů, a to v případech zvyšujícího se množství N dodávaného prostřednictvím organické hmoty. Pokud zjednodušíme závěry z rozsáhlého souboru výsledků, které budou detailněji prezentovány ve vědeckém článku, pak je zřetelný efekt na aktivitu enzymů již v jarním období, tedy krátce po aplikaci organické hmoty. Hodnocení se netýká pouze procenta dusíku dodávaného ve formě organické hmoty, resp. v minerální formě v kontrolní variantě (100 = 100% N v EOM a 0 = 100% minerálního N), ale rovněž v závislosti na jednotlivých typech aplikované EOM. Příklady výsledků uvedené na Obr. 9a – 9c jsou z maloparcelkových pokusů v Jakarticích.

Na základě výsledků je možné konstatovat, že v tomto krátkodobém sledování se projeví statisticky průkazné rozdíly v aktivitě enzymů (celulóza, kyselá a alkalická fosfatáza). Vliv dodávané organické hmoty ve formě Mb (masokostní moučka) a Ag (kompost z hnoje, kalů a slámy) na aktivitu enzymů byl nejvyšší ve variantách se 100 % N dodávaného prostřednictvím této organické hmoty. U dalšího typu hnojiva – Ra (průmyslový kompost) a při menších dávkách N dodávaného v organické hmotě byl efekt na aktivitu půdních enzymů méně výrazný a tyto kombinace většinou tvoří samostatnou skupinu mezi kontrolní variantou a variantami s organickými hnojivy, resp. jejich dávkami.

U dlouhodobějšího efektu (podzimní odběr) se rozdíly mezi variantami více stírají, i když u aktivit některých enzymů zůstávají rozdíly mezi kontrolami a variantami s aplikovanou organickou hmotou, resp. dávkami N dodávaného prostřednictvím této hmoty.

Z těchto stručně uvedených výsledků je zřejmý vliv aplikace různých typů EOM a jejich dávek na společenstva mikroorganismů a na produkci extracelulárních enzymů.



Obr. 9 Aktivita celulózy v závislosti na a) dávce N v organické hmotě, b) typu dodávané organické hmoty a c) kombinovaném efektu – typ dodávané organické hmoty + dávka N prostřednictvím organické hmoty (např. Ag100).

Růstové křivky

Půdní mikroorganizmy byly tradičně děleny mezi autochtonní a zymogenní, což přibližně odpovídá současné ekologické klasifikaci na *r*- a *K*- strategii. Pro *K* strategii je typický pomalý růst na komplexních, obtížně rozložitelných, substrátech. Naopak *r* strategové převažují za podmínek, kdy je v půdě nadbytek snadno metabolizovatelných látek, jako jsou např. kořenové exsudáty nebo čerstvé rostlinné zbytky. *r* strategové ho rychle využijí pro svůj růst, jakmile je ale vyčerpán, jejich počty klesají (Dilly, 2005). Je třeba zdůraznit, že neexistuje žádná ostrá hranice mezi oběma skupinami, spíše hovoříme o *r*-*K* kontinuu. Protože exogenní organická hmota většinou obsahuje snadno rozložitelné látky, byl v souvislosti s aplikací EOM očekáván posun směrem k *r* strategii.

Nejvíce viditelným výsledkem našich měření bylo zkrácení doby nutné pro dosažení maximální růstové rychlosti $t_{peakmax}$ se vzrůstající dávkou aplikované EOM (Obr. 10). V porovnání s ostatními materiály byla relativně slabší odpověď mikroorganizmů na vstup EOM nalezena v případě masokostní moučky. Protože rychlá odpověď na vstup labilní organické hmoty je typickým rysem *r* strategie, uvedené zjištění podporuje naši hypotézu o posunu mikrobiálního společenstva k *r* strategii po aplikaci EOM. V některých případech tento jev přetrval až do podzimního odběru. Skutečnost, že mezi aplikací EOM a prvním vzorkováním půd uplynuly v roce 2014 v Pustých Jakartcích pouze dva týdny místo obvyklého měsíce, pravděpodobně způsobila, že popsáný vliv EOM na $t_{peakmax}$ byl detekovatelný pouze na podzim a nikoliv na jaře. Mikroorganizmy v tomto případě zřejmě neměly dostatek času na adaptaci na vstup substrátu.

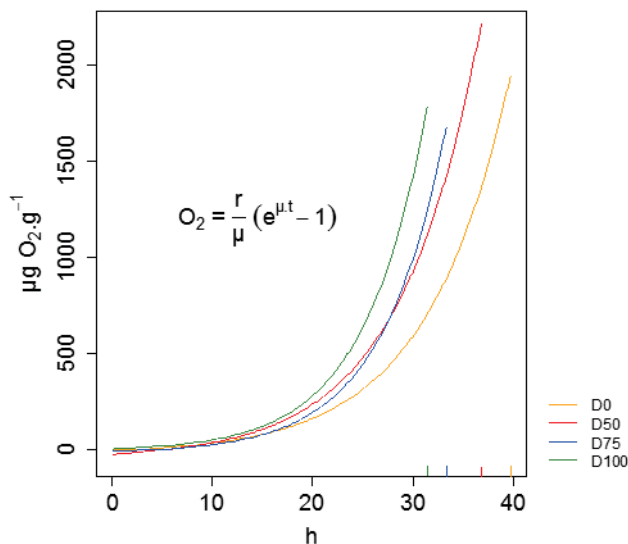
Hodnoty specifické růstové rychlosti μ byly nepřímě úměrné hodnotám $t_{peakmax}$. Není proto překvapením, že aplikace EOM vedla ke zvýšení μ , pozorovaný efekt byl ale méně výrazný než tomu bylo v případě $t_{peakmax}$. Nejvýznamněji se na nárůstu μ podílel průmyslový kompost Ra, když zvýšení specifické růstové rychlosti bylo nalezeno ve všech odběrových termínech s výjimkou Braszowic na podzim 2013 a Pustých Jakartc na jaře 2014. Pro ostatní materiály platilo totéž co pro $t_{peakmax}$, vliv EOM byl v roce 2014 v Pustých Jakartcích nalezen pouze při podzimním odběrovém termínu.

Aplikace průmyslového kompostu Ra na obou lokalitách v letech 2013 a 2014 umožnila vyhodnotit, do jaké míry geografická poloha ovlivňovala vztah mezi dávkami EOM a sledovanými mikrobiálními parametry. Ačkoliv výsledky z obou lokalit byly srovnatelné, menší rozdíly byly nalezeny (viz výše). Podobně porovnatelné výsledky ukázala i masokostní moučka, aplikovaná na obou lokalitách v roce 2013. V půdách obou polních pokusů byly nalezeny rozdíly mezi $t_{peakmax}$ v jarním odběrovém termínu, hodnoty μ v půdách z jarního odběru se lišily pouze v Braszowicích a žádné rozdíly nebyly nalezeny na podzim.

Korelační analýza naznačuje, že změny růstové strategie byly spojeny se změnami pH. Pozitivní vliv vzrůstajícího pH na μ a negativní vliv na $t_{peakmax}$ byl výraznější v Braszowicích než v Pustých Jakartcích, což může být způsobeno nižším pH v prvním případě. Je obecně známo, že mikrobiální růst je pomalejší v kyselých půdách. Přídavek EOM, který zpravidla vedl ke zvýšení pH půdy, tak mohl znamenat vytvoření vhodnějších podmínek pro mikrobiální růst. V některých případech, obvykle během jarního odběrového termínu, byl nalezen signifikantní vztah mezi koncentrací labilní frakce organické hmoty a μ (pozitivní) a $t_{peakmax}$ (negativní). Obecné pravidlo mezi těmito parametry se ale nalézt nepodařilo.

Nádobový pokus, kde byly růstové křivky měřeny pouze na jaře, nabídl mírně odlišné výsledky. Nejvýraznější vliv EOM na mikrobiální růst byl nalezen v půdě Nowa Wieś, která měla nejnižší hodnoty pH a nejnižší obsah organické hmoty ze všech tří použitých půd. Ze šesti

testovaných materiálů pouze digestát Dg a masokostní moučka vedly ke zvýšení μ , což mohlo souviset s relativně vyššími hodnotami N a P v těchto materiálech. Naopak není jasné, proč digestát Bp z bioplynové stanice, kde se zpracovává cukrovková drť, vedl ke zvýšení $t_{peakmax}$ v půdě Nowa Wieś a masokostní moučka ke snížení μ v půdě Pastuchów.



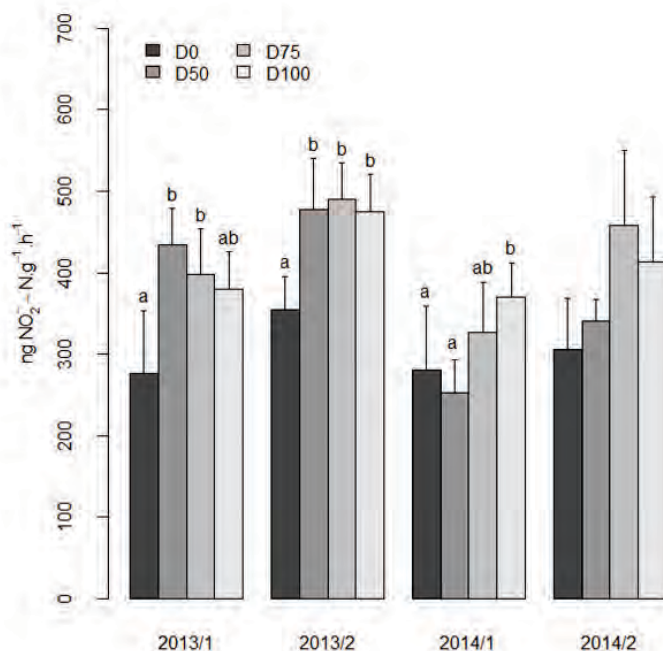
Obr. 10 Vliv průmyslového kompostu Ra na růstové křivky. Data na ose y zobrazují kumulativní spotřebu O_2 , μ označuje specifickou růstovou rychlost a r respiraci na počátku inkubace. Vypočtené hodnoty μ byly $0,121\text{ h}^{-1}$ (D0), $0,138\text{ h}^{-1}$ (D50), $0,153\text{ h}^{-1}$ (D75) a $0,183\text{ h}^{-1}$ (D100), kde D označuje procentuální množství aplikovaného N ve formě EOM.

Krátkodobá nitrifikační aktivita (SNA)

V polních pokusech nebyla krátkodobá nitrifikační aktivita ovlivněna vstupem testovaných materiálů. Výjimkou byl kompost Ag, použitý pouze v Pustých Jakarticích, který zvyšoval nitrifikaci ve všech čtyřech odběrových termínech (Obr. 11). Pro možné vysvětlení tohoto výsledku je třeba si uvědomit, o čem SNA vypovídá. Vzhledem k tomu, že stanovení probíhá při optimálním pH a s přidávkou substrátu, přičemž fyzikálně-chemické vlastnosti půd byly srovnatelné, naměřené hodnoty do značné míry odrážely počty nitrifikátorů. Pozitivní vliv kompostu Ag mohl souviset jednak se skutečností, že aplikace tohoto materiálu znamenala zvýšení pH, klíčového parametru kontrolujícího SNA, jednak s obsahem pomalu rozložitelných materiálů (např. piliny, drůbeží podestýlka), které vedly k dlouhodobějšímu efektu. Vzhledem k nízkému energetickému výťažku oxidace amoniaku rostou půdní nitrifikátoři pomalu a trvá určitou dobu, než dojde ke zvýšení jejich počtu. Proto můžeme očekávat vliv EOM na SNA spíše v případě materiálů s dlouhodobějším účinkem. Podle našich předchozích zkušeností je amoniový ion ihned po vstupu do půdy oxidován na nitritový anion, často bez pozorovatelného vlivu na SNA. Naopak v případě kompostu Ag byly dusíkaté látky uvolňovány postupně, následně mineralizovány na amonium, což pravděpodobně přispělo k pozorovanému vlivu tohoto materiálu na SNA.

V případě nádobového pokusu vykázaly všechny tři testované digestáty, Bp, Dg a Sm, spolu s masokostní moučkou, určitý vliv na SNA. Ačkoliv digestát Dg snižoval nitrifikaci v půdě Dlouhá Ves, nezdá se pravděpodobné, že by to bylo způsobeno přítomností nitrifikačních inhibitorů. Tuto domněnku podporuje fakt, že podobný vliv digestátu Dg na SNA nebyl nalezen u ostatních dvou půd. Spíše to může souviset se skutečností, že půda Dlouhá Ves měla nejvyšší hodnotu SNA ze všech testovaných půd, což ukazuje na příhodné podmínky pro růst nitrifikátorů. Aplikace Dg pravděpodobně vedla k posunu těchto podmínek směrem k méně vhodným. Tuto hypotézu podporuje i fakt, že aplikace ostatních dvou EOM vedla ke snížení SNA v této půdě, uvedený pokles ale nebyl statisticky signifikantní. Na rozdíl od digestátů nebyl v případě nádobového pokusu nalezen žádný vliv kompostů Ag, Ra a Dw. Pozorovaný efekt, kdy pouze digestáty ukázaly časný pozitivní, nikoliv ale konzistentní, vliv na nitrifikaci (masokostní moučka Mb v půdách Dlouhá Ves a Nowa Wieś, digestáty Bp a Sm v půdách Pastuchów a Nowa Wieś, resp.), mohl být způsobeno vyšší dostupností dusíkatých sloučenin v digestátech a lepším kontaktem mezi kapalnými digestáty a půdními částicemi, než tomu bylo v případě kompostů. Zároveň je třeba připomenout, že SNA byla stanovována pouze na jaře, dlouhodobější vliv testovaných materiálů proto nemohl být v tomto případě vyhodnocen.

Naše výsledky ukázaly, že ke zvýšení SNA docházelo po aplikaci obtížně rozložitelných materiálů, které vedly ke zlepšení podmínek pro růst nitrifikátorů.



Obr. 11 SNA v půdách ošetřených kompostem Ag v Pustých Jakartících. Odlišná písmena indikují rozdílné průměry (Tukey test, $p < 0,05$) v rámci jednotlivých odběrových termínů. ANOVA byla signifikantní i na podzim 2014 (2014/2) ($p = 0,048$), Tukeyho test v tomto případě ale neodhalil rozdíly mezi průměry.

SHRNUTÍ A DOPORUČENÍ

Tato práce měla za cíl objasnit význam aplikace různých typů exogenní organické hmoty v zemědělství. Možné využití různých typů odpadu jako např. hnojivo v zemědělství je velmi důležité, protože mnoho evropských zemí (včetně Polska a České republiky) má s nakládáním s odpady určité problémy. Využití odpadu jako hnojiva tak může být přínosem jak pro odpadové hospodářství, tak pro zemědělskou půdu.

Ukázali jsme, že aplikace EOM na půdu vede ke změnám v mikrobiální a enzymatické aktivitě a v diverzitě půdních mikroorganismů. Půdní mikroorganismy a jimi řízené procesy se vyznačovaly různou citlivostí vůči aplikaci EOM. Naše výsledky naznačují, že nejen typ a dávka EOM, ale také typ půdy významně ovlivňují testované mikrobiální parametry. Přídavek EOM pozměnil jak kvantitativně, tak kvalitativně složení společenstva půdních amoniak oxidujících archaeí, nicméně nijak nenarušil biologickou rovnováhu. Aplikace všech testovaných EOM (organický kompost – Ag; průmyslové komposty – Ra a Dw; masokostní moučka – Mb; a digestáty – Dg, Bp a Sm) se tak zdá být pro přirozená mikrobiální společenstva v půdě bezpečná.

Naše práce ukázala, že mikrobiální společenstva byla po přidavku EOM stimulována v podobě jejich zvýšené funkční a genetické diverzity, nicméně tento vliv byl pouze krátkodobý a závisel na typu půdy, ročním období a na aplikované dávce EOM. Analýza půdních metabolických profilů vyjádřená jako AWCD, R a H, byla citlivým indikátorem změn v aktivitě půdních mikroorganismů po aplikaci EOM. Dále bylo zjištěno, že katabolický potenciál mikroorganismů a jejich genetická diverzita v půdách ošetřených EOM byly podobné kontrolní půdě. To znamená, že v půdním prostředí nebyla po aplikaci EOM narušena rovnováha a stabilita mikrobiálních společenstev.

Enzymatické aktivity (CMC-celuláza, kyselá a zásaditá fosfatáza) byly obecně stimulovány nejvyššími dávkami testovaných EOM, nejvíce však masokostní moučkou (Mb). Přídavek EOM do půdy zvýšil aktivitu dehydrogenázy (DHA), přičemž toto zvýšení bylo nejvíce patrné v půdách po aplikaci Ra, Ag a Dg. Na druhou stranu jsme nezaznamenali žádný vliv EOM na aktivitu ureázy a β -glukosidázy.

A konečně, respirační křivky se ukázaly být citlivým indikátorem změn v růstové strategii půdních mikroorganismů po aplikaci EOM. Účinek přidávaných materiálů závisel na jejich kvalitě a na vlastnostech půdy, přičemž větší posun v parametrech růstových křivek byl zjištěn v půdách s méně příznivými podmínkami pro růst mikroorganismů (nižší pH, méně půdní organické hmoty).

LITERATURA

- Abdelmagid HM, Tabatabai MA (1987) Nitrate reductase activity of soils. *Soil Biol Biochem* 4:421-427.
- Albiach R, Canet R, Pomares F, Ingelmo F (2001) Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized by different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technol* 77:109-114.
- Alef K, Nannipieri P (1995) β –glucosidase activity. In: Alef K, Nannipieri P (eds) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London, pp 350-351.
- Alef K, Nannipieri P (1995) Dehydrogenase activity. In: Alef K, Nannipieri P (eds) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London, pp 228-231.

- Bielińska, E. J., Mocek-Płóćiniak (2012) Impact of the tillage system on the soil enzymatic activity. *Arch Environ Prot* 38:75-82.
- Cannel RQ, Hawes JD (1994) Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. *Soil Till Res* 30:245-282.
- Dick RP, Breakwell DP, Turco RF (1996) Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran JW, Jones AJ (eds) *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wi, pp 247-272.
- Dilly O (2005) Microbial energetics in soils. In: Buscot F, Varma A (eds) *Microorganisms in soils: Roles in genesis and functions*. Springer-Verlag, Berlin, pp 123-138.
- Eivazi F, Tabatabai MA (1988) Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol Biochem* 20:601-606.
- Fraç M, Oszust K, Lipiec J (2012) Community level physiological profiles (CLPP), characterization and microbial activity of soil amended with dairy sewage sludge. *Sensors* 12:3253-3268.
- Hill GT, Mitkowski NA, Aldrich-Wolfe L, Emele LR, Jurkonie DD, Ficke A, Maldonado-Ramirez S, Lynch ST, Nelson EB (2000) Methods for assessing the composition and diversity of soil microbial communities. *Appl Soil Ecol* 15:25-36.
- Insam H, Goberna M (2004) Use of Biolog® for community level physiological profiling (CLPP) of environmental samples. In: Kowalchuk GA, de Bruijn FJ, Head IM, Akkermans AD, van Elsas JD (eds) *Molecular microbial ecology manual*. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 853-860.
- Karlen DL, Cambardella CA, Kovar JL, Colvi TS (2013) Soil quality response to long-term tillage and crop rotation practices. *Soil Till Res* 133:54-64.
- Ladd JN, Butler JHA (1972) Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol Biochem* 4:19-30.
- Li LJ, You MY, Shi HA, Han XZ (2012) Short-term tillage influences microbial properties of a Mollisol in Northeast China. *J Food Agric Environ* 10:1433-1436.
- Lopez-Bellido RJ, Fontan JM, Lopez-Bellido J, Lopez-Bellido L. (2010) Carbon sequestration by tillage, rotation, and nitrogen fertilization in a Mediterranean Vertisol. *Agron J* 102:310-318.
- Mikanová O, Javůrek M, Vach M, Markupová A (2006) The influence of tillage on selected biological parameters. *Plant Soil Environ* 52:271-274.
- Parham JA, Deng SP, Raun WR, Johnson GW (2002) Long-term cattle manure application in soil. I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biol Fert Soils* 35:328-337.
- Philippot L, Spor A, Hénault C, Bru D, Bizouard F, Jones C, Sarr A, Maron PA (2013) Loss in microbial diversity affects nitrogen cycling in soil. *The ISME J* 7: 1609-1619.
- Ritz K, Black HJ, Campbell CD, Harris JA, Wood C (2009) Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecol Indic* 9:1212-1221.
- Schinner F, von Mersi W (1990) Xylanase, CM-cellulase and invertase activity in soil: An improved method. *Soil Biol Biochem* 22:511-515.
- Tabatabai MA, Bremner JM (1969) Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol Biochem* 1:301-307.
- Tabatabai MA, Bremner JM (1972) Assay of urease activity in soils. *Soil Biol Biochem* 4:479-487.
- Thalmann A (1968) Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenase Aktivität in Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtschaftliche Forschung* 21:249-258.
- Torsvik V, Øvreås L (2002) Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr Opin Microbiol* 5:240-5.

Kapitola 7

Půdní fauna a její vztah k aplikované exogenní organické hmotě

Ivan Hadrián Tuf, Ondřej Horňák

Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, Česká republika

Půda je živý systém. Tím se má na mysli, že půda je jednak výsledek činnosti půdních organismů a také je těmito organismy osídlena. Půda sice na první pohled vypadá jako neživá materie, nicméně pokud bychom půdu zbavili všech organických látek, tak bychom získali mrtvý substrát, který by připomínal měsíční prach či pouštní písek. Takový materiál nazýváme regolitem a na rozdíl od půdy postrádá spoustu důležitých vlastností – jeho úživnost je omezená a rychle se vyčerpá, špatně váže a drží vodu a je nesoudržný, čili náchylný k erozi. Co půdu dělá půdou, to jsou organismy. Důležité jsou jak vlastní živé organismy, tak mrtvá organická hmota, která se hromadí nejen na povrchu půdy ve formě opadu, ale také v půdním profilu tak, jak půdní organismy v půdě běžně hynou a/nebo vylučují exkrementy a exsudáty.

KLASIFIKACE PŮDNÍCH ORGANISMŮ

V půdě žijící soubor druhů nazýváme edafonem. Toto slovo už v sobě obsahuje informaci o místě žití (řecké „edaphos“ znamená „půda“), proto slovní spojení „půdní edafon“ je nesmyslné. Mezi půdní organismy náležejí zástupci všech říší, přičemž tradiční přístup dělí edafon do dvou základních skupin – zooedafon (zástupci živočichů a heterotrofních prvoků) a fytoedafon (rostliny, houby, řasy a prokaryota). Co se objemu týče, fytoedafon představuje 75 % sušiny biomasy edafonu, přičemž veškerý edafon představuje pouhých 1–10 % sušiny biomasy veškeré organické hmoty v půdě. To je zřejmě důvod, proč je význam půdních organismů běžnými lidmi podceňován – organické hmoty je v půdě relativně málo, živých organismů jen zlomek a okem viditelných ještě méně (Obr. 1).

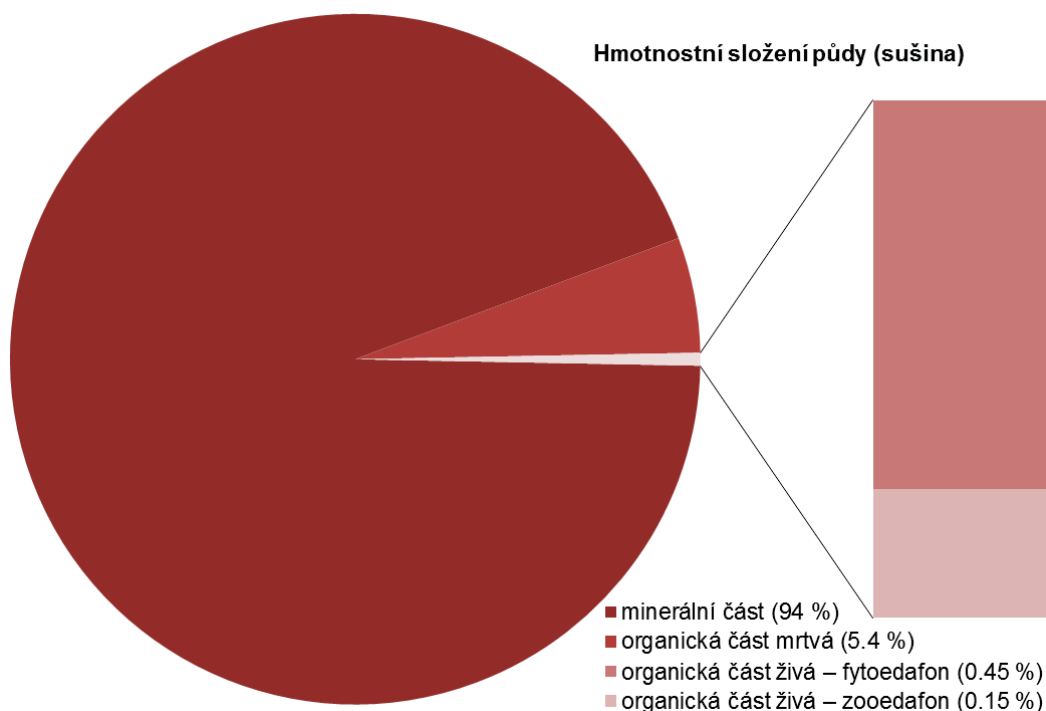
Půdní organismy lze samozřejmě klasifikovat i jinak než podle taxonomické příslušnosti. Základní ekologická klasifikace je podle způsobu výživy – živočichové jsou děleni na predátory lovcí jiné živočichy, herbivory ožirající kořeny a řasy a saprofágy, kteří žerou jak mrtvou organickou hmotu, tak i houby a bakterie, které tuto hmotu porůstají.

Půdní živočichové se ještě velmi často kategorizují podle místa převažujícího výskytu v půdě. S jejich místem výskytu jsou totiž často úzce provázané adaptace na konkrétní specifické podmínky (velikost půdních pórů a s tím související tvar a velikost těla, schopnost aktivně hrabat, pigmentace, kvalita zraku a další):

- Euedafon je označení pro živočichy žijící trvale v hlubších vrstvách, jsou obvykle drobnější, bez pigmentu, slepí, s tenkou kutikulou.
- Hemiedafon označuje druhy, které obývají svrchní vrstvy půdy, typicky fermentační vrstvu dobře vyvinutou v lesích i trvalých travních porostech.
- Epigeon jsou živočichové vázaní svým výskytem na povrch půdy, žijí zde v opadu a pod kameny či dřevem, většinou jsou dobře pigmentovaní a mnohem lépe chránění proti vysychání.

Zoologové v rámci klasifikace edafonu také často zohledňují časový aspekt výskytu konkrétních druhů v půdě. Na základě této charakteristiky rozlišují:

- Protoedafon, což je označení pro druhy, kteří žijí v půdě jen první část života. Typicky se jedná o zástupce hmyzu, kteří mají larvální stádia žijící v půdě, jako ponravci, drátovci a jiní.
- Hemiedafon je označení pro živočichy, kteří jsou nacházeni v půdě často, ale jsou schopni přežívat i v jiném prostředí, kde je přiměřeně tma a vlhko (např. jeskyně, dutiny stromů, pod kůrou pařezů atp.).
- Euedafon je označení pro druhy, které přežijí jen v půdě a tuto proto vůbec neopouštějí.
- Pseudedafon je označení pro druhy, které příležitostně v půdě nacházíme, ale ti se zde pouze ukrývají např. během zimy. Sami v půdě neaktivují a do dekompozičního potravního řetězce se aktivně nezapojují.
- Tychedafon je pak zbytkové označení pro druhy, které v půdě nežijí a dostávají se sem vzácně a spíše nedopatřením (například larvy vodního hmyzu krátce po záplavách).



Obr. 1 Složení půdy jako hmotnost jednotlivých složek sušiny půdního vzorku.

Poslední důležitý způsob klasifikace edafonu je typicky ekologický. Využívá dělení půdních živočichů podle jejich velikosti do čtyř kategorií:

- Mikrofauna je označení pro druhy menší než 0,2 mm, tj. neviditelné pouhým okem, což je typické pro prvky, jako jsou nálevníci či krytenky.
- Mezofauna je souborné označení pro živočichy menší než 2 mm a větší než mikrofauna. Typicky do této kategorie patří chvostoskoci a půdní roztoči, často také hlístice, vířníci či želvušky.
- Makrofauna je dobře patrná pouhým okem, do této kategorie spadají skupiny, jejichž zástupci dorůstají až 2 cm, což je typická velikost pro řadu brouků. Ale i stonožek, mnohonožek stejnonožců a dalších.
- Megafauna souborně označuje druhy živočichů, které jsou větší než dva centimetry, což je běžná velikost jak pro žížaly, tak i pro všechny obratlovce.

Důvodem pro tuto poměrně bizarní klasifikace je ekologická souvislost mezi velikostí organismu a početností jeho populací (Tab. 1). Drobné druhy jsou v prostředí mnohem početnější než druhy velké. Zatímco abundance megafauny dosahuje maximálně několika málo desítek jedinců na metr čtvereční, abundance jednotlivých skupin makrofauny je obvykle v řádu desítek až stovek. Abundance mezofany se pohybuje v tisících až statisících a početnost mikrofauny dosahuje až stovek milionů jedinců na metr čtvereční.

Tab. 1 Orientační početnost jednotlivých taxonů v půdě (podle Rusek 2000).

taxon	abundance (ind./m ²)
<i>půdní mikrofauna</i>	
bičíkovci	500 000 000
krytenky	100 000 000
nálevníci	1 000 000
<i>půdní mezofauna</i>	
vířníci	25 000
hlístice	1 000 000
roztoči	100 000
chvostoskoci	50 000
<i>půdní makrofauna</i>	
roupice	10 000
měkkýši	100
stonožky	200
mnohonožky	300
suchozemští stejnonožci	150
brouci	100
dvoukřídli (larvy)	100
<i>půdní megafauna</i>	
žížaly	50

VÝZNAM PŮDNÍ FAUNY

Půdní fauna je nejen svým způsobem života vázána na půdu, ale také půdu silně ovlivňuje a podílí se na její tvorbě. První a velmi významnou činností edafonu je dekompozice mrtvé organické hmoty. Přestože na polích příliš mnoho opadu nezůstává, v přirozených ekosystémech je produkce opadu odhadována až na několik tun na hektar ročně. Pokud by nedocházelo k dekompozici, byly by prvky a živiny vázané v mrtvé organické hmotě pro rostliny nedostupné. Právě dekompozice, kterou provádí edafon, je nezbytným procesem přeměny složitých organických látek na komplexní látky humusové povahy a rostlinám přístupné živiny, jež jsou na humus vázány a postupně uvolňovány. Právě humus má oproti průmyslovým hnojivům tu výhodu, že dokáže „přebytek“ živin vázat v půdě a zabránit splachování a následné eutrofizaci vod. Mrtvá organická hmota je působením zooedafonu rozkládána mechanicky, zatímco fytoedafon (hlavně bakterie a houby) ji rozkládají biochemicky. V rámci půdní fauny jsou významní hlavně makrodekompozitoři, kteří materiál rozmělnují. Touto činností totiž zvětšují jeho povrch, který mohou posléze napadat bakterie a houby. Kousky rostlinných pletiv v exkrementech makrodekompozitorů (např. mnohonožek) jsou velmi vhodným substrátem pro rozvoj mikroorganismů. Tímto způsobem makrodekompozitoři urychlují rozklad opadu, ale zpomalují mineralizaci, čímž napomáhají vázání uhlíku v půdě (Frouz et al., 2015). Posléze, po rozkladu celulózy a jiných těžko stravitelných látek, jsou původní exkrementy výživnou potravou pro řadu půdních živočichů.

Půdní fauna mrtvou organickou hmotu nejen rozmělnuje, ale také promíchává s minerální složkou půdy. Při svém pohybu totiž trouse exkrementy v různých hloubkách. Velký význam v tomto mají tzv. hlubinné žízály, které si stavějí trvalé systémy chodbiček. Při hloubení nor vynášejí jemné minerální částice na povrch. Navíc chodby chrání proti zhroucení tzv. cementováním stěn svými exkrementy. Takto vyztužené chodbičky jsou typické tmavšími stěnami, zřetelnými i při prohlídce pouhým okem. Hlubinné žízály (a nejen ony) svými chodbami napomáhají aeraci půdy. Také zvyšují schopnost půdy vsakovat vodu, čímž snižují intenzitu vodní eroze na svažitých polích. Dobře oživené půdy totiž poznáme podle hustoty ústí žízálích chodbiček – na jednom metru čtverečním může vyústit 50 až 200 chodeb.

Žízalami vyztužené chodbičky dokonce umožňují rostlinám lepší prokořenění, jelikož rostoucí kořínky nalézají v chodbičkách jak prostor, tak důležité živiny v jejich stěnách. Tento efekt žízal na kořenění byl doložen i v kontrolovaných laboratorních experimentech. Žízály se také podílejí na tvorbě půdních agregátů, jelikož mukus obsažený v jejich slizu je pojivem půdních částic. I přes velkou aktivitu půdních bezobratlých půda vzniká velmi pomalu. Centimetr půdy vzniká na matečné hornině řádově desítky až stovky let, pokud není vznikající půda okamžitě odnášena vodou či větrem.

VZORKOVÁNÍ PŮDNÍ FAUNY

Jak jsme zmiňovali dříve, půdní fauna se mj. klasifikuje, podle místa, kde v půdním profilu žije. Rozlišujeme epigeon vázaný na povrch půdy, hemiedafon obývající svrchní vrstvy půdy a euedafon žijící hlouběji v půdě. S tím souvisí metody studia půdní fauny.

Velmi rozšířenou metodou, která se používá pro studium epigeonu, jsou padací zemní pasti. Princip takové pasti je velmi jednoduchý – past tvoří nádoba zakopaná do půdy tak, aby její ústí lícovalo s povrchem půdy. Živočichové, kteří po půdě běží, její okraj včas nezaznamenají a do pasti spadnou. Aby v pasti zůstali a aby se navzájem nepožírali, naplňuje se taková past fixační

tekutinou, která bezobratlé šetrně usmrtí a zabráňuje rozkladu jejich těl. Jako pasti se často využívají běžné zavařovací sklenice Omnia (objem 0,7 l), do kterých se pro snadnější manipulaci vkládají plastové nápojové kelímky (objem 0,3 l), s cca dvěma decilitry slabého vodného roztoku formaldehydu (ca 4% roztok). Proti dešti i vysychání jsou pasti kryty stříškou, která je ca 2-4 cm nad povrchem země. Pasti se v polních ekosystémech instalují obvykle po zasetí plodiny a vybírají se ve dvoutýdenních až čtyřtýdenních intervalech. Zemní pasti však nedokáží zachytit euedafon, který po povrchu půdy loží velmi zřídka a podhodnocuje výskyt hemiedafonu. Proto je velmi vhodné kombinovat zemní pasti s jinou metodou, zaměřenou přímo na hodnocení společenstev a populací euedafonu.

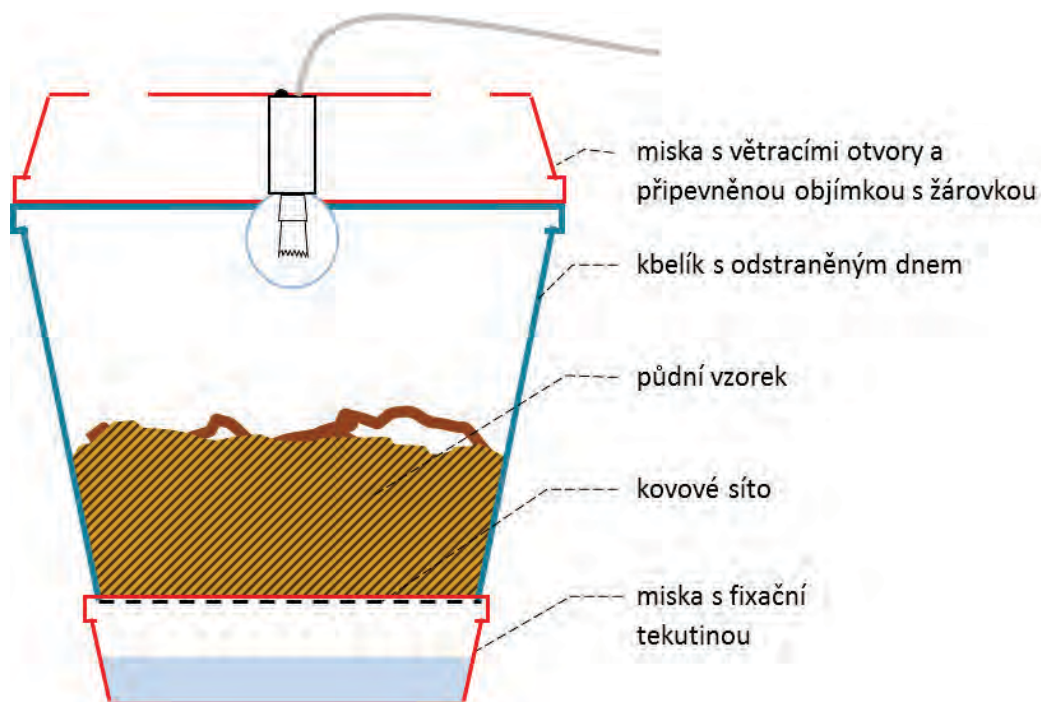
Běžně využívanou metodou studia euedafonu je tepelná extrakce půdních vzorků. Velikost půdních vzorků by měla reflektovat přirozené abundance klíčových modelových skupin, na které je výzkum zaměřen. Při studiu půdní makrofauny se velikost odebíraných vzorků pohybuje mezi $1/16$ a $1/25$ m² při hloubce 10 cm. Objem takového vzorku je pak 4, resp. 6,25 litru. Živočichové z těchto vzorků se buď vybírají ručně, či (ještě lépe) vypuzují pomocí tepla. Termoelektrody jsou založeny na principu, že půdní vzorek je položen na síto a seshora ohříván žárovkou. Ta způsobuje postupné vysychání vzorku, na což reagují živočichové snahou se zahrabat hlouběji. Díky tomu postupně propadávají sítím do podložené nádoby s fixační tekutinou (Obr. 2). Dostatečné proschnutí vzorku je pro tuto metodu nezbytné, proto je třeba dbát, aby vrstva zeminy v termoelektrodě nebyla příliš silná, zabránit tomu lze rozdělením vzorku do dvou termoelektrod.

Pro vzorkování edafonu existuje řada dalších metod, ale tyto dvě je možné považovat za dobrý základ pro možnost kvalitního poznání společenstev půdní fauny. Tyto metody byly taky použity v naší studii posuzující vliv dodatku různých typů organické hmoty na komplexní vlastnosti půdy, včetně společenstev půdních bezobratlých.

ORGANICKÁ HMOTA A VÝŽIVA ROSTLIN

Organická hmota v půdě je hlavním zdrojem výživy rostlin v přirozených ekosystémech a je proto nejužitečnějším ukazatelem udržitelnosti půdních zdrojů (King et al., 2013). V umělých produkčních systémech je výnos plodin z ekosystému systematicky odstraňován a využíván jako zdroj potravy pro člověka či hospodářská zvířata, nebo jako zdroj energie atp. Jelikož se živiny nevracejí do půdy ve formě opadu, dochází k dehumifikaci těchto půd. Ochuzení půd o organickou hmotu způsobuje ale také eroze a zamokření či vysušení půd, jež urychlují mineralizaci organické hmoty (Urban et al., 2003). V umělých systémech, ve kterých chceme udržovat vysokou primární produkci, většinou řešíme nedostatek organické hmoty v půdě hnojením. Běžně využívaná statková hnojiva či tzv. zelené hnojení přitom podporují hlavně mineralizaci. To znamená, že dodaná hnojiva jsou intenzivně přeměněna na živiny, jež jsou plodinou spotřebovány. Proces humifikace, respektive podpora pomalého tlumeného uvolňování živin z humusu je podpořen převážně aplikací vyzrálých kompostů a humátů na polích. Pravidelné navracení odebraných živin a dostatečný přísun organických látek na pole je velmi důležité pro zajištění dostatečné produkce i pro minimalizování environmentálních rizik a degradaci půd (Šarapatka et al., 2010). S ohledem na převažující mineralizaci většiny forem dodávané organické hmoty je však třeba dbát na vyváženou bilanci, aby rostliny „stíhaly“ živiny spotřebovávat a nedocházelo k jejich vyplavení a eutrofizaci podzemních i povrchových vod.

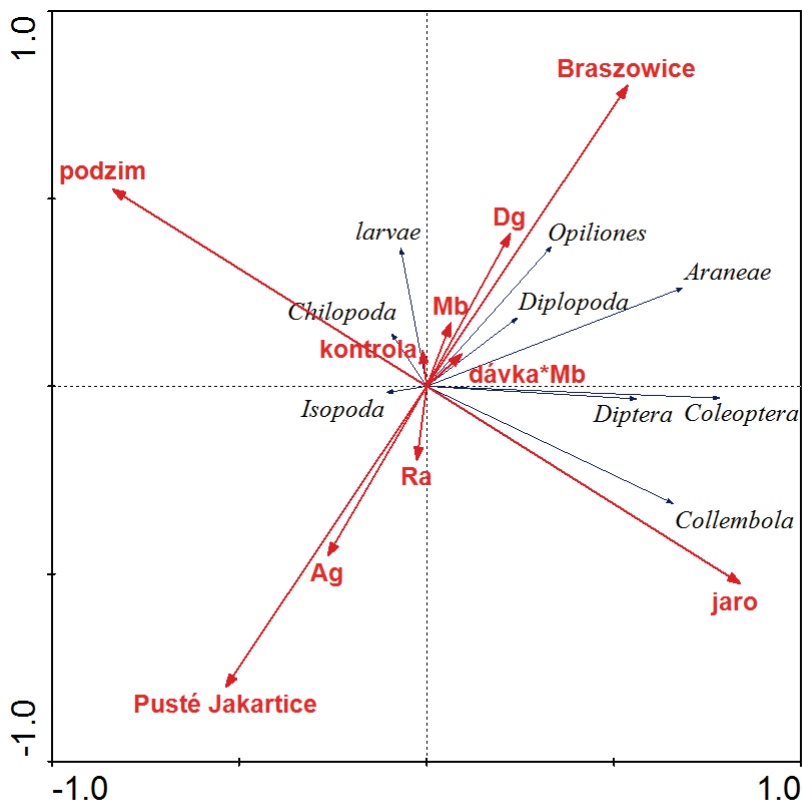
Vliv hnojení na půdní faunu je studován poměrně často. Obvykle racionální způsob hnojení stimuluje mikrobiální aktivitu v půdě a na ni navázané populace dekompozitorů a půdních predátorů (Šarapatka et al., 2002).



Obr. 2 Schéma termoelektrodu pro zpracování půdních vzorků (podle Tuf, 2013).

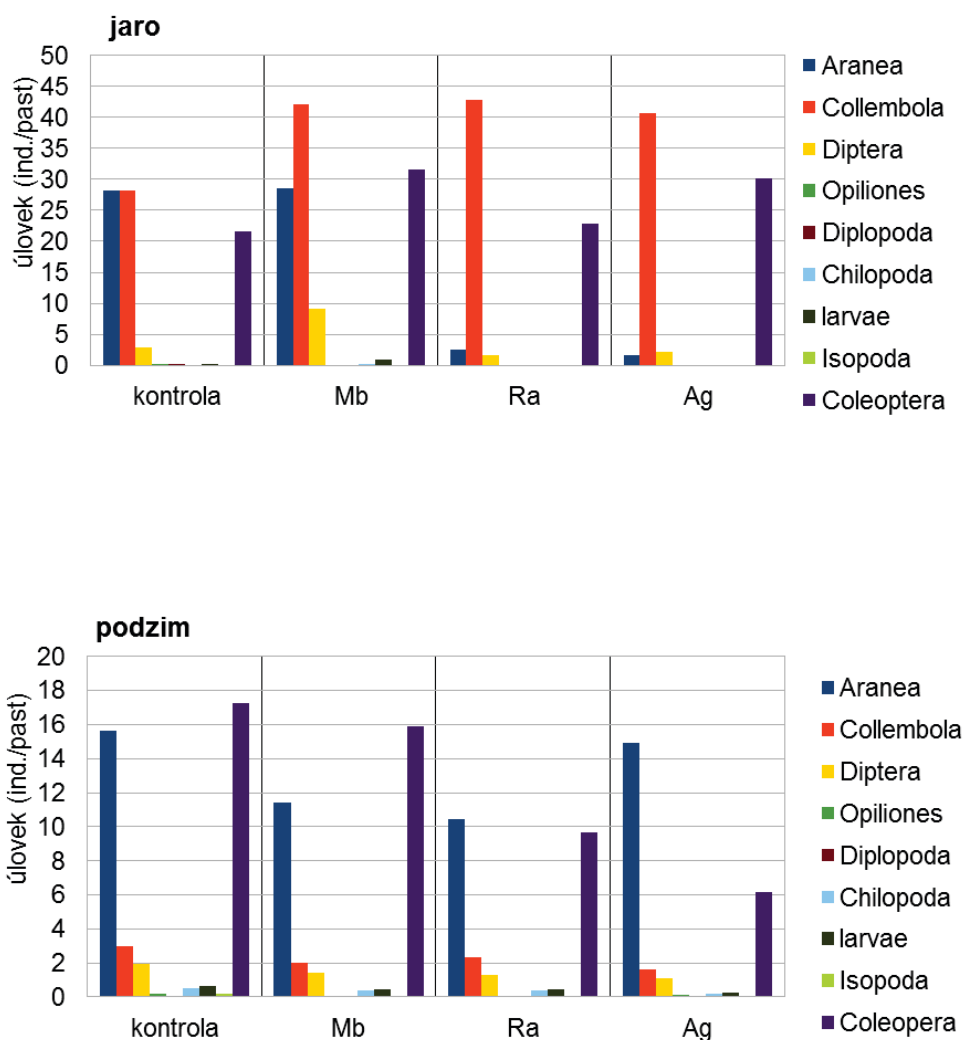
VÝSLEDKY

Celková analýza variability druhových dat společně v obou vzorkovacích obdobích i na obou lokalitách ukázala signifikantní model distribuce ($F = 525,45$, $p = 0,002$). Největší vysvětlovací schopnost však měly proměnné roční období a lokalita, kde větší abundance dominantních skupin (chvostosci, brouci, pavouci) byly nalezeny v Braszowicích a to hlavně v jarním období. Z experimentálních proměnných byl signifikantní vliv dodatku masokostní moučky (Mb; $F = 5,40$, $p = 0,002$) a velikost dávky tohoto hnojiva ($F = 7,15$, $p = 0,002$).



Obr. 3 Diagram RDA modelu interakce environmentálních proměnných a abundancí vyšších taxonů půdních bezobratlých. Osa x vysvětluje 52,8 % a osa y 4,2 % variability v druhových datech

Cílená analýza efektu jednotlivých typů hnojiv a jejich dávek, prováděná pro jednotlivé lokality potvrdila tento efekt pro Pusté Jakartice, zatímco pro distribuci edafonu na ploškách v Braszowicích se signifikantní model sestavit nepodařilo. Oddělené analýzy pro jednotlivá roční období potvrdila stejný pattern v Pustých Jakarticích také v jednotlivých obdobích, tj. na jaře a na podzim. Bližší pohled na hrubá data (Obr. 4) dává tušit scénář, který se na tomto výsledku podílel.



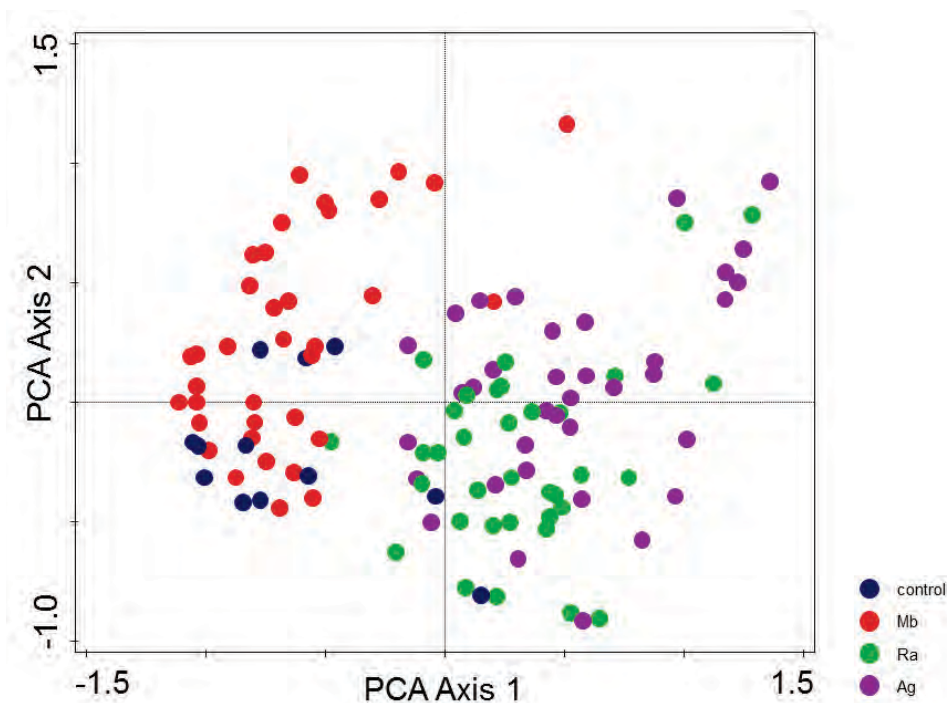
Obr. 4 Abundance jednotlivých skupin půdní fauny v ploškách s odlišným treatmentem – výsledky z Pustých Jakartic.

Dodatek hnojiva způsobil zvýšení početností chvostoskoků (Collembola), jakožto primárních dekompozitorů, což je situace doložená již v dřívějších pracích (Artmejeva a Gatilova, 1975; Šarapatka et al., 2002; Debeljak et al., 2007; Leroy et al., 2007). Jarní úlovky (obecně velmi vysoké pro chvostoskoky, pavouky, brouky a dvoukřídle hmyz) ukázaly, že dodatek hnojiva měl vliv na zvýšení početnosti chvostoskoků a také brouků. Aplikace masokostní moučky konkrétně způsobila také výrazné navýšení početnosti dvoukřídle hmyzu (ve formě larev) a neměla vliv na početnost pavouků (potlačené jinými hnojivy). Tento scénář je možné vysvětlit atraktivitou masokostní moučky hlavně pro mouchy z čeledi masařkovité (ale i jiných), které jsou schopny vyhledávat hniající maso podle pachu a klást na něj vajíčka. Larvy masařek jsou pak potravou pro

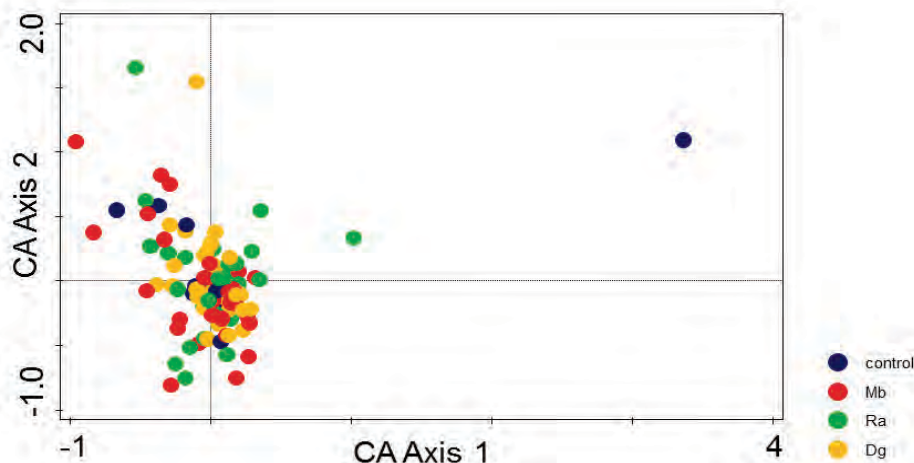
řadu druhů brouků (např. mrchožroutovitých), které také vyhledávají specifický pach masa. Obdobný vliv masokostní moučky na zvýšení abundancí mikroflóry, chvostoskoků i pancířníků doložili Eo et al. (2012).

Přetrvávající efekt jednorázového hnojení (navýšení abundancí střevlíků v prvních třech letech) zaznamenala Porhajašová et al. (2008) v jejich šestiletém výzkumu. Podobně v našem experimentu se tento efekt mohl projevit hlavně na podzim, kdy abundance brouků zůstávaly stále nejvyšší na plochách dříve pohnojených masokostní moučkou. Sadej et al. (2012) vysvětlují atraktivitu masokostní moučky, resp. Opožděné navýšení střevlíků na těchto plochách, pomocí sníženého pH, nicméně podobný vliv na kyselost půdy v naší studii zaznamenán nebyl.

Zároveň je však z detailní druhové analýzy zřejmé, že masokostní moučka byla podobnější kontrolním plochám. Pro tento výsledek jsme analyzovali abundance jednotlivých 97 druhů půdních bezobratlých, které jsme dokázali determinovat (4 druhy suchozemských stejnonožců, 5 druhů stonožek, 5 druhů mnohonožek, 28 druhů pavouků, 3 druhy sekáčů a 52 druhů střevlíkovitých brouků). Podobnost jednotlivých pastí na základě abundancí různých druhů ukázala, že kontrolní plošky obývala společenstva edafonu podobná spíše těm z plošek hnojených masokostní moučkou, než jinými hnojivy (Obr. 5), přičemž tento model vysvětlil 32 % variability v abundancích. Příčinou mohlo být i hypotetické zavlečení některých druhů s průmyslovým kompostem Ra či kompostem Ag. Podobný efekt kteréhokoliv hnojiva v Braszowicích prokázán nebyl, tamní plošky byly všechny navzájem velmi podobné, co se složení úlovku z jednotlivých pastí týče (Obr. 6).



Obr. 5 Diagram PCA modelu složení úlovku z jednotlivých zemních pastí s ohledem na způsob hnojení. Výsledky z Pustých Jakartic z jara 2013.



Obr. 6 Diagram CA modelu složení úlovku z jednotlivých zemních pastí s ohledem na způsob hnojení. Výsledky z Braszowic z jara 2014.

ZÁVĚR

Cílem tohoto projektu bylo posoudit rizika a přínosy aplikace organického hnojení na polní půdy. V rámci projektu se hodnotila celá řada parametrů a vlastností půd, od chemických přes fyzikální až po biologické. Design experimentu reflektoval nároky a případné zisky daného sledování s ohledem na potřebné analýzy. Velikost jednotlivých plošek a jejich rozmístění bylo pečlivě naplánováno s ohledem převážně na fyzikální a chemické vlastnosti, přičemž pro studium půdní fauny nebyl tento design ideální. Přesto však s ohledem na šíři projektu je nutno podotknout, že toto kompromisní řešení se asi ideálu blížilo nejvíce.

Situace v Braszowicích ukázala, že pokud jsou na polích vysoké abundance půdních bezobratlých, vliv dodatku organické hmoty se prokázat nedá. Při vysokých abundancích jsou půdní bezobratlí velmi mobilní a přebíhají mezi ploškami bez zjevné preference konkrétního hnojiva či jeho dávky. Naproti tomu situace v Pustých Jakartcích, kde byly početnosti edafonu podstatně nižší, se podařilo doložit, že aplikace organických hnojiv zvyšuje oživení studijních ploch. Nespecifické navýšení populací chvostoskoků, stejně jako jejich predátorů (pavouci) je jeden základní dopad. Dále se podařilo prokázat, že použití masokostní moučky následuje zvýšení abundancí larev dvoukřídlého hmyzu a jejich predátorů (brouků). Masokostní moučka se z pohledu hodnocených skupin jevila jako vhodné hnojivo hlavně proto, že spektrum edafonu z kontrolních ploch bylo dost podobné společenstvům z plošek hnojených právě masokostní moučkou. Ostatní hnojiva pozměnila složení půdní fauny na ploškách, což mohlo být způsobeno také zavlečením některých druhů přímo s hnojivem. Masokostní moučka přitom měla prolongovaný vliv i na podzimní oživení ploch, na ploškách s masokostní moučkou zůstávali početnější populace brouků, převážně střevlíkovitých. Jako závěrečné hodnocení můžeme použít tvrzení, že použitá hnojiva neprokázala negativní efekt na společenstva půdních bezobratlých a proto aplikace exogenní hmoty na pole nepředstavuje riziko pro společenstva edafonu. Masokostní moučka dokonce naznačuje, že z této aplikace mohou mít prospěch i skupiny, jež se živí na polích dravě.

LITERATURA

- Artemjeva TI, Gatilova FG (1975) Soil microfauna changes under the influence of various fertilizers. In: Vaněk J (ed) Progress in Soil Zoology. Proceedings of the 5th International Colloquium on Soil Zoology, 1973 September 17-22. Academia, Praha, pp 463-468.
- Debeljak M, Cortet J, Demšar D, Krogh PH, Džeroski S (2007) Hierarchical classification of environmental factors and agricultural practices affecting soil fauna under cropping systems using Bt maize. *Pedobiologia* 51:229-238.
- Eo J, Park K, Park B (2012) Short-term effects of organic waste amendments on soil biota: responses of soil food web under eggplant cultivation. *Soil Research* 50:436-441.
- Frouz J (2010) Půda – živý systém. *Vesmír* 89:490-492.
- Frouz J, Roubíčková A, Heděnc P, Tajovský K (2015) Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies. *Eur J Soil Biol* 68:18-24.
- King JA, Bradley RI, Harrison R (2005) Current trends of soil organic carbon in English arable soils. *Soil Use Manage* 21:189-195.
- Leroy LMMB, Bommele L, Reheul D, Moens M, De Neve S (2007) The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: Effects on soil fauna and yield. *Eur J Soil Biol* 43:91-100.
- Porhajašová J, Petřvalský V, Šustek Z, Urminská J, Ondříšek P, Noskovič J (2008) Long-termed changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a field treated by organic fertilizers. *Biologia* 63:1184-1195.
- Rusek J (2000) Živá půda. *Živa* 48: 25-27, 73-76, 121-124, 169-172, 217-221, 267-270.
- Sadej W, Kosewska A, Sadej W, Nietupski M (2012) Effects of fertilizer and land-use type on soil properties and ground beetle communities. *B Insectol* 65:239-246.
- Šarapatka B et al. (2010) Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Bioinstitut, Olomouc.
- Šarapatka B, Dlapa P, Bedrna Z (2002) Kvalita a degradace půdy. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Tuf IH (2013) Praktika z půdní zoologie. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Urban J, Šarapatka B, et al. (2003) Ekologické zemědělství: učebnice pro školy a praxi (I. Díl: Základy ekologického zemědělství, agroenvironmentální aspekty a pěstování rostlin). Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

Kapitola 8

Riziko zvýšených emisí skleníkových plynů z půdy po aplikaci exogenní organické hmoty

Jiří Čuhel¹, Małgorzata Brzezińska²

¹Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika

²Institut agrofizyki Bohdana Dobrzanskiho, Polska akademie věd, Lublin, Polsko

TEORETICKÝ ÚVOD

Aplikace exogenní organické hmoty (zkratka EOM dle anglického termínu „*exogenous organic matter*“) do půdy nemusí být pro zemědělské systémy vždy přínosem, např. v podobě zlepšení růstu rostlin, sklizně, obsahu organického uhlíku v půdě, půdní struktury, úrodnosti či mikrobiální biomasy a aktivity. Aplikace EOM může za určitých podmínek představovat pro životní prostředí také určité riziko v podobě zvýšených emisí skleníkových plynů do atmosféry. V této kapitole chceme čtenářům poskytnout základní informace o hlavních skleníkových plynech, o mechanismech a faktorech, které spouští jejich uvolňování z půdy po přidavku EOM, a popsat či vyhodnotit výsledky získané při testování EOM během česko-polského projektu. Dále bychom rádi navrhli metody pro možné budoucí testování a schvalování EOM pro jejich bezpečnou aplikaci na půdu, a to s právě ohledem na emise skleníkových plynů.

Skleníkové plyny jsou nedílnou součástí zemské atmosféry. Jsou schopny pohlcovat a dále uvolňovat záření v oblasti infračerveného spektra a tímto významně ovlivňovat teplotu u zemského povrchu (skleníkový efekt). Bez přítomnosti skleníkových plynů v atmosféře by teplota na Zemi byla asi o 33 °C nižší (Karl a Trenberth, 2003). Čili přirozený skleníkový efekt umožňuje na Zemi existenci takového života, jak jej známe. Avšak od průmyslové revoluce se koncentrace skleníkových plynů v atmosféře neustále zvyšuje, což způsobuje tzv. zvýšený skleníkový efekt následovaný fenoménem globálního oteplování. Mezi nejhojnější a nejúčinnější skleníkové plyny patří oxid uhličitý (CO₂), metan (CH₄) a oxid dusný (N₂O).

Třebaže důležité zdroje emisí skleníkových plynů zahrnují spalování fosilních paliv a biomasy, skládky odpadů, průmyslovou a chemickou výrobu, za významnou část emisí jsou zodpovědné půdy (především zemědělské půdy), kde probíhá řada mikrobiálních přeměn živin. Zemědělství tak hraje důležitou roli v globálních tocích skleníkových plynů včetně CO₂, CH₄ i N₂O. Přispívá významnou měrou (10 – 12 %) k celkovým globálním antropogenním emisím skleníkových plynů a exogenní organická hmota (včetně statkových hnojiv a posklizňových zbytků) je hlavním zdrojem pro jejich následné uvolňování (IPCC, 2007).

Hlavním skleníkovým plynem zodpovědným za globální oteplování je oxid uhličitý (CO₂). Na CO₂ v atmosféře se nahlíží jako na stopový plyn, neboť jeho současná koncentrace se pohybuje kolem 0,04 obj. %. Tato koncentrace v závislosti na ročním období značně kolísá (obzvlášť blízko zemskému povrchu), avšak od počátku období industrializace narostla přibližně o 35 %. Většina emisí CO₂ spojená s lidskou činností má svůj původ ve spalování fosilních paliv, odlesňování, spalování biomasy, výrobě cementu a v dalších procesech. Nicméně zemědělství a zemědělské půdy jsou zodpovědné za nezanedbatelnou část emisí skleníkových plynů, což zcela

platí pro CO₂. Uvolňování CO₂ z půd má globální důsledky, neboť se vyskytuje napříč světovými ekosystémy, a míra tohoto uvolňování prokazatelně ovlivňuje skleníkový efekt.

V půdě je CO₂ uvolňován rozkladem (dekompozicí) organické hmoty (včetně exogenní organické hmoty), který je podstatnou měrou řízen půdními organismy (hlavně mikroorganismy), a respirací těchto organismů. Dekompozice v půdě je klíčovým ekosystémovým procesem, který částečně ovlivňuje produkci a zdraví pěstovaných rostlin. Dekompozitori se živí mrtvou organickou hmotou a během dekompozice ji rozkládají na její nejjednodušší složky: CO₂, vodu a živiny. Kuzyakov (2006) rozlišuje při uvolňování CO₂ pět jeho základních biogenních procesů: (i) respiraci kořenů, (ii) rhizomikrobiální respiraci, (iii) dekompozici rostlinných zbytků, (iv) tzv. „*priming effect*“ vyvolaný kořenovou exsudací nebo dodáním rostlinných zbytků a (v) bazální respiraci mikroorganismů. Termínem „*priming effect*“ (PE) se rozumí krátkodobá změna v obratu labilní půdní organické hmoty po aplikaci organického či minerálního hnojiva (nebo po exsudaci organických sloučenin kořeny rostlin). Tento efekt je krátkodobý (trvá několik dní až týdnů), avšak může uvolnit obrovské množství dále dostupného uhlíku (a dusíku) (Kuzyakov a Bol, 2006). Přidavek snadno dostupného organického C nastartuje mikrobiální aktivitu, která zapříčiní zrychlení vnitřního mikrobiálního metabolismu a respirace. Na tomto místě však musíme zdůraznit, že emise CO₂ z EOM jsou součástí tzv. malého či krátkodobého cyklu C a nemusí být nutně započítávány do globálních emisí skleníkových plynů. Neboť roční emise CO₂ z EOM jsou pravděpodobně téměř stejné jako množství CO₂ asimilované rostlinami při fotosyntéze a roční bilance CO₂ je potom neutrální (Thangarajan et al., 2013).

Metan (CH₄) je nejvíce zastoupeným organickým stopovým plynem v zemské atmosféře a druhým nejsilnějším skleníkovým plynem. Jeho relativní účinnost oteplení na molekulu za období 100 let je 20-30 (čili jedna molekula CH₄ zachytí 20-30× více tepla než molekula CO₂). Produkce CH₄ v půdě je striktně anaerobní mikrobiální proces známý jako metanogeneze a vyžaduje velice nízký redox potenciál ($E_h < -200$ mV) (Thangarajan et al., 2013). Kvůli těmto striktně anaerobním podmínkám, při kterých k metanogenezi dochází, je aplikace EOM na zemědělskou půdu velice malou hrozbou pro emise CH₄, neboť zemědělské půdy jsou obecně velice dobře aerované. Proto za většiny podmínek se uvolňování CH₄ z půdy považuje za zanedbatelné, a to i ve slabě odvodněných zemědělských půdách (Ball et al., 2006). Emise CH₄ jsou tak spíše typické pro zaplavená rýžová pole a mokřady. Z tohoto důvodu jsme v rámci česko-polského projektu riziko zvýšených emisí CH₄ z půdy po aplikaci EOM nezhodnotili.

Po oxidu uhličitém a metanu je oxid dusný (N₂O) třetím nejúčinnějším skleníkovým plynem přispívajícím ke globálnímu oteplování. N₂O, jehož emise byly pod kontrolou Kjótského protokolu k Rámcové úmluvě OSN o klimatických změnách, má radiační účinnost v přepočtu na molekulu asi 320x větší než CO₂ a doba zdržení jeho molekul v atmosféře je přibližně 120 let (Nakicenovic a Swart, 2000). Navíc N₂O přispívá k destrukci ozónové vrstvy ve stratosféře (Crutzen a Ehhalt, 1977) a stal se pro odbourávání ozónu nejvýznamnější látkou (Ravishankara et al., 2009). Po určitých přeměnách v atmosféře může také vytvářet kyselé deště či fotochemický smog. Před industrializací byla koncentrace N₂O v atmosféře 270 ppb, avšak v roce 2011 koncentrace dosáhla již hodnoty 324,2 ppb (IPCC, 2013), což odpovídá nárůstu o 20 %.

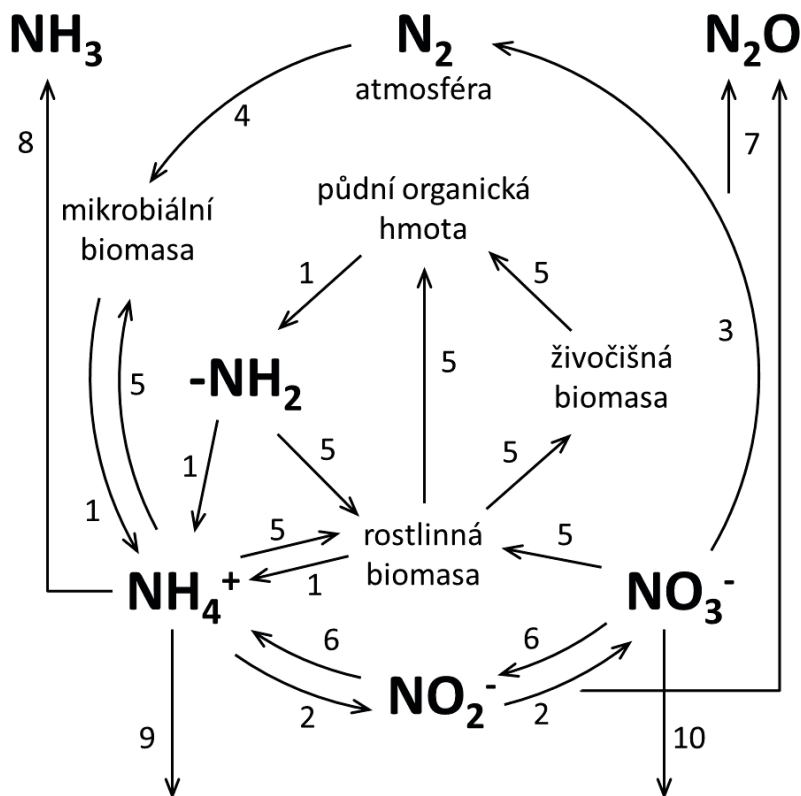
Půdy jsou díky mnoha mikrobiálním přeměnám dusíkatých látek zodpovědné za více než dvě třetiny globálních emisí N₂O (Conrad, 1996; Schimel a Holland, 1998). A právě zemědělské půdy jsou celosvětově hlavním zdrojem N₂O – přispívají k celkovým ročním emisím asi 35 % (Kroeze et al., 1999). Podle národních inventarizací skleníkových plynů za rok 2012 (National inventory

submissions, 2014) byl procentuální podíl emisí N_2O ze zemědělských půd v České republice a Polsku odhadnut na ještě vyšší hodnotu: 63 resp. 67 % ze všech zdrojů N_2O .

Emise N_2O z půd jsou z velké části řízeny dvěma odlišnými mikrobiálními procesy: nitrifikací a denitrifikací (Firestone et al., 1980; Conrad, 1996). Zatímco v průběhu prvního kroku nitrifikace se N_2O může uvolňovat jako vedlejší produkt, tak při denitrifikaci vzniká N_2O jako meziprodukt či konečný produkt. Nitrifikace je obligátně aerobní proces, při kterém se redukováné formy N (NH_4^+) oxidují na dusitany (NO_2^-) a následně až na dusičnany (NO_3^-).



Nitrifikace zaujímá v globálním cyklu N klíčovou roli (Obr. 1), protože představuje spojení mezi amonifikací (mineralizací N), která pro nitrifikaci zajišťuje substrát NH_4^+ , a denitrifikací, která dále využívá nitrifikační produkt NO_3^- . Nitrifikační bakterie a archaea jsou rozšířené v terestrických i vodních ekosystémech a jsou velice důležité pro obrat anorganického N v zemědělských půdách. I když se N_2O v nitrifikační sekvenci přímo nevyskytuje, může se za určitých podmínek vytvářet jako meziprodukt v rámci procesů zvaných denitrifikace nitrifikátorů a oxidace hydroxylaminu (Stein, 2011). Nicméně dominantním procesem tvorby N_2O v půdě zůstává denitrifikace.



Obr. 1 Zjednodušený cyklus N v půdě s hlavními formami a přeměnami N (upraveno podle Čuhela, 2004); 1 – mineralizace N (amonifikace), 2 – nitrifikace, 3 – denitrifikace, 4 – fixace N_2 , 5 – asimilace a imobilizace N, 6 – asimilační a disimilační redukce NO_3^- na NH_4^+ , 7 – emise N_2O , 8 – volatilizace NH_3 do atmosféry, 9 – fixace NH_4^+ v sorpčním komplexu půdy, 10 – vymývání NO_3^- z půdy.

Denitrifikací se rozumí postupná disimilační redukce dusičnanů (NO_3^-) přes dusitany (NO_2^-) na plyny oxid dusnatý (NO), oxid dusný (N_2O) a nakonec na molekulární dusík (N_2), a to přes čtyři enzymové komplexy.



Denitrifikace je posledním krokem globálního cyklu dusíku, kterým se fixovaný N vrací zpátky do atmosféry (Obr. 1). Třebaže denitrifikační organizmy za normálních okolností respirují a metabolizují aerobně, tak za nízkého parciálního tlaku kyslíku jsou schopni využívat oxidované formy dusíku jako náhradní akceptory elektronů v dýchacím řetězci. Čili proces denitrifikace umožňuje denitrifikátorům růst a získávat energii i za anaerobních podmínek. Denitrifikaci provádí rozmanitá skupina mikroorganismů – bakterie, archaea a mikroskopické houby, a je katalyzována řadou specifických denitrifikačních enzymů (reduktázami, které jsou lokalizovány v cytoplasmatické membráně nebo v buněčné periplasmě).

Denitrifikace je jediným možným biologickým procesem spotřeby N_2O (Conrad, 1996), avšak převážně je spíše jeho zdrojem. Ne všechen NO_3^- je totiž redukován až na N_2 , čímž vznikají dva hlavní denitrifikační produkty N_2O a N_2 (Włodarczyk et al., 2004). Rychlost denitrifikace a poměr těchto dvou produktů jsou ovlivňovány celou řadou environmentálních faktorů. Tate (1995) mezi nejdůležitější faktory ovlivňující a regulující denitrifikační aktivitu a poměr $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ zahrnuje: složení a množství organické hmoty jako zdroje energie (denitrifikátoři jsou heterotrofní organizmy), dostupnost NO_3^- v půdě jako substrátu pro denitrifikaci, parciální tlak kyslíku (denitrifikace je anaerobní proces a N_2O reduktáza je na přítomnost O_2 velice citlivá), teplota (podobně jako každý biochemický proces) a půdní pH. Právě pH půdy patří mezi nejvýznamnější faktory řídící denitrifikaci. Se vzrůstající hodnotou pH se obecně denitrifikační aktivita zvyšuje (až do určitého optima pH), zatímco poměr produktů $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ klesá.

Popsané procesy tvorby skleníkových plynů mohou být určitým způsobem aplikací EOM ovlivněny, čímž může dojít ke zvýšení emisí těchto plynů. Všechny druhy EOM představují pro půdní organizmy potenciální zdroj energie (organického uhlíku) a všechnen organický C přítomný v EOM může být dekompozicí oxidován až na CO_2 . EOM navíc obsahují organické formy dusíku, které mohou být po dekompozici a mineralizaci využity jako zdrojové látky pro nitrifikaci, denitrifikaci a další procesy v biogeochemickém cyklu N. Mikroorganizmy mají při dekompozici organické hmoty, imobilizaci živin do jejich buněk a dalších biogeochemických půdních procesech klíčovou roli. Čili mikroorganizmy a obzvláště mikrobiální biomasa jsou esenciálním regulátorem transformace živin a energie. Proto nárůst emisí CO_2 a N_2O po dekompozici organického C dodaného do půdy (i ve formě EOM) je zapříčiněn hlavně změnami v aktivitě půdních mikroorganismů jako důsledek zvýšeného množství využitelného C a N (Perele a Munch, 2005).

Procesy zodpovědné za emise skleníkových plynů z půdy jsou obecně řízeny řadou proximálních a distálních faktorů (tj. bližších a vzdálenějších z hlediska jejich účinku). Proximální regulátory, jako je např. koncentrace O_2 , obsah vody, teplota, pH půdy, organická hmota, zdroje N a C, jsou do značné míry ovlivněny distálními regulátory, jako jsou např. agrotechnické zásahy, klima, půdní typ či hnojení. Aplikace EOM má z hlediska emisí skleníkových plynů vliv především na proximální faktory. Např. přidavek určité EOM může pozměnit půdní pH a snížit redox potenciál (kvůli spotřebě O_2 zvýšenou respirací mikroorganismů) a tím nastolit optimální podmínky pro denitrifikační organizmy a následné emise N_2O .

Dávka, typ a načasování aplikace EOM představují důležité faktory zemědělské praxe, které kontrolují odčerpání C a N z půdy ve formě emisí CO₂ a N₂O. Např. organické materiály bohaté na lignin jsou pro mikroorganismy špatně využitelným zdrojem C, a proto EOM s vysokým obsahem ligninu nezpůsobují výrazné emise CO₂. Někteří autoři ukázali, že ztráty N (denitrifikací) jsou vyšší v půdách ošetřených aplikací EOM, jako je hnůj, kompost či rostlinné zbytky, než v půdách nehnojených či hnojených minerálním N (Dambreville et al., 2006; Walker a Shannon, 2006). Na druhou stranu jiné práce poukazují na nižší (či podobné) emise z půd po aplikaci vybraných typů EOM (citace v Thangarajan et al., 2013).

Exogenní organická hmota (EOM) používaná v zemědělství pro aplikaci na půdu zahrnuje biosolidy, statková hnojiva, komposty, posklizňové zbytky, masokostní moučku, huminové přípravky atd. Jejich složení se navzájem velmi liší, čímž se po aplikaci významně liší i jejich vliv na emise CO₂ a N₂O. Je proto nutné, aby se před schválením každé specifické EOM pro její bezpečné a rutinní využívání na zemědělské půdě tato EOM důkladně otestovala na potenciální schopnost zvýšit emise CO₂ a N₂O.

TESTOVÁNÍ SCHOPNOSTI VYBRANÝCH EOM ZVÝŠIT EMISE SKLENÍKOVÝCH PLYNŮ

Během česko-polského projektu jsme testovali schopnost vybraných EOM (popsaných v kapitole 2) zvýšit emise N₂O a CO₂ po jejich aplikaci na zemědělskou půdu. Při hodnocení vlivu aplikace organické hmoty na zvýšení emisí lze obecně použít dva základní metodické přístupy: (i) kontinuální monitoring emisí *in situ* v polních podmínkách nebo ve skleníku (v případě nádobových pokusů) s pomocí statických či přenosných komor nebo (ii) inkubace půdních vzorků (odebraných na pokusných plochách) za kontrolovaných laboratorních podmínek. Je sice pravda, že monitoring emisí v terénu poskytuje přímé zhodnocení vlivu organického přídatku na měřený proces, avšak emise stanovené *in situ* jsou často velice variabilní, a to jak v prostoru, tak v čase, neboť jsou silně ovlivňovány měnící se teplotou a vlhkostí půdy (Hynšt et al., 2007). Navíc je tento typ měření dosti finančně a časově náročný. Na druhou stranu při alternativním laboratorním přístupu jsou v průběhu měření zajištěny kontrolované podmínky a je eliminován vliv důležitých fyzikálních faktorů (teplota či vlhkost), což dovoluje srovnat výsledky získané při testování různých EOM na různých typech půd. V případě polního stanovení emisí by navíc bylo velice obtížné srovnat získané výsledky s jinými parametry (chemickými, fyzikálními i biologickými), které byly stanovené v půdních vzorcích odebraných na jaře a na podzim 2013 a 2014. Rozhodli jsme se proto využít stejné půdní vzorky, ve kterých byly stanoveny ostatní parametry, a jejich laboratorní inkubaci jsme pak testovali schopnost EOM zvýšit emise CO₂ a N₂O. Schopnost produkce N₂O byla stanovena metodou zvanou aktivita denitrifikačních enzymů (DEA) a potenciální emise CO₂ byly stanoveny metodami bazální respirace (BR) a substrátem indukované respirace (SIR).

Po vzorkování půd byly vzorky zhomogenizovány, přesáty přes síto s velikostí ok 2 mm a uskladněny v plastových sáčcích při -20 °C. Alespoň 7 dní před měřením DEA, BR nebo SIR byly vzorky přemístěny do lednice (4 °C), aby mohly postupně roztát.

Při měření aktivity denitrifikačních enzymů (DEA) jde o stanovení maximální aktivity těchto enzymů přítomných v půdě při jejím odběru, a to za optimálních podmínek. DEA byla stanovena s využitím anaerobní inkubace půdních suspenzí metodou pospanou Smithem a Tiedjem (1979) a částečně modifikovanou Šimkem a Hopkinsem (1999). Tato metoda využívá schopnost acetylenu (C₂H₂) inhibovat redukci N₂O na N₂ (poslední krok denitrifikace), což umožňuje měření

produkce obou denitrifikačních produktů (N_2O a N_2). Stručně, 25 g přirozeně vlhké půdy se naváží do 100 ml inkubační lahve a přidá se 25 ml optimalizačního roztoku s glukózou (1 mM) a KNO_3 (1 mM). Lahve se uzavřou pryžovou zátkou a také plastovou zátkou s dírou (aby bylo možné injekční stříkačkou skrze plastovou zátku odebírat vzorky vnitřní atmosféry) a vzduch v lahvích se opakovanou evakuací a plněním vymění za argon. Půdní suspenze v lahvích se potom inkubují na třepačce při 25 °C, a to buď s přidáním C_2H_2 (10 obj. % pro stanovení DEA jako produkce N_2O a N_2 dohromady) nebo bez něj (produkce pouze N_2O). Vzorky vnitřní atmosféry lahví jsou po 30 a 60 minutách inkubace odebírány plynotěsnou stříkačkou a jsou na plynovém chromatografu s detektorem ECD ihned analyzovány na obsah N_2O . Produkce N_2 se stanoví jako rozdíl v produkci N_2O mezi variantami s C_2H_2 a bez C_2H_2 .

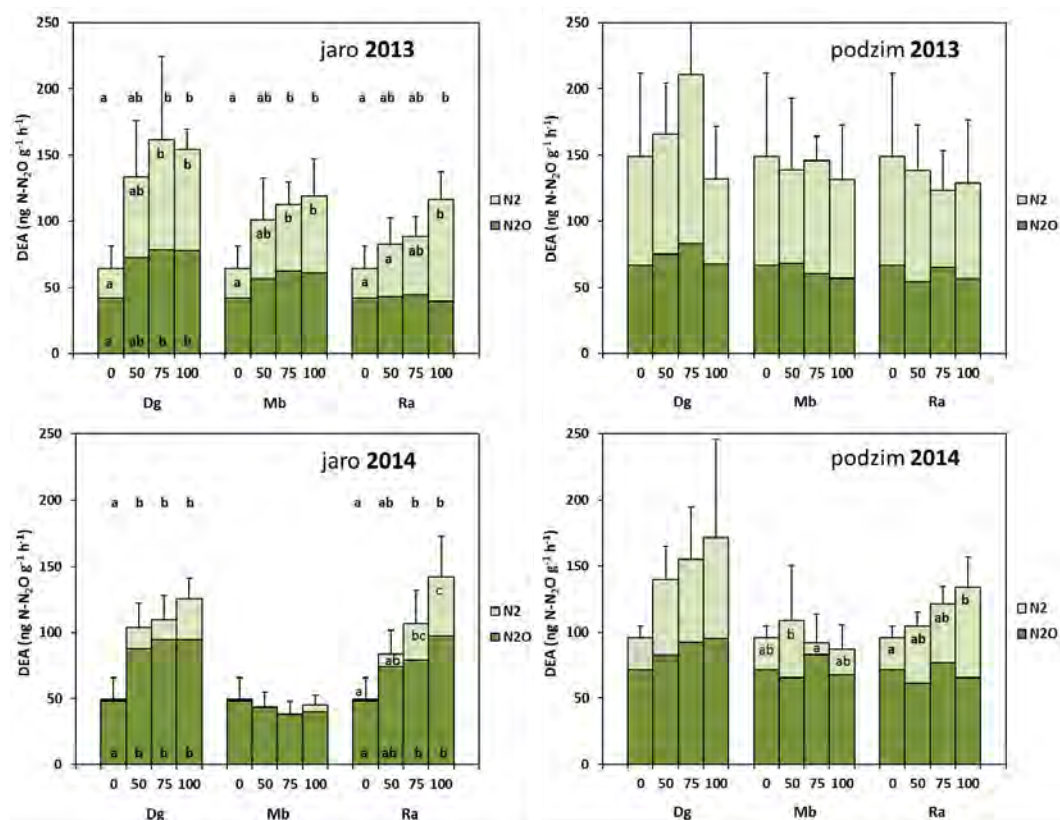
Respirace půdy je jedním z nejstarších a stále často využívaným parametrem pro zhodnocení mikrobiálních aktivit v půdě. Je často stanovena jako rychlost uvolňování CO_2 z inkubovaných půdních vzorků. BR je definována jako respirace bez přidaného organického substrátu do půdy. Představuje odhad převážné většiny enzymatických aktivit půdních mikroorganismů a také ukazuje na obsah mineralizovatelného uhlíku. SIR je naopak půdní respirace stanovena za přítomnosti přidaného, lehce dostupného substrátu, jako je glukóza, aminokyseliny apod. Je odhadem aktivní biomasy půdních mikroorganismů. Stručně, 13,5 g půdy (ekvivalent suché půdy) se naváží do 100 ml Erlenmeyerovy baňky. Pokud je obsah vody ve vzorku nižší než 60 % (v případě BR) nebo 40 % (v případě SIR) maximální vodní kapacity, je třeba vzorky ovlhčit. Baňky se uzavřou parafilmem a nechají se 4 dny preinkubovat při 22 °C. Po preinkubaci se naváží 12,5 g vzorku (ekvivalent suché půdy) do 100 ml inkubační lahve. Pokud se stanovuje SIR, je třeba v tomto kroku ke vzorkům přidat 0,125 g substrátu (směs glukózy, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ a KH_2PO_4) a vzorek se substrátem důkladně promíchat. Lahve se uzavřou pryžovou zátkou a také plastovou zátkou s dírou a nechají se inkubovat při 22 °C. Po 2,5 a 5 h (v případě SIR) nebo po 4 a 24 h (v případě BR) se z lahví plynotěsnou stříkačkou odeberou vzorky vnitřní atmosféry, které jsou na plynovém chromatografu s detektorem TCD ihned analyzovány na obsah CO_2 .

VÝSLEDKY

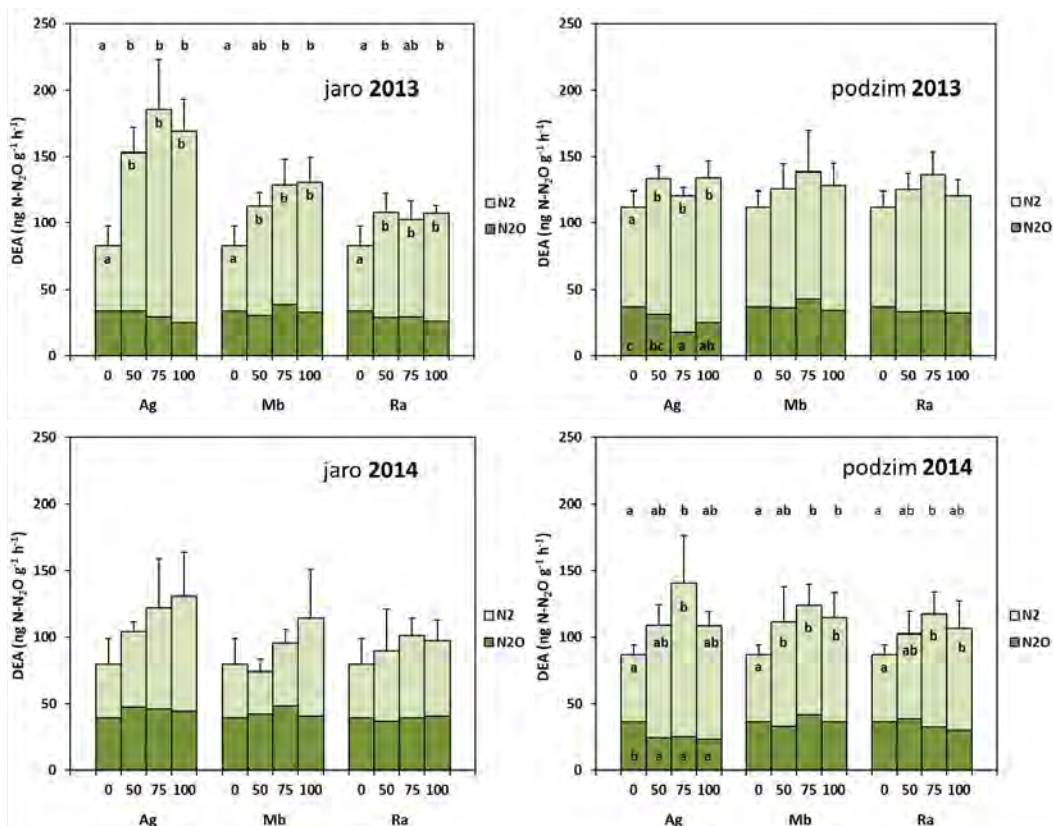
Denitrifikátoři jsou z hlediska získávání energie heterotrofními organizmy – to znamená, že pro svůj růst vyžadují organické sloučeniny. Vstupy EOM do půdy lze potom chápat jako zvýšené množství organických látek v půdě, které mohou být následně těmito organizmy, včetně denitrifikátorů, využity. V rámci česko-polského projektu jsme testovali několik EOM lišících se ve složení a množství organického C, struktuře a mnoha jiných parametrech, které určitým způsobem ovlivňují schopnost denitrifikujících mikroorganismů využít danou EOM, pozměnit rychlost denitrifikace a následně zvýšit emisi N_2O z půdy. Je třeba zdůraznit, že do půd všech variant byla aplikována stejná dávka dusíku (200 kg N ha^{-1}). To znamená, že se zvyšující se dávkou EOM se relativně snižovalo množství aplikovaného NH_4NO_3 . Tato zásada o konstantní dávce N byla splněna i v případě nádobových pokusů. To znamená, že případné rozdíly v DEA (nebo v produkci N_2O či N_2) mezi jednotlivými variantami nemohou být vysvětleny počáteční dávkou N. Tyto počáteční dávky N se lišily svou organickou/anorganickou formou. Cayuela et al. (2010) uvádí, že právě chemická forma aplikovaného dusíkatého hnojiva významně ovlivňuje emisi N_2O z půdy.

Stanovení denitrifikační aktivity pomocí metody DEA v půdních vzorcích z polního pokusu v Braszowicích v roce 2013 ukázalo, že digestát Dg, masokostní moučka Mb a průmyslový kompost Ra signifikantně zvýšily rychlost denitrifikace již 5 týdnů po aplikaci EOM na půdu

(Obr. 2, jaro 2013), přičemž nárůst DEA obecně odpovídal zvyšující se dávce dané EOM. Na druhou stranu jsme přibližně 24 týdnů po aplikaci EOM (podzimní odběr) žádné rozdíly mezi jednotlivými dávkami nepozorovali. To naznačuje, že téměř veškerá dodaná EOM byla již půdními mikroorganismy využita a tudíž byl vliv EOM na DEA již zanedbatelný (Obr. 2, podzim 2013). Stejným způsobem se chovaly i půdní vzorky z polního experimentu v Pustých Jakarticích: pozitivní vliv EOM na DEA pozorovaný v jarních vzorcích zmizel u půdních vzorků odebraných na podzim (Obr. 3, jaro a podzim 2013). V druhém experimentálním roce 2014 byla situace na polním pokusu v Braszowicích podobná jako v roce 2013 s výjimkou masokostní moučky Mb, která v druhém roce nebyla v Braszowicích aplikovaná a nepozorovali jsme ani žádný pokračující účinek přidavku masokostní moučky Mb z roku 2013. Překvapením však byly výsledky DEA ve vzorcích z polního experimentu v Pustých Jakarticích, které na jaře 2014 neukázaly žádné signifikantní rozdíly mezi dávkami jednotlivých EOM (Obr. 3, jaro 2014). Důvodem mohla být příliš krátká doba (2 týdny) mezi aplikací EOM a jarním vzorkováním na tomto polním experimentu.



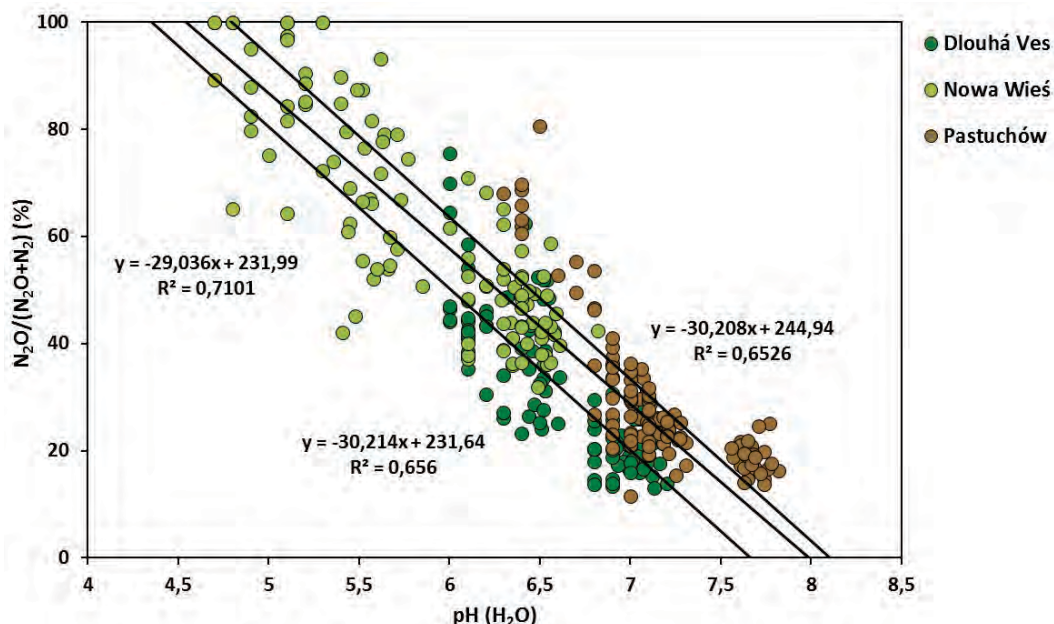
Obr. 2 Aktivita denitrifikačních enzymů (DEA) vyjádřená jako produkce N_2O a N_2 v půdních vzorcích polního pokusu v **Braszowicích** (PL) na jaře a na podzim 2013 a 2014. Půdy byly ošetřeny digestátem Dg, masokostní moučkou Mb nebo průmyslovým kompostem Ra v různých dávkách: kontrola (0), 50, 75 a 100 % celkového přidaného N. Rozdílná písmena ve sloupcích označují statisticky průkazné rozdíly mezi dávkami, a to zvlášť pro produkci N_2O a N_2 . Rozdílná písmena nad sloupci označují průkazné rozdíly v DEA mezi jednotlivými dávkami.



Obr. 3 Aktivita denitrifikačních enzymů (DEA) vyjádřená jako produkce N_2O a N_2 v půdních vzorcích polního pokusu v **Pustých Jakartících** (CZ) na jaře a na podzim 2013 a 2014. Půdy byly ošetřeny kompostem Ag, masokostní moučkou Mb nebo průmyslovým kompostem Ra v různých dávkách: kontrola (0), 50, 75 a 100 % celkového přidaného N. Rozdílná písmena ve sloupcích označují statisticky průkazné rozdíly mezi dávkami, a to zvlášť pro produkci N_2O a N_2 . Rozdílná písmena nad sloupci označují průkazné rozdíly v DEA mezi jednotlivými dávkami.

V případě nádobového pokusu jsme nenašli mnoho statisticky průkazných rozdílů v DEA mezi dávkami testovaných EOM (data nejsou zobrazena). Jedinou výjimkou byla masokostní moučka Mb a digestát Dg, jejichž zvyšující se dávky vedly u půdy z Pastuchówa ke zvýšení denitrifikační aktivity (DEA), a to v jarních i podzimních vzorcích. V rámci testovaných EOM se masokostní moučka Mb logicky vyznačovala nejnížším poměrem celkového uhlíku a dusíku (C:N poměr = 4,8), neboť EOM živočišného původu jsou obecně díky přítomným bílkovinám bohaté na dusík. C:N poměr digestátu Dg byl také velice nízký (5,9). Z uvedeného důvodu aplikace těchto dvou EOM představovala mezi testovanými materiály nejnížší přísun organického uhlíku a zdá se, že půda z Pastuchówa byla právě organickým C limitovaná.

N_2O není jediným produktem denitrifikace, proto emise N_2O z půdy nejsou řízeny pouze celkovou denitrifikační aktivitou (zde stanovenou jako DEA) ale také poměrem obou denitrifikačních produktů N_2O a N_2 . V rámci všech měřených parametrů u jarních i podzimních vzorků půd jsme nenašli žádný, který by s relativní produkcí N_2O ($\text{N}_2\text{O}/[\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2]$) koreloval, s výjimkou půdní reakce (pH). Zaznamenali jsme tak a ověřili již dříve publikovanou (např. Šimek a Hopkins, 1999) negativní závislost mezi poměrem $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ a půdním pH (Obr. 4). Se snižující se hodnotou pH rostlo zastoupení N_2O jako hlavního denitrifikačního



Obr. 4 Závislost relativní produkce N_2O ($N_2O/[N_2O+N_2]$) na půdním pH v půdách z nádobového pokusu: zvláště pro Dlouhou Ves, Nowou Wieś a Pastuchów. Jsou zobrazena data z obou experimentálních let (2013 a 2014). Podobné výsledky byly získány i v půdách z polních pokusů v Pustých Jakarticích a Braszowicích. Regresní přímky jsou zobrazeny spolu s odpovídajícími regresními rovnicemi a koeficienty determinace R^2 .

produktu, a to ve všech třech půdách nádobového experimentu. Tento vztah byl pro tyto tři půdy téměř identický (i když se půdy lišily v hodnotě svého přirozeného pH) a byl nalezen také u vzorků z polních experimentů (data nejsou zobrazena). Naše výsledky potvrzují univerzální povahu tohoto vztahu (viz Čuhel a Šimek, 2011) a znovu ukazují na zásadní roli půdního pH při uvolňování emisí N_2O z půd ošetřených EOM. Tento fenomén má dopad i na úpravu pH v zemědělské praxi, kdy na vápnění půd (pro zvýšení pH) je možné nahlížet také jako na potenciální nástroj pro snížení emisí N_2O ze zemědělských půd.

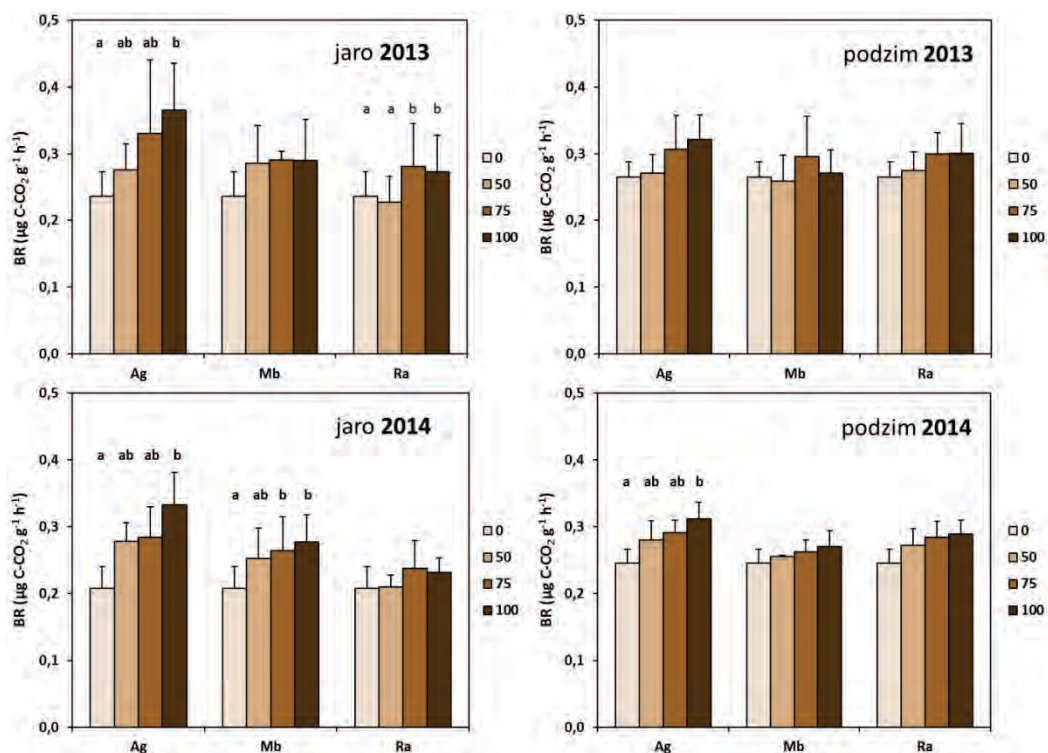
Relativní produkce N_2O je velice důležitá pro komplexní pochopení vztahů mezi procesem denitrifikace a jinými půdními či environmentálními parametry. Nicméně z hlediska emisí N_2O se zdá být více relevantní absolutní produkce N_2O (zde měřena jako DEA bez přídavku C_2H_2). Produkce N_2O v půdních vzorcích z polního pokusu v Braszowicích byla statisticky významně pozměněna pouze přídavkem digestátu Dg a průmyslového kompostu Ra (Obr. 2). Tyto EOM zvýšily potenciální produkci N_2O v jarních vzorcích (tj. 5 týdnů po aplikaci EOM), avšak zvýšení bylo pouze krátkodobé, protože jsme v podzimních vzorcích žádné rozdíly v produkci N_2O mezi dávkami již nenašli (Obr. 2, podzim 2013 a 2014). Navíc výsledky z polního pokusu v Pustých Jakarticích ukázaly, že přídavek kompostu Ag dokonce snížil produkci N_2O v podzimních vzorcích (Obr. 3). Aplikace jiných EOM v Pustých Jakarticích nezpůsobila žádné rozdíly v produkci N_2O . Po zhodnocení výsledků z nádobového pokusu můžeme pouze konstatovat, že různé EOM v různých půdách ovlivnily produkci N_2O různým způsobem. Některé EOM zvýšily produkci N_2O v jarních vzorcích (i když ne ve všech třech půdách), jiné zase v podzimních vzorcích, apod. Jinými slovy, nebylo možné vypořádat, že by aplikace některé EOM obecně představovala výrazně větší hrozbu v podobě následných emisí N_2O nebo že by některá půda byla zřetelně citlivější na uvolňování N_2O . Každá půda je jiná, s jedinečnou kombinací fyzikálních,

chemických a biologických parametrů. Proto je při testování jakéhokoliv typu EOM nutné zvážit, na jakou půdu bude EOM aplikována, a tuto půdu do testování zahrnout.

Substrátem indukovaná respirace (SIR) byla ovlivněna testovanými EOM podobným způsobem jako DEA (data nejsou zobrazena). Zdá se, že SIR nepředstavuje příliš vhodný nástroj pro predikci emisí CO_2 z půdy. Tento parametr je spíše měřítkem půdní mikrobiální biomasy – i v rámci tohoto projektu statisticky významně koreloval s uhlíkem v mikrobiální biomase (MBC), který byl ve vzorcích z polních i nádobových pokusů stanoven fumigačně-extrakční metodou ($r = 0,881$, $p < 0,001$).

Emise CO_2 z půdy by měly být více spojeny spíše s bazální respirací (BR). I když se BR stanovuje v laboratorních podmínkách, tak představuje určitou míru uvolňování CO_2 z půdy bez přidaného organického substrátu. BR popisuje, jak je v půdě mineralizována organická hmota půdními mikroorganismy a přirozeným způsobem přeměněna na CO_2 . Jinými slovy je BR odhadem či měřítkem obsahu přijatelného organického C a aktivity půdních mikroorganismů.

Aplikace testovaných EOM na půdu v Pustých Jakartcích podle očekávání vedla ke změně hodnot BR (Obr. 5). Jarní vzorkování v obou letech 2013 a 2014 ukázalo, že se mikrobiální aktivita zvýšila již 5 (nebo 6) týdnů po aplikaci EOM. Vliv na BR byl tím větší, čím vyšší dávka EOM byla pro aplikaci použita, i když rozdíly mezi jednotlivými dávkami nebyli příliš statisticky průkazné. Nicméně v průběhu vegetačního období vliv aplikace EOM spíše vymizel, protože v podzimních vzorcích jsme už žádné významné rozdíly mezi dávkami EOM nenašli. Jedinou



Obr. 5 Bazální respirace (BR) v půdních vzorcích polního pokusu v **Pustých Jakartcích** (CZ) na jaře a na podzim 2013 a 2014. Půdy byly ošetřeny kompostem Ag, masokostní moučkou Mb nebo průmyslovým kompostem Ra v různých dávkách: kontrola (0), 50, 75 a 100 % celkového přidaného N. Rozdílná písmena nad sloupce označují průkazné rozdíly mezi jednotlivými dávkami.

výjimkou byla varianta s nejvyšší aplikovanou dávkou kompostu Ag, kde vliv na BR přetrval až do podzimu 2014. Možným vysvětlením je fakt, že kompost Ag se ve srovnání s ostatními materiály použitými v polních pokusech vyznačoval nejvyšší hodnotou poměru C:N (9,3). Aplikace Ag tak představovala nejvyšší dávku organické hmoty do půdy a vysoký obsah této organické hmoty byl pro respiraci dostupný i 22 týdnů po aplikaci. Toto vysvětlení je podpořeno i nádobovým pokusem, kde průmyslový kompost Dw s nejvyšším poměrem C:N (13,8) způsobil největší nárůst v hodnotách BR.

I když je CO₂ nejvýznamnější skleníkový plyn, tak jeho emise po aplikaci EOM nepředstavují významnou hrozbu pro nárůst koncentrace CO₂ v ovzduší. Organický uhlík v každé představitelné EOM má svůj primární původ v atmosférickém CO₂. Přes fotosyntézu rostlin je CO₂ asimilován do organických sloučenin (a dále přeměněn konzumenty či destruenty) a nakonec může být převeden až na EOM. Je jasné, že během dekompozice v půdě je část EOM mineralizována na CO₂, avšak tento CO₂ se pouze vrací zpět (v podobě emisí) do svého původního rezervoáru (tj. do atmosféry).

SHRNUTÍ A DOPORUČENÍ

Je třeba zdůraznit, že po aplikaci EOM jsme produkci N₂O a CO₂ v půdách měřili pouze ve dvou časových bodech (v jarních a podzimních vzorcích). To však může být příliš hrubým odhadem pro hodnocení rizika zvýšení emisí skleníkových plynů. Někteří autoři dokládají, že zvýšení emisí N₂O a CO₂ se může objevit ještě dříve po aplikaci EOM – během jednoho týdne až měsíce (např. Huang et al., 2004; Mondini et al., 2007). Proto pro příští testování EOM pro jejich bezpečnou aplikaci na půdu doporučujeme monitorovat emise skleníkových plynů častěji, tj. okamžitě po aplikaci EOM a v kratších časových intervalech. Na základě našich zkušeností získaných během česko-polského projektu také doporučujeme zaměřit se více na N₂O (mezi ostatními skleníkovými plyny). Aktivita denitrifikačních enzymů (DEA) bez přídavku C₂H₂ by potom mohla sloužit jako vhodná metoda pro stanovení potenciálních emisí N₂O z půdy. Při testování jakéhokoliv typu EOM pro možné zvýšení emisí N₂O je nutné zvážit, na jakou půdu bude EOM aplikována, a tuto půdu do testování zahrnout.

Pokud bychom měli poskytnout nějaká doporučení pro bezpečné zemědělské využití exogenní organické hmoty, navrhuje následující opatření pro snížení emisí skleníkových plynů z půdy. EOM by měla být aplikována v optimálních dávkách, přičemž je nutné vzít v úvahu všechny zdroje N, které pěstované rostliny mohou využít. Je třeba se vyhnout časovým prodlevám mezi aplikací EOM a příjmem N rostlinami. A konečně, EOM by měla být aplikována přesněji do půdního profilu tak, aby byla lépe přístupná kořenům plodin.

LITERATURA

- Ball B, McTaggart I, Scott A (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions from soil under silage production by use of organic manures or slow-release fertilizer. *Soil Use Manage* 20:287-295.
- Cayuela ML, Velthof GL, Mondini C, Sinicco T, van Groeningen JW (2010) Nitrous oxide and carbon dioxide emissions during initial decomposition of animal by-products applied as fertilisers to soils. *Geoderma* 157:235-242.
- Conrad R (1996) Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and N₂). *Microbiol Rev* 60:609-640.

- Crutzen PJ, Ehhalt DH (1977) Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio* 6:112-117.
- Čuhel J (2004) Produkty denitrifikace v pastevní půdě. [Denitrification products in pasture soil; in Czech]. Bachelor thesis, University of South Bohemia in České Budějovice.
- Čuhel J, Šimek M (2011) Proximal and distal control by pH of denitrification rate in a pasture soil. *Agr Ecosyst Environ* 141:230-233.
- Dambreville C, Hallet S, Nguyen C, Morvan T, Germon J-C, Philippot L (2006) Structure and activity of the denitrifying community in a maize-cropped field fertilized with composted pig manure or ammonium nitrate. *FEMS Microbiol Ecol* 56:119-131.
- Firestone MK, Firestone RB, Tiedje JM (1980) Nitrous oxide from soil denitrification: factors controlling its biological production. *Science* 208:749-751.
- Huang Y, You J, Zheng X, Wang Y, Xu X (2004) Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biol Biochem* 36:973-981.
- Hynšt J, Šimek M, Brůček P, Petersen SO (2007) High fluxes but different patterns of nitrous oxide and carbon dioxide emissions from soil in a cattle overwintering area. *Agr Ecosyst Environ* 120:269-279.
- IPCC (2007) Climate change 2007. The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (2013) Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working Group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Karl TR, Trenberth KE (2003) Modern global climate change. *Science* 302:1719-23.
- Kroeze C, Mosier A, Bouwman L (1999) Closing the global N₂O budget: a retrospective analysis 1500-1994. *Global Biogeochem Cy* 13:1-8.
- Kuzyakov Y (2006) Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol Biochem* 38:425-448.
- Kuzyakov Y, Bol R (2006) Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biol Biochem* 38:747-758.
- Mondini C, Cayuela ML, Sinicco T, Cordaro F, Roig A, Sánchez-Monedero MA (2007) Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biol Biochem* 39:1366-1374.
- Nakicenovic N, Swart R (eds) (2000) Special report on emissions scenarios: a special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- National Inventory Submissions (2014)
http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/8108.php. Accessed 24 February 2015.
- Perelo LW, Munch JC (2005) Microbial immobilisation and turnover of ¹³C labelled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions. *Soil Biol Biochem* 37:2263-2272.
- Ravishankara AR, Daniel JS, Portmann RW (2009) Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science* 326:123-125.
- Schimel J, Holland EA (1998) Global gases. In: Sylvia DM, Fuhrmann JJ, Hartel PG, Zuberer DA (ed) Principles and applications of soil microbiology. Prentice Hall, Upper Saddle River, pp 498-516.
- Šimek M, Hopkins DW (1999) Regulation of potential denitrification by soil pH in long-term fertilized arable soil. *Biol Fert Soils* 30:41-47.
- Smith MS, Tiedje JM (1979) Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biol Biochem* 11:261-267.
- Stein LY (2011) Surveying N₂O-producing pathways in bacteria. In: Klotz MG (ed) Research on nitrification and related processes, part 1 – methods in enzymology. Academic Press, Michigan, pp 131-152.
- Tate, RL (1995) Soil Microbiology. John Wiley, New York.

- Thangarajan R, Bolan NS, Tian G, Naidu R, Kunhikrishnan A (2013) Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci Total Environ* 465:72-96.
- Walker C, Shannon R (2006) Nitrate and phosphate removal effects of compost amendments in wetland mesocosm. *T ASABE* 49:1773-1778.
- Włodarczyk T, Stępniewski W, Brzezińska M, Stępniewska Z (2004) Nitrate stability in loess soils under anaerobic conditions – laboratory studies. *J Plant Nutr Soil Sci* 167:693-700.

Kapitola 9

Hodnocení vlivu exogenní organické hmoty na půdní biotu prostřednictvím ekotoxikologických testů

Martin Váňa

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika

ÚVOD

S rostoucími nároky na životní úroveň obyvatel rostou také požadavky na energie, materiály a potravu. Zároveň tak vzrůstá i množství odpadu končící na skládkách nebo ve spalovnách, včetně velkého množství biodegradabilní složky odpadu. Tento bioodpad, obsahující cenné živiny, energii a organickou hmotu, je možné využít pro zlepšení úrodnosti půdy. Aplikace exogenní organické hmoty (EOM) na půdu se zdá být levným a účinným způsobem, jak znovu využít tuto část odpadu. Nicméně může také sloužit jako rezervoár potenciálně toxických látek produkovaných lidskou činností a nenávratně poškodit půdní ekosystém. Půda jako prostředí pro mikroorganismy, rostliny a zvířata slouží jako tlumič znečištění, ale má také vůči němu omezenou odolnost (Hund-Rinke et al., 2002). Poškození půdy bývá často bohužel rychlejší než její obnovovací schopnost (Coleman et al., 2004).

Podle legislativy se před aplikací na půdu stanovuje toxicita EOM obvykle chemickými rozborů, ale to není dostačující. Detailní chemické analýzy jsou sice přesné, nicméně značně nákladné. Také není možné stanovit toxicitu vzorku obsahující rozličné sloučeniny pouze na základě chemického složení. Zde se právě otevírá prostor pro využití nespecifických testů pro odhalení potenciálně toxického účinku a dále jej zkoumat. Jako vhodný prostředek pro tento účel se osvědčily ekotoxikologické testy. Ekotoxikologie studuje efekt toxických látek na organismy a v obecnější rovině následně pak na populace, společenstva a ekosystém. Ekotoxikologie je relativně mladý mezivědní studijní obor, který kombinuje environmentální chemii, toxikologii, ekologii a biologii. Jako samostatná vědní disciplína vešla do povědomí v šedesátých letech dvacátého století. Ekotoxikologické testy mají své výhody, ale i nevýhody. Hlavní výhodou je rychlost a relativně nízké náklady na analýzu (Chapman, 1999). Získané výsledky testů jsou dostatečně informativní, ale bývají složitěji interpretovatelné. Na jedné straně se může projevit synergistický efekt, kdy jednotlivé složky EOM působí vzájemně stimulačně. Na druhé straně může být výsledný škodlivý efekt snížen díky antagonistickému vlivu jednotlivých komponent EOM. (Krogh et al., 1997; Cooney, 2003; Andre's and Domene, 2005; Domene 2007). Testy toxicity obvykle neposkytují informaci, která z přítomných látek mohla působit škodlivě.

V posledních několika desetiletích došlo k rozvoji ekotoxikologických metod. Základem ekotoxikologie jsou testy pro stanovení toxicity nebo pro stanovení potenciálního škodlivého efektu testovaných látek nebo jejich směsí. K tomuto účelu se využívají testy, v nichž se hodnotí enzymatické aktivity, vliv na bakterie, rostliny, vodní a půdní organismy, mechy a lišejníky. Také je možné využít testy s teplotně citlivými obratlovci, především pak s hlodavci nebo ptáky pro hodnocení inhibičního efektu např. pesticidů na životní prostředí. Data získaná prostřednictvím těchto testů přinášejí obtížnější interpretaci výsledků z hlediska měřených výstupů a dále je nutno splnit specifické legislativní požadavky. Je doporučováno sestavení sady testů s různými druhy

testovaných organismů o různé citlivosti a zvolit různé zástupce trofických úrovní (producenti, konzumenti, dekompozitoři). Jako obzvláště citlivý parametr pro hodnocení rizika toxických látek v životním prostředí se ukazuje být vliv na reprodukci na rozdíl od mortality dospělých jedinců. V současnosti je trend vyvíjet miniaturizované ekotoxikologické testy, plně validované a schopné odhalit škodlivý efekt testované látky na živý organismus za standardních a reprodukovatelných podmínek (Dvořák, 2009).

Rozdělení ekotoxikologických testů může být podle různých hledisek (Hoffman et al., 2003; Dvořák, 2009):

- *podle trofické úrovně testovacích organismů* (producenti, konzumenti a destruenti),
- *podle doby expozice* (akutní, semichronické a chronické),
- *podle spektra testovacích organismů* (jednodruhové, vícedruhové, přírodní populace, laboratorní směsi kultur),
- *podle testované matrice* (půda, voda, výluhy, čisté chemikálie, sedimenty, vzduch aj.),
- *podle typu získaných dat* (letální efekty, subletální efekty, reprodukční aktivita, malformace a teratogenita),
- *podle způsobu přípravy vzorku* (bez úpravy, definované koncentrace chemických látek aj.),
- *podle pokročilosti testovacího systému* (3 generace testů- standardní testy; mikrobiotesty; biosenzory, biosondy a biomarkery),
- *podle stupně komplexnosti testovacího systému* (od nejjednodušších k nejsložitějším – enzymy vs. terénní experimenty),
- *speciální testy pro hodnocení rizik v životním prostředí* (genotoxicita bakterií, genotoxicita na rostlinách, volně žijících zvířatech a rybách, teratogenita na obojživelnících, embryotoxicita a reprodukční testy na rybách, korýších, obojživelnících, ptácích aj.).

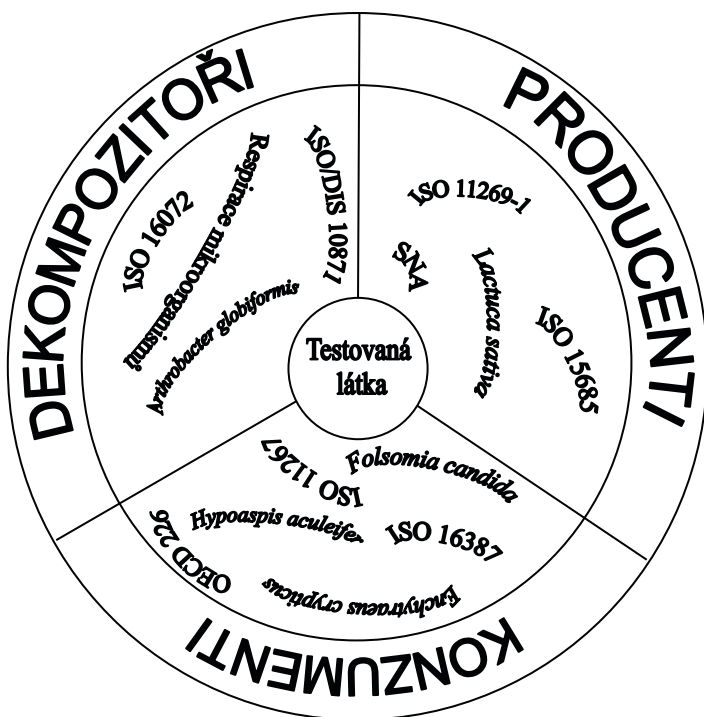
Získané ekotoxikologické výsledky se mohou dělit do několika skupin (Bezchlebová, 2007):

Letální efekty

- *mortalita*.

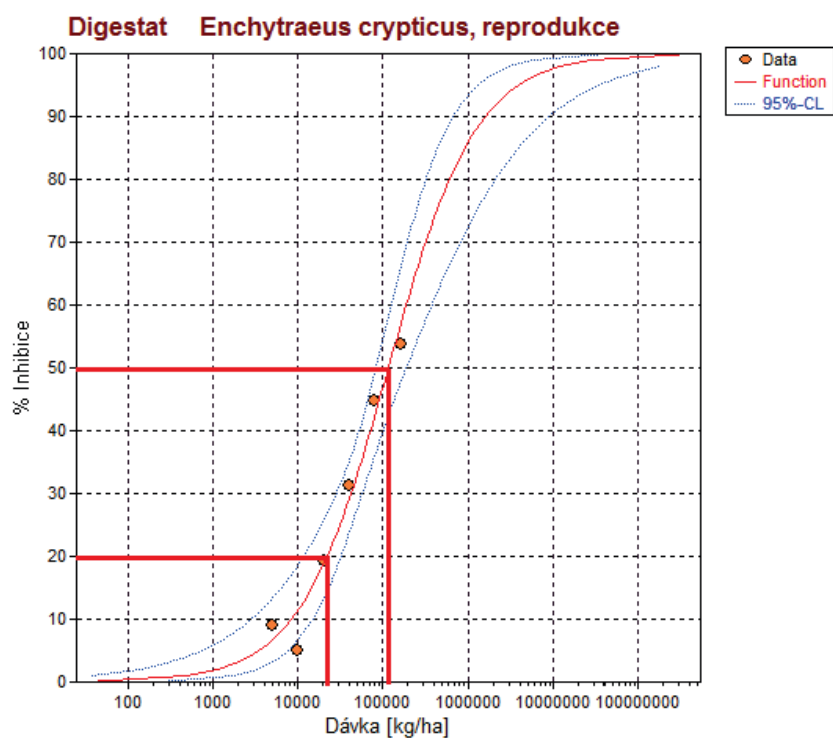
Subletální efekty

- *reprodukce* - vyjádřeno počtem kokonů, vylíhnutých juvenilů a přeživších juvenilů,
- *vývoj* např. vývoj žíhal - biomasa, délka (stav vývoje opasku),
- *chování* - v laboratorních podmínkách je chování silně zkresleno, kvůli malým testovacím nádobám a ostatním faktorům. Z tohoto důvodu je tento endpoint těžko vyhodnotitelný,
- *malformace* - zkracování podélných svalů, vylučování žluté tekutiny, puchýře na opasku, otoky atd.,
- *fyziologické změny (sledování prostřednictvím biomarkerů)* - např. zvýšená produkce hlenu v důsledku změn aktivity acetylcholinesterázové aktivity nebo změny imunitního systému či genotoxické změny.



Obr. 1 Trofické úrovně testů použitých pro hodnocení EOM

Vztah mezi dávkou a účinkem je vyjádřen křivkou dávka-odpověď. Křivka (Obr. 2) má obvykle sigmoidální charakter. Výsledky z testů v podobě LC_x (koncentrace, která vykazuje jistý účinek na mortalitu) nebo EC_x (koncentrace, která způsobuje jistý efekt) a jejich konfidenční intervaly se počítají z této křivky a mohou přispět k celkovému hodnocení ekologických rizik pro půdní ekosystém. Ekotoxikologické parametry se obvykle vyjadřují jako LC_{50} (medián koncentrace způsobující smrt) nebo EC_{50} (medián koncentrace způsobující efekt), NOEC (koncentrace, při které nebyl pozorován efekt) a LOEC (nejnižší koncentrace, při které byl pozorován efekt). LC_{50} je vyjádření koncentrace, při níž je usmrceno 50 % testované populace. EC_{50} vyjadřuje jiný endpoint než smrt (vliv na reprodukci, imobilizaci, snížení životní funkce atd.). Pro charakterizaci rizika lze použít i jiné ekotoxikologické indexy EC_{20} , EC_{10} , EC_{05} , které popisují efekt zkoušeného materiálu pro nižší procento testovaných objektů. Tyto indexy mohou být vhodnější pro odhad environmentálního rizika. Samotné použití hodnot EC_{50} by mohlo vést k nesprávným závěrům. Mnohdy se stává, že koncentrace toxické látky přítomné v životním prostředí je velmi nízká a EC_{50} nelze stanovit. Pro hodnocení lze použít také NOEC a LOEC. NOEC je nejvyšší koncentrace, u které se neprojevil efekt v porovnání s kontrolní variantou. Oproti tomu LOEC je nejnižší koncentrace, u které byl sledován signifikantní efekt v porovnání s kontrolou. Hodnoty NOEC a LOEC jsou stanoveny porovnáním dat oproti kontrole za účelem zjištění významných rozdílů prostřednictvím testování hypotéz (Hoffman et al., 2003).



Obr. 2 Křivka dávka-odpověď (červeně) se zvýrazněným parametrem EC_{50} a EC_{20} a konfidenčními intervaly (modře).

PRINCIP A VYUŽITÍ METOD

Jednotlivé organizmy mohou na přítomnost toxické látky reagovat odlišně. Konečný výsledek může být ovlivněn mnohými faktory (např. biodostupnost, bioakumulace nebo rozložitelnost škodlivé látky). Právě kombinace ekotoxikologických testů (baterie testů), zahrnující různé trofické úrovně, rozličné endpointy a testy s rozdílnou citlivostí organismů, se doporučuje pro odhalení potenciálně toxické látky přítomné ve vzorku (Zwart, 1995). Všechny níže zmíněné testy jsou standardizovány podle ISO a OECD metodik. Všichni bezobratlí živočichové (roupice, chvostokoci a roztoči) byli chováni v příslušných laboratorních podmínkách před zahájením testu.

Sada testů pro vyhodnocení toxicity EOM

Test s roupicemi (EC)

Půdní kroužkovci rodu *Enchytraeus* se ukázali být vhodným druhem pro ekotoxikologické testy. Roupice se vyskytují nejenom ve stejném prostředí jako žížaly, ale byly nalezeny i na místech, kde žížaly chybějí. Svoji činností přispívají roupice k půdní úrodnosti a jejich aktivita ovlivňuje mineralizaci a degradaci organické hmoty. *Enchytraeus crypticus* je jeden z nejčastěji používaných druhů pro testy v laboratořích. Tyto roupice patří k menším druhům (max. 1 cm) a jejich přítomnost v životním prostředí není příliš dobře zdokumentována (OECD, 2000b). Jejich chov v laboratorních podmínkách je velice jednoduchý. Mohou být chovány v podmínkách bez zvláštních požadavků např. v zahradním substrátu nebo na agarových plotnách. Reprodukční schopnosti a vývoj mladých jedinců těchto bezobratlých živočichů je rychlý (8 dnů při 21 °C). Standardní délka trvání testu s roupicemi jsou čtyři týdny na rozdíl od osmi týdnů v případě testu se žížalami. Vliv na reprodukci se ukázal být citlivým endpointem pro testování chemikálií nebo potenciálně škodlivých materiálů.

Test s chvostokoky (FC)

Chvostokoci jsou zastoupeni v baterii testů druhem *Folsomia candida*. Chvostokoci jsou malí půdní živočichové 0,2 mm až 10 mm velcí. Jejich hojný výskyt je pozorován v mnoha ekosystémech. Tento druh byl zaznamenán v hrabance a lesní půdě, na zemědělských plochách a také ve sklenících (byl nalezen v mnoha zeměpisných oblastech). V lesní hrabance byl zaznamenán ve vysokých počtech, kde jejich četnost dosahovala počtu 50 000 jedinců na m². Tento živočich má rozdílnou ekologickou strategii než žížaly nebo roupice. Chvostokoci se vyznačují absencí křídel, ale jsou charakterističtí orgánem, který jim dovoluje „skákat“ pokud jsou v ohrožení, a tím je furka. Svoji činností přispívají k rozkladu rostlinných zbytků na kyselých stanovištích, kde se nevyskytují žížaly a mnohonožky. Kvůli jejich širokému rozšíření, malé velikosti a nenáročnosti chovu v laboratorních podmínkách se tento živočich stal modelovým organismem pro testy ekotoxicity. Slouží také jako bioindikátor při znečištění životního prostředí a indikátor diverzity při změně hospodaření na zemědělsky využívaných půdách (Scott-Fordsmand and Krogh, 2005). Při testu jsou chvostokoci vystaveni škále koncentrací testované látky vmíchané do uměle připravené půdy. Doba trvání testu je 32 dní. Na závěr testu se hodnotí vliv na reprodukci v porovnání s kontrolní variantou, bez přídatku EOM.

Test s dravými roztoči (HA)

Roztoči (*Acari*) jsou rozšířenou a diversifikovanou skupinou členovců s více než 40 000 zaznamenanými druhy. Pro svou relativně malou velikost (od několika mm do několika cm) obývají specifické prostředí od rostlin až po půdu. Roztoči zastupují rozdílné trofické úrovně a strategie. Redukují počty bakterií a hub, rozměňují nerozloženou organickou hmotu, živí se rostlinným materiálem, někteří loví jiné živočichy nebo jsou parazité rostlin i živočichů (Huguier, 2015). Některé parazitické druhy působí problémy v zemědělství, jiné si vybírají jako svého hostitele hospodářská zvířata nebo člověka. Nicméně jsou velmi užitečným bioindikátorem znečištění a důležitým druhem pro monitorování stavu životního prostředí. Pouze jeden zástupce z půdních predátorských druhů se využívá pro ekotoxikologické testy (*Hypoaspis aculeifer*). Tento druh splňuje mnoho kritérií včetně snadného chovu v laboratorních podmínkách, je široce rozšířen, hojně se vyskytuje v životním prostředí, má svoji roli v potravním řetězci a má schopnost vzdorovat nepříznivým účinkům (Römbke et al., 2009). Doba trvání testu je 14 dní. Na závěr testu se hodnotí vliv na reprodukci v porovnání s kontrolní variantou.

Test s *Arthrobacterem* (AG)

Bakterie *Arthrobacter globiformis* náleží k rodu *Arthrobacter*, který je hojně rozšířen v půdě. Nepříznivé podmínky je *Arthrobacter* schopen přežít v kokoidním stádiu a omezit svůj růst. Některé druhy mohou být nalezeny na rostlinách a v kalu z čištění odpadních vod. *Arthrobacter globiformis* je gram- pozitivní bakterie. Miniaturizovaný test s touto bakterií využívá přímého kontaktu se zkoušeným materiálem bez jeho předešlé úpravy. Je založen na sledování inhibice dehydrogenázové aktivity (měří se fluorometricky). Využití této enzymatické aktivity pro sledování potenciálně škodlivých materiálů se ukázalo být citlivý endpoint.

Test pro určení krátkodobé nitrifikační aktivity (SNA)

Nitrifikace je biologická oxidace amonných iontů na dusitanové ionty následována oxidací dusitanů na dusičnany a představuje důležitou část biogeochemického cyklu N v půdě. Limitujícím krokem nitrifikace je přeměna amonných iontů na dusitany. Nitrifikace je aerobní proces, který je zprostředkován malou skupinou autotrofních bakterií a archaeí. Během nitrifikace dochází ke zvýšenému vyplavování dusičnanů z půdy, protože nitrátová forma je v půdním profilu pohyblivější než amonné ionty, které jsou pevněji vázány na půdní částice.

Inkubační test sledující respirační aktivitu půdního mikrobiálního společenstva (OECD)

Metabolická aktivita většiny půdních mikroorganismů souvisí s rozkladem organické hmoty. Výsledkem aerobního rozkladu je úplná oxidace substrátu, kdy vzniká oxid uhličitý a voda. Metabolická aktivita celého půdního mikrobiálního společenstva je charakterizována aerobní respirací (Malkomes, 1999). Substrátem indukovaná respirace (SIR) je založena na sledování maximální respirace po přidání snadno dostupného substrátu (glukózy) do půdy v krátkém časovém úseku (např. šest hodin). Respirační aktivita vzrůstá ihned po přidání substrátu, protože mikroorganismy již nejsou dále omezeny jeho množstvím v půdě. Test je navržen pro sledování dlouhodobě trvajícího nepříznivého vlivu testovaného materiálu na přeměnu uhlíku prostřednictvím respirace mikroorganismů ve svrchní vrstvě půdy. SIR se měří vzápětí po přidání testovaného materiálu do testovací půdy, ta se následně inkubuje 28 dní a opětovně se měří SIR. Pokud se pro testovaný materiál prokáže toxicita, měření SIR se opakuje v 14denních intervalech

až do 98. dne inkubace. Pokud se v následných odběrech před 98. dnem již neprokáže toxicita, test se ukončuje se závěrem netoxický.

Rostlinný test se salátem (Let)

Rostliny jsou nejdůležitějším terestriálním primárním producentem. V ekosystému plní funkci zdroje potravy, prostředí pro živočichy a v neposlední řadě ochranou funkci proti erozi půdy. Rostliny jsou v úzkém kontaktu s půdou a slouží jako indikátor potenciálně škodlivých látek přítomných v biodepadu (EOM). Vrcholovitost, měření délky kořene nebo množství biomasy jsou citlivé endpointy pro testování chemikálií (EOM). Tento test by měl být nedílnou součástí každé sady ekotoxikologických testů.

Sada výluhových testů pro polní a nádobové experimenty

Tyto testy jsou využívány pro hodnocení rizik polutantů vyluhovatelných do povrchových vod.

Test s luminiscenčními bakteriemi

Mikroorganismy, zvláště bakterie, jsou atraktivní pro testování toxicity výluhů, protože mikrobiální testy jsou jednoduché, rychlé, citlivé a poměrně levné. Test s luminiscenční bakterií *Vibrio fischeri* je nejčastěji používaný test pro hodnocení toxicity výluhů. Tato bakterie za optimálních podmínek přirozeně světélkuje. Pokud jsou tyto podmínky narušeny působením toxické látky, luminiscence bakterie rychle klesá.

Test se zelenými řasami

Řasy jsou jedny z hlavních primárních producentů v aquatickém ekosystému. Narušení této trofické úrovně působením toxické látky by se mohlo pravděpodobně odrazit na vyšších trofických stupních (Geis, 2000). Sledování vlivu toxických látek na růst řas se obvykle používá pro hodnocení škodlivého potenciálu odpadních vod, výluhů a chemikálií. Pokud je exponenciálně rostoucí kultura řas při testu vystavena různým ředěním výluhu, látky přítomné ve výluhu mohou působit inhibičně nebo stimulačně na růst řas. Test je založen na měření množství chlorofylu flourometricky v 96jamkové mikrodestičce (Ahtiainen, 2002).

Test s okřehekem

Okřehek je celosvětově rozšířeným primárním producentem. Okřehek je vodní rostlina plovoucí na hladině nebo blízko jejího povrchu. Kvůli jeho velmi dobré akumulární schopnosti se tento organismus využívá pro testy toxicity. Je velmi citlivý ke sloučeninám dusíku, fosforu a toxických kovů v kontaminované vodě. V laboratorních podmínkách se okřehek snadno kultivuje a je charakteristický rychlým nárůstem biomasy (Drost, 2006).

VYHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ

Hlavním cílem této práce bylo hodnocení toxického efektu EOM (tři komposty- Ag, Ra a Dw; masokostní moučka Mb a tři digestáty) na půdní bezobratlé, mikroorganismy a rostliny. Pro zjištění efektu EOM na mikrobiální aktivity (respiraci a nitrifikaci) byly použity reálné půdy se známou charakteristikou. Oproti tomu vliv na půdní bezobratlé a rostliny byl sledován v uměle připravené (artificiální) půdě. Tato půda má přesně definovanou skladbu a výsledky lze porovnat s výsledky jiných laboratoří. Výluhové testy byly zvoleny pro analýzu půd z polního a nádobového experimentu.

Ekotoxicita EOM

Výsledky chemických analýz těžkých kovů v testovaných materiálech jsou shrnuty v Tabulce 1, kde jsou uvedeny i legislativní limity. Součástí Tabulky 1 je i přepočet obsahu těžkých kovů při aplikaci doporučené dávky na půdu. Mírně překročené limity jsou v případě As (Mb), Zn (Ag) a Cd (Bp).

Mikrobiální testy reagovaly na přidavek EOM totožně. Žádný efekt nebyl pozorován při doporučených nebo vyšších dávkách (Tab. 2). Pro test s *Arthrobacterem* byly spočteny hodnoty LOEC pro Ag, Dw, Dg a Sm. Tyto hodnoty byly nicméně čtyřikrát vyšší než doporučená dávka. LOEC v testu SNA byl spočten pouze pro Mb. Jeho hodnota byla také čtyřikrát vyšší než doporučená dávka pro aplikaci (rd). Všechny EOM vyhodnotily mikrobiální testy jako netoxické při dodržení rd. Přidavek Ra, Dg a Dw do půdy způsobil pozitivní efekt u nitrifikace. V případě Dw byl tento nárůst způsoben nitrifikátory přítomnými v EOM. Pozitivní efekt samotných testovaných materiálů na krátkodobou nitrifikační aktivitu byl pozorován u Ra a Dg.

Testy s bezobratlými živočichy reagovaly na přidavek EOM odlišně než mikrobiální testy. Chvostoskoci (*Folsomia candida*) a roupice (*Enchytraeus crypticus*) rozdělily testované materiály do dvou skupin:

(i) kompost Ag, průmyslové komposty Dw, Ra a digestát Dg

(ii) digestáty Bp, Sm a masokostní moučku Mb.

Materiály sdružené v první skupině nevykázaly žádný nepříznivý účinek na reprodukci. Jedinou výjimkou byl průmyslový kompost Ra, pro který byly spočteny hodnoty EC_{20} 94,5 t/ha a LOEC 100 t/ha. Pouze pro představu, design testů byl navržen pro testování sedmi koncentrací včetně kontrolní varianty a rd zvolenou uprostřed. Nejvyšší testovaná koncentrace byla tedy čtyřikrát vyšší než dávka aplikovaná na zemědělskou půdu. Oproti tomu EOM z druhé skupiny ovlivnily reprodukci testovaných organismů v dávkách přibližujících se doporučenému aplikačnímu množství. Zajímavou shodu ukázaly křivky dávka-odpověď a hodnoty LOEC/NOEC pro chvostoskoky a roupice s mírně nižšími hodnotami v případě FC. Reprodukce chvostoskoků byla ovlivněna nejvíce přípravkem Bp, pro který by spočteny hodnoty EC_{50} 111 t/ha. Ostatní přípravky z druhé skupiny ovlivnily testované organismy v dávkách vyšších než rd (Tab. 2). Negativní efekt na reprodukci pro oba digestáty (SM a Bp) může být zapříčiněn vyšším obsahem dusíku (ve formě amoniaku) a také v možné nestabilitě těchto přípravků. Vyšší citlivost chvostoskoků může být spojena s rozdílnou cestou příjmu škodlivých látek obsažených v EOM. Chvostoskoci mohli jako alternativní zdroj potravy kromě kvasnic použít i EOM a přijímat tak toxikant potravou i přes povrch těla (Domene, 2007).

Tab. 1 Chemické analýzy těžkých kovů v EOM

	Limitní hodnoty (mg/kg)		Mb		Ra		Ag		Dg		Bp		Dw		Sm	
	dm > 13 %	dm < 13 %														
As	20	20	35,35	69,29	6,94	97,68	14,93	86,52	0,24	0,72	0,70	2,15	5,16	42,65	n.d.	rd
Cd	2 / 20	2 / 20	0,05	0,10	0,37	5,21	0,37	2,14	1,04	3,12	2,4	7,37	1,25	10,33	0,53	1,68
Cu	150 / 1000	250 / 1000	10,54	20,66	25,24	355,25	99,26	575,21	32,62	97,86	68,66	210,92	35,24	291,26	120,38	381,85
Mo	20	20	0,77	1,51	0,84	11,82	4,10	23,76	2,18	6,54	5,54	17,02	1,7	14,05	1,18	3,74
Ni	50 / 300	50 / 300	2,17	4,25	14,57	205,07	13,91	80,61	24,12	72,36	16,48	50,63	18,48	152,74	11,59	36,76
Pb	100 / 750	100 / 750	0,69	1,35	12,08	170,03	5,65	32,74	7,04	21,12	8,59	26,39	51,41	424,90	2,16	6,85
Zn	600 / 2500	1200 / 2500	106,06	207,88	186,30	2622,17	804,50	4662,08	323,17	969,51	208,89	641,71	403,46	3334,60	122,00	386,98
Cr	100 / 500	100 / 500	4,53	8,88	24,63	346,67	14,63	84,78	11,16	33,48	5,33	16,37	50,40	416,56	4,09	12,97

dm....obsah těžkých kovů mg/kg v sušině (dm)

rd.... obsah těžkých kovů g/v doporučené dávce (rd)

Tab. 2 Hodnoty EC₂₀ a EC₅₀ pro sadu ekotoxikologických testů

		Mb (rd 2 t/ha)	Ra (rd 25 t/ha)	Ag (rd 10 t/ha)	Dg (rd 24 t/ha)	Bp (rd 128 t/ha)	Dw (rd 15 t/ha)	Sm (rd 52 t/ha)
OECD		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
SNA	EC ₂₀	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	EC ₅₀	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AG	EC ₂₀	n.d.	15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	EC ₅₀	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
EC	EC ₂₀	2,9	n.d.	n.d.	n.d.	176	n.d.	106
	EC ₅₀	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	335	n.d.	185
FC	EC ₂₀	4,1	94	n.d.	n.d.	81	n.d.	96
	EC ₅₀	7,2	n.d.	n.d.	n.d.	111	n.d.	129
HA	EC ₂₀	3,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	EC ₅₀	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Let	EC ₂₀	n.d.	n.d.	38	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	EC ₅₀	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

rd – doporučená dávka

n.d.- nedetekováno

Vliv EOM na reprodukci dravých roztočů nebyl prokázán kromě testu s masokostní moučkou. Pro Mb byly spočteny hodnoty EC₂₀ 3,4 t/ha, což je jeden a půl krát více než rd. V literatuře (Owojori, 2013) je uváděna nižší citlivost toho testu vůči chemikáliím a to bylo potvrzeno i v případě této studie.

Žádný inhibiční efekt EOM (vyjádřený EC₂₀ a EC₅₀) nebyl prokázán v testu hodnotícím vliv na délku kořene salátu. Nicméně LOEC byl spočten pro Bp, Dg, Mb, a Ag. Hodnoty LOEC Bp a Dg byly vyšší než doporučená dávka aplikace EOM na půdu a tím je i riziko ohrožení životního prostředí velice nízké při dodržení rd. V případě Mb a Ag byly hodnoty LOEC nižší než rd. U přípravku Ag byl naměřen zvýšený obsah zinku, alternativní vysvětlení může být, že testovaný kompost nebyl ještě dostatečně vyzrálý. Doporučujeme proto věnovat těmto materiálům vyšší pozornost. Kokkora (2007) ve své publikaci právě zmiňuje možný negativní efekt nadměrné nebo nevyvážené zásoby živin. V případě Mb byla rd spočtena na obsah dusíku a nebral se v potaz obsah P a K. Tímto se množství P a K při aplikaci výrazně zvýšilo a ovlivnilo výsledky testu se salátem.

Není zcela zřejmé, proč materiály obsahující potenciálně nebezpečné vstupní suroviny (Ag, Dw, Ra) neukázaly téměř žádnou toxicitu u provedených testů. Oproti tomu u testovaných digestátů, kde byl jako vstupní surovinou rostlinný materiál, byl prokázán negativní efekt. Průmyslový kompost kvůli jeho složení vstupních surovin (např. čistírenské kaly) může sloužit jako rezervoár těžkých kovů a organických polutantů. Nicméně chemické analýzy neprokázaly žádný zvýšený obsah stanovovaných látek. Z tohoto důvodu nelze říci, že by v případě této práce přítomné škodlivé látky inhibovaly biologické procesy. Hlavní rozdíl obou skupin spatřujeme v tom, že kompostování vede k relativní stabilizaci organické hmoty. To může znamenat, že délka trvání testu je pro komposty příliš krátká na to, aby se projevil efekt ve srovnání s digestáty.

Vysvětlením negativního působení digestátů může být, že část organického dusíku přítomna ve vstupních surovinách byla přeměněna na amoniak. Amoniak mohl následně ovlivnit odpověď organismů v provedených testech (Domene, 2007; Lukehurst, 2010). Dále zde může mít vliv obsah mikro- a makro-prvků v digestátech a nevhodně zvolená doporučená dávka pro aplikaci.

Obecně lze zmínit, že vstupní suroviny pro digestci mohou být různorodé (hnůj hospodářských zvířat, zemědělské plodiny, zbytky zemědělsko-potravinářské výroby, zbytky potravin, organická složka domovního a průmyslového odpadu, vedlejší produkty živočišného původu, čistírenský kal, organická složka komunálního odpadu atd.) a mohou obsahovat malé množství mikro-prvků, těžkých kovů a perzistentních organických sloučenin, které nejsou rozložitelné. Trávicím traktem hospodářských zvířat přechází do hnoje většina těžkých kovů z léčiv. Pokud se digestát použije jako bio-hnojivo, velká část mikro-prvků je spotřebována, protože jsou nezbytné pro růst rostlin. Avšak některé těžké kovy a perzistentní látky mohou působit problémy. To je důvod k důkladnému sledování obsahu kontaminantů ve vstupních surovinách pro digestci, ale i v samotném digestátu (Lukehurst, 2010).

Ekotoxicita půdních výluhů

Pro hodnocení toxicity půdních výluhů z polního a nádobového pokusu byly zvoleny řasový test, test s okřehekem a test s luminiscenční bakterií. Okřehek a *Vibrio fischeri* neodhalily žádný toxický efekt napříč půdami i odběrovými obdobími. Oproti tomu řasový test rozlišil jarní a pozimní odběr v případě nádobového experimentu. Výluhy všech půd z nádobového pokusu s EOM z jarního odběru negativně působily na růst řas. Ale v podzimním odběru již tento efekt nebyl zaznamenán. Předpokládá se, že se mikroorganismy a následně i rostliny podílely na rozkladu a využití EOM pro svůj růst. Při analýze vzorků z polního pokusu se nepodařilo rozlišit mezi EOM, lokalitami ani odběrovými obdobími.

Vysvětlení rozdílné odpovědi testu může spočívat v:

- kontrolované/nekontrolované podmínky počasí v nádobovém/polním pokuse
- rozdílné půdy u obou experimentů.

Protože byl negativní efekt EOM v řasovém testu nalezen pouze v jarním odběrovém období u nádobového pokusu, testované materiály nemohou být označeny za toxické. Doporučuje se však otestovat více materiálů, kde by mohlo být prokázáno, zda nadbytek živin nebo přítomnost jiných látek v EOM měly vliv na růst řas.

ZÁVĚRY A DOPORUČENÍ

V projektu česko-polské spolupráce byly otestovány různé EOM sadou vybraných ekotoxikologických testů pokrývajících různé trofické úrovně. Laboratorní experimenty obvykle zahrnují nejhorší možné podmínky, kterým jsou organismy vystaveny, horší než ty, které panují na poli. Přestože nebyly nalezeny žádné škodlivé efekty při doporučených dávkách, je vhodné zaměřit se na tento druh materiálů, protože blízko doporučených dávek efekty nalezeny byly. Podobná situace nastala i při hodnocení výluhů z polního a nádobového experimentu sadou výluhových testů. I zde panuje přesvědčení, že EOM mohou obsahovat polutanty, které jsou schopny kontaminovat povrchové nebo podzemní vody a narušit životní prostředí. Pro budoucí testování a schválení dalších EOM a jejich aplikaci na půdu se doporučuje zaměřit se také na ekotoxikologické metody, které jsou velmi vhodnou součástí pro celkové zhodnocení testovaného materiálu.

LITERATURA

- Ahtiainen J (2002) Microbial tests and measurements in the assessment of harmful substances and pollution. Finnish Environment Institute, Helsinki.
- Andrés P, Domene X (2005) Ecotoxicological and fertilizing effects of dewatered, composted and dry sewage sludge on soil mesofauna: a TME experiment. *Ecotoxicology* 14:545–557.
- Bezhlebová, J (2007) Ecotoxicology of soil invertebrates earthworms, enchytraeids, collembolans. Dissertation, Masaryk University Brno.
- Coleman DC, Crossley DA, Henrix PF (2004) Fundamentals of soil ecology. Second edition, Elsevier Inc.
- Cooney JD (2003) Freshwater tests. Fundamentals of aquatic toxicology. Taylor & Francis, New York.
- Domene X, Alcaniz JM, Andrés P (2007) Ecotoxicological assessment of organic wastes using the soil collembolan *Folsomia candida*. *Appl Soil Ecol* 35:461-472.
- Drost W, Matuje M, Backhaus T (2007) Heavy metal toxicity to *Lemna minor*: studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure. *Chemosphere* 67:36-43.
- Dvořák V (2009) Comparison of ecotoxicological and microbiological tests in the evaluation of soil bioremediation. Dissertation. Czech university of life science Prague.
- Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA, Cairns J (2003) Handbook of ecotoxicology. Lewis Publishers, New York.
- Huguiet P, Manier N, Owojori OJ, Bauda P, Pandard P, Römbke J (2015) The use of soil mites in ecotoxicology: a review. *Ecotoxicology* 24:1-18.
- Hund-Rinke K, Kördel W, Hennecke, D, Achazi R, Warnecke D, Wilke BM, Winkel B, Heiden S (2002) Bioassays for the ecotoxicological and genotoxicological assessment of contaminated soils (results of a round-robin test): Part II: Assessment of the habitat function of soils - Tests with soil microflora and fauna. *Journal of Soil and Sediments* 2: 83-90.
- Chapman PM (1999) Does the precautionary principle have a role in ecological risk assessment? *Hum Ecol Risk Assess* 5:885-888.
- Kokkora MI (2007) Biowaste and vegetable waste compost application to Agriculture. Dissertation, Cranfield University.
- Krogh PH, Holmstrup M, Jensen J, Petersen SO (1997) Ecotoxicological assessment of sewage sludge in agricultural soil. Working Report no. 69. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Lukehurst C, Frost P, Al Seadi T (2010) Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser, <http://www.ieabiogas.net>, Accessed 26 February 2015.
- Malkomes HP (1999) The lucerne meal-induced increase of microbial activities in soil as an indicator of ecotoxic effect of pesticides. *Agric Biol Res* 52:323-336.
- Moser H, Römbke J (2009) Ecotoxicological characterization of waste: Results and experiences of an international ring test. Springer, New York.
- Neumann-Hensel H, Melbye K (2006) Optimisation of the solid-contact test with *Arthrobacter globiformis*. *Journal of Soils and Sediments*, 6/4:201-207.
- OECD (2000B) Enchytraeidae reproduction test. OECD guidelines for the testing of chemicals No.220.
- Owojori OJ, Waszak K, Römbke J (2013) Avoidance and reproduction tests with the predatory mite *Hypoaspis aculeifer*: effects of different chemical substances. *Environ Toxicol Chem* 33:230-237.
- Römbke J, Jänsch S, Meier M, Scheffczyk A, Liebig M (2009) General recommendations for soil ecotoxicological tests suitable for the environmental risk assessment of genetically modified plants. *Integr Environ Assess Manag* 6:287-300.
- Walker CH, Sibly RM, Hopkin SP, Peakall DB (2006) Principles of ecotoxicology. Third Edition, CRC Press.

Zwart D (1995) Monitoring water quality in the future. Vol. 3: Biomonitoring. Ministry of Housing, Zoetermeer, Netherlands.

Tato publikace je jedním z výstupů projektu „Rizika a přínosy aplikace exogenní organické hmoty na půdu“ (CZ.3.22/1.2.00/12.03445) realizovaného v rámci Operačního programu přeshraniční spolupráce 2007-2013 Česká republika – Polská republika, který byl spolufinancován Evropským fondem regionálního rozvoje (ERDF).

Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu

Editoři

Stanislav Malý, Grzegorz Siebielec

Fotografie na obálce: Jiří Čuhel

Rok vydání: 2015

Vydání: první

Počet stran: 135

Náklad: 150 ks

Tisk: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Hroznová 2
656 06 Brno