

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra mikrobiologie, výživy a dietetiky



Využití respiračních metod pro stanovení vlivu biouhlu na mineralizaci uhlíku v půdě

Bakalářská práce

Autor práce: Alena Máslová

Obor studia: Udržitelné využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: Ing. Barbora Šlapáková

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Využití respiračních metod pro stanovení vlivu biouhlu na mineralizaci uhlíku v půdě" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20. 4. 2018

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí své bakalářské práce Ing. Barboře Šlapákové za rady a pomoc při zpracování jak teoretické, tak i praktické části bakalářské práce, ale i při práci na pokusu v laboratoři. Dále bych ráda poděkovala Ing. Petře Huislové za laskavé svolení odebírat vzorky na pokusném poli VÚMOP a panu Káňovi za dodaný biouhel.

Využití respiračních metod pro stanovení vlivu biouhlu na mineralizaci uhlíku v půdě

Souhrn

Způsob obhospodařování půdy ovlivňuje její produkční schopnosti. Protože nároky na kvalitu a zdraví půdy neustále rostou je zapotřebí hledat možnosti, jak půdu využívat přirozeně a udržitelně. Sledování biologické aktivity u různě obhospodařovaných půd může sloužit ke zhodnocení a možnosti úpravy obhospodařování půd. Při výzkumu byly porovnávány vzorky ze čtyř různě upravovaných půd (1. konvenčně obhospodařovaná půda s přidavkem biouhlu, 2. úhor, 3. půda ošetřovaná hnojem a 4. konvenčně obdělávaná půda). Vzorky byly odebrány v období výsevu, vzházení, kvetení a dozrání kukuřice. Pro možnost porovnání byly použity dvě metody měření půdní respirace. Metoda statické respirace se jevila vhodnější pro stanovené laboratorní podmínky experimentu. Výsledky měření respirace pomocí zařízení OxiTop byly ovlivněny nevhodnými podmínkami měření.

Z výsledků provedeného experimentu vyplývá, že nejvíce biologicky aktivní jsou půdy ošetřované hnojem a nejméně půdy neošetřované (úhor). Nebyl zjištěn výrazný vliv biouhlu na aktivitu půdních mikroorganismů.

Klíčová slova: půda, respirace, OxiTop, biouhel, mikrobiom

The effect of biochar on soil carbon mineralization by using soil respiration tests

Summary

The techniques of land farming affects production ability of soil. Soil stress rapidly increasing and it has a constant influence to soil quality and health. It is necessary to find out a possibilities of using the agriculture fields naturally and sustainably. Monitoring of biological activity in differently cultivated soils can be useful for evaluation of the rate soil stress and for the modification of management of agricultural soils. Four samples were compared during the experiment. The samples were taken from differently cultivated field (1. conventionally cultivated soil with addition of biochar, 2. wasteland, 3. soil with manure and 4. conventionally cultivated soil). The samples were taken several times during the period of sowing, germination, flowering and maturing of maize. Two measurement methods of soil respiration were used for comparison. The static respiration method appeared better for the laboratory conditions of the experiment. Unsuitable measurement conditions affected OxiTop method results.

According to results of the experiment, field fertilized by manure has the highest biological activity than other samples. The lowest activity was measured on the fallow field. It was not found out significant effect of biochar to respiration activity of soil microorganisms.

Keywords: soil, respiration, OxiTop, biochar, microbiome

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíl práce a hypotézy.....	2
2.1	Cíl práce.....	2
2.2	Hypotézy.....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Půdní vlastnosti a charakteristiky.....	3
3.1.1	Význam organické hmoty v půdě.....	5
3.1.2	Mineralizace uhlíku v půdě.....	7
3.1.3	Půdní mikroorganismy.....	9
3.1.4	Degradace půd.....	11
3.2	Biouhel.....	13
3.2.1	Výroba biouhlu.....	13
3.2.2	Vlastnosti a účinky biouhlu.....	15
3.2.3	Použití biouhlu.....	18
3.3	Vliv způsobu obhospodařování na půdu.....	19
3.3.1	Vliv chemických a organických hnojiv na půdní vlastnosti.....	19
3.3.2	Vliv kombinace biouhlu s hnojivy na půdní vlastnosti a výnosy plodin ..	20
4	Metodika.....	22
4.1	Odběr, úprava a skladování vzorků.....	22
4.2	Stanovení půdní respirace titrační metodou - Mineralizační test.....	23
4.3	Stanovení půdní respirace zařízením OxiTop.....	24
4.4	Stanovení sušiny a hodnoty pH.....	25
5	Výsledky.....	26
5.1	Vyhodnocení výsledků mineralizačního testu.....	26
5.2	Měření respirace dynamickou metodou – OxiTop.....	29
5.3	Sušina.....	30
5.4	Půdní reakce.....	30
5.5	Grafy produkce CO ₂ měřené titrační metodou.....	32
5.6	Grafy měření respirace dynamickou metodou - OxiTop.....	34
6	Diskuze.....	37
7	Závěr.....	40
8	Seznam použité literatury.....	41
9	Seznam tabulek a grafů.....	46

1 Úvod

Nároky na množství a kvalitu zemědělské produkce neustále rostou, a tím i nároky na kvalitu a zdraví půdy. Půda jakožto důležitý zemědělský výrobní prostředek, ale také nepostradatelný prostor pro život organismů, vzniká půdotvornými procesy z matečné horniny a z organických zbytků za působení fyzikálních, chemických a biologických činitelů. Na půdotvorné procesy působí vnější faktory jako je například vliv podnebí, působení půdních organismů, nebo také vliv činnosti člověka (Hauptman et al., 2009). Jelikož je známa škodlivost znečišťujících látek obsažených ve hnojivech, pesticidech, herbicidech a fungicidech je nutné hledat jiné prostředky ke zlepšení růstu a vývoje rostlin. Kromě náhrady chemických hnojiv je také vhodné podpořit omezení organismů bránících růstu rostlin. Některé bakterie jsou schopny fixovat vzdušný dusík, čímž umožňují rostlinám jeho dostatečný příjem (Elsas et al., 2006). Podpora pozitivně působících organismů může vést ke zlepšení půdních podmínek a zdraví půdy. Biouhel se jeví jako vhodný přídavek do půdy díky jeho vlastnostem, ale zatím se ví velice málo informací o jeho dlouhodobém působení na půdu a na aktivitu půdních mikroorganismů.

2 Cíl práce a hypotézy

2.1 Cíl práce

Cílem práce je zpracovat literární rešerši na dané téma a pokusem vyhodnotit mineralizaci měřením půdní respirace u různě ošetřených půd. Porovnat metodu statické respirace s dynamickou metodu. Obě tyto metody se používají ke stanovení půdní mikrobiální respirace.

2.2 Hypotézy

- 1) Půdní mikrobiální respirace je ovlivněna přidáním biouhlu.
- 2) Respirace stanovená statickou metodou (titračně) vykazuje statisticky významnější rozdíly mezi vzorky než dynamická metoda OxiTop.

3 Literární rešerše

3.1 Půdní vlastnosti a charakteristiky

Jedním z nejdůležitějších přírodních zdrojů poskytující lidem obživu a tvořící životní prostředí pro rostliny a živočichy je půda, která zahrnuje tři fáze (pevnou, kapalnou a plynnou). Vzájemné vztahy mezi pevnou, kapalnou a plynnou částí půdy ovlivňují její fyzikální vlastnosti. Fyzikální charakteristiky půdy mohou být rozděleny na základní fyzikální vlastnosti, hydrofyzikální a aerační vlastnosti, teplotní a fyzikálně-mechanické vlastnosti. Mezi základní fyzikální charakteristiky půdy patří zrnitost půdy, měrná a objemová hmotnost, pórovitost a struktura půdy. Hydrofyzikální a aerační vlastnosti zahrnují vlhkost, vodní kapacitu, propustnost, vzlínavost, vzdušnou kapacitu a další. Teplota, tepelná a teplotní vodivost patří mezi další důležité vlastnosti půdy. Soudržnost, přilnavost, konzistence, uléhavost, hutnost, hrudkovatění jsou vlastnosti, které patří mezi fyzikálně-mechanické vlastnosti. Chemické vlastnosti půd jsou určeny především chemickým složením dané půdy. Z chemického hlediska se složky půdy dělí na organické, minerální a organominerální, kde organická složka půdy vzniká činností živých organismů. Horní část litosféry podléhá zvětrávání a je zdrojem minerálních látek. Při půdotvorných procesech, zvětrávání půdy, ale také při biochemických procesech, které jsou podmíněny půdními mikroorganismy, dochází k oxidaci a redukci. Intenzita oxidace a redukce je ovlivněna obsahem kyslíku, vody, organických látek a minerálních sloučenin (Šarapatka, 2014). Významnou půdní vlastností, ovlivňující úrodnost půdy (Bobul'ská et al., 2015), je reakce půdy, která je závislá na výskytu volně disociovaných vodíkových iontů. Má vliv na půdotvorné procesy, přeměnu organické hmoty v půdě, ale i na růst rostlin a edafon. Hodnota pH se používá ke kvantitativnímu vyjádření reakce (Šarapatka, 2014).

Funkce půdy

Mezi lidmi je nejvíce známá produkční a prostorová funkce půdy, protože půda byla a stále je důležitým zdrojem rostlinné, ale i živočišné výroby a také je životním prostředím pro rostliny a živočichy. Půda má zásadní roli v koloběhu vody, a to především díky její infiltrační a akumulační schopnosti. Je schopná přijímat určité množství vody a také určité množství vody zadržet, což je velice důležité pro růst a přežití rostlin v suchých obdobích. Ekologická funkce půdy spočívá v rozmanitosti půd a tím i v rozmanitosti rostlin a půdních organismů v ní žijících. Půda poskytuje rostlinám prostor pro uchycení kořenů a je pro ně

zásobárnou vody, minerálních látek a mikroelementů. V půdě probíhají různé procesy, které mohou umožňovat půdě plnit její hygienickou funkci. Mezi tyto procesy patří například filtrační a samočisticí pochody, které napomáhají při znečištění půdy k navrácení do jejího původního stavu. Půda má také pufrací funkci, pufrvitost je schopnost půdy udržet přibližně stejnou hodnotu pH po přidání malého množství kyselin nebo zásad (Hauptman et al., 2009).

Kvalita půdy

Udržení kvalitní a zdravé půdy by mělo být prioritou každého zodpovědného zemědělce, zahradníka, ale i každého člověka, který s půdou pracuje. Protože pouze zdravá půda je schopná produkovat zdravé rostliny, vytvářet příznivé prostředí pro půdní organismy a mikroorganismy a účinně odolávat nepříznivým vlivům okolního prostředí.

Indikátory kvality mohou být rozděleny na charakteristiky fyzikální, chemické nebo fyzikálně-chemické a biologické. Mezi fyzikální charakteristiky patří například textura, struktura, hloubka půdy, pórovitost, objemová hmotnost a další. Charakteristiky chemické a fyzikálně-chemické zahrnují obsah celkového dusíku, množství a kvalitu humusu, hodnotu pH, obsah živin, obsah rizikových prvků a kontaminantů. Biomasy mikroorganismů, půdní respirace a aktivita půdních enzymů mohou být zařazeny mezi biologické indikátory (Pokorný et al., 2007).

Půdní úrodnost je schopnost půdy poskytovat vhodné prostředí s dostatkem živin pro růst a optimální výnos rostlin. Je tvořena vzájemným působením především fyzikálních, chemických, biologických a klimatických faktorů. Potenciální neboli přirozená úrodnost je dána především půdními vlastnostmi. Je to schopnost půdy poskytovat rostlinám vhodné podmínky bez lidského působení. Skutečná půdní úrodnost bývá vyšší než přirozená a je ovlivněná lidskou činností. Člověk úrodnost půdy ovlivňuje pomocí agrotechnických zásahů, a to například zpracováním půdy, hnojením, vápněním, ale také technickými opatřeními, jako je meliorace, závlaha a způsob využití (Hauptman et al., 2009).

Při hodnocení půdy lze odhadnout půdní druh, barvu, vlhkost a strukturu půdy ihned při odběru vzorků. Následně se pomocí analýz v laboratořích zjišťují základní vlastnosti a pomocné charakteristiky. Základní důležitou fyzikální vlastností je půdní druh, určený zrnitostním rozborem. Mezi základní chemické vlastnosti při hodnocení půdy patří výměnná půdní reakce, obsah a kvalita humusu, obsah celkového dusíku, obsah přístupného hořčíku, fosforu a draslíku a také charakteristiky sorpčního komplexu. Pomocné charakteristiky jako jsou objemová hmotnost, pórovitost, vlastnosti půdních agregátů, aktuální půdní reakce,

obsah cizorodých látek a potenciálně rizikových prvků, nebo z biologických vlastností například respirační testy a další jsou používány jen ty vlastnosti, které jsou potřebné k dané analýze při hodnocení určité půdy (Pokorný et al., 2007).

3.1.1 Význam organické hmoty v půdě

Jak uvádí Šarapatka et al. (2002) organickou hmotu v půdě tvoří biomasa půdních organismů, odumřelé rostlinné a živočišné zbytky a humus. Hned po minerální složce je nejdůležitější půdní složkou (Buscot et Varma, 2005). Půdní organickou hmotu je možné rozdělit na primární organickou hmotu a humusové látky. Primární organická hmota ve větší míře podléhá mineralizaci, menší část je přeměněna na humusové látky. Obtížně rozložitelné látky jako jsou huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy patří mezi humusové látky a zvyšují půdní sorpci a tím i její úživnost. Šarapatka et al. (2002) uvádí rozdělení organické hmoty na aktivní, pomalou a pasivní frakci. Aktivní frakce je zdrojem energie, ovlivňuje strukturní stabilitu půdy, infiltraci vody do půdy a odolnost půdy proti erozi. Rozklad aktivní frakce probíhá měsíce až roky. Nedostatek této frakce může být způsoben intenzivním nebo nevhodným zpracováním půdy a nedostatečným doplňováním biomasy do půdy. Pomalá frakce slouží jako zdroj mineralizovatelného dusíku a dalších prvků, rozkládá se desítky let a obsahuje především složky bohaté na lignin. Stabilní materiál s poločasem rozkladu stovek až tisíce let je řazen mezi pasivní frakci, která má vliv na kationtovou výměnnou kapacitu a vodní kapacitu půdy.

Hlavním prvkem, který je obsažen v půdní organické hmotě, je uhlík. Celkové množství uhlíku v půdách světa je odhadováno asi na 1500 Gt (Šarapatka et al., 2002). Mezi hlavní složky organické hmoty patří celulóza, která se do půdy dostává především ze zbytků rostlin. Celulóza je polysacharid, který je snadno rozložitelný pomocí mikroorganismů, pro které slouží jako zdroj energie. Lignin, který v přírodě tvoří komplexy především s celulózou, je látkou odolnou vůči rozkladné aktivitě mikroorganismů. Především bílkovinami se do půdy dostávají organické dusíkaté látky. Mikroorganismy podporují rozklad bílkovin, při kterém dochází k uvolňování dusíku a jeho následnou přeměnu na dusík minerální, který je dobře přijatelný pro rostliny. Organická hmota obsahuje také monosacharidy, které jsou snadno rozložitelné. Slouží jako zdroj uhlíku a energie pro mikroorganismy. Při aerobním rozkladu jsou produkovány oxid uhličitý a voda, kdežto za působení anaerobních podmínek dochází ke vzniku organických kyselin (Šarapatka, 2014).

Organická hmota v půdě má vliv na její biologické, fyzikální a chemické vlastnosti. V půdě slouží jako zásobárna energie a důležitý zdroj živin, ovlivňuje aktivitu enzymů, společenstva půdních mikroorganismů a růst rostlin. Organická hmota také stabilizuje strukturu půdy a má zásadní vliv na retenci vody v půdě, pufrální schopnost a na kationtovou výměnnou kapacitu (Šarapatka et al., 2002). Organický uhlík v půdě je potřebný pro zlepšení půdní úrodnosti (Xu et al., 2018) a jeho poutání nebo uvolňování je ovlivňováno činností mikroorganismů a rostlin (Šarapatka, 2014). Koloběh uhlíku můžeme rozdělit na dva hlavní procesy. Prvním je fixace uhlíku z CO₂ do organické biomasy autotrofními organismy a druhý proces je opačný, kdy půdní organická hmota podléhá rozkladu (Elsas et al., 2006).

Poměr uhlíku a dusíku v půdní organické hmotě ovlivňuje průběh mineralizace a imobilizace. Mineralizaci dusíku a tím i zvyšování množství minerálního dusíku v půdě způsobují látky s poměrem C:N pod 20. Látky s C:N vyšším než 30 vedou k imobilizaci, během které dochází naopak ke snižování zásob minerálního dusíku (Šarapatka et al., 2002).

Obsah humusu v půdě je důležitým ukazatelem kvality půdy (Hauptman et al., 2009). Humus má pozitivní vliv na půdní vlastnosti a tím ovlivňuje půdní úrodnost. Množství humusu ovlivňuje půdní pufrální a sanační schopnosti, má pozitivní vliv na zadržování vody v půdě a podílí se na tvorbě agregátů, tím přispívá k budování půdní struktury (Buscot et Varma, 2005). Když je množství humusu v půdě menší než 0,5 % značí to extrémně nízkou zásobu, obsah humusu vyšší než 5 % poukazuje na velmi dobrou zásobu humusu (Hauptman et al., 2009).

Obsah uhlíku v půdách přímo či nepřímo ovlivňuje mnoho faktorů, jako je například vliv klimatu, topografie, vegetace, půdotvorného materiálu a způsob zemědělského hospodaření. Důležitým faktorem je klima, které ovlivňuje obsah půdního uhlíku nejvíce teplotou a vlhkostí. V teplejších oblastech probíhá mineralizace intenzivněji. Reliéf má vliv na mikroklimatické podmínky, odtokové poměry a evaporaci. Při anaerobních podmínkách na zavodněných stanovištích dochází ke snížení intenzity rozkladu organické hmoty, a tím i k její akumulaci v půdě. Na obsah uhlíku může mít vliv i erozní působení, kdy se ve spodních částech svahu hromadí jemnozrnější materiál. Obsah půdního uhlíku ovlivňuje také vegetační pokryv. V porovnání například s lesy se více organické hmoty nachází pod travním porostem, a to je především způsobeno vyšším vstupem materiálu pro tvorbu humusu, syntéze humusu v rozvinuté travní rhizosféře a inhibici nitrifikace. Kulturní plodiny, po kterých zůstává na stanovišti malé množství posklizňových zbytků, jako je například kukuřice, cukrovka nebo brambor, mohou působit v půdě nedostatek uhlíku (Šarapatka et al., 2002).

3.1.2 Mineralizace uhlíku v půdě

V půdě dochází za určitých podmínek především k procesům jako je mineralizace a humifikace, při kterých je rozkládána a přeměňována organická hmota. Rozklad organické hmoty je ovlivňován složením biomasy a půdními organismy (Šarapatka et al., 2002). Organické živiny a některé anorganické sloučeniny se do půdy dostávají rozkladem půdní organické hmoty, nebo například při intenzivním zemědělství jsou dodávány ve formě hnojiv. Rostliny prostřednictvím kořenů odebírají část živin a znovu je využívají k jejich vývoji. Další část živin je uvolňována do podzemní vody nebo do atmosféry (Elsas et al., 2006).

Rychlost mineralizace závisí na biologické aktivitě, která je ovlivněna mimo jiné hodnotou pH půdy. Mineralizace může probíhat rychleji v neutrálním i mírně alkalickém prostředí, než v kyselém prostředí, kde probíhá především činností hub (Šarapatka, 2014). Podmínky prostředí jako je například vodní potenciál, teplota, obsah kyslíku a živin mají vliv na rozklad organické hmoty (Buscot et Varma, 2005).

Teplota půdy a její vlhkost ovlivňuje rychlost mineralizace humusu a organických látek. Šarapatka et al. (2002) uvádí, že potenciální mineralizace organické hmoty je v chladných oblastech nižší než v oblastech tropických. Průběh mineralizace je kromě teploty také ovlivňován přístupem vzduchu. Zimmerman et al. (2011) uvádí, že půdní druh má vliv na průběh mineralizace uhlíku v půdě. V půdách s vyšším podílem vzduchu, jako jsou půdy lehké, bude probíhat mineralizace humusu a organických látek rychleji, než v půdách středně těžkých a těžkých. Jak uvádí Šarapatka et al. (2002) mineralizovatelnost je značně ovlivněna kvalitou půdních organických látek. Rozklad kvalitního humusu za optimálních podmínek probíhá rychleji než například rozklad nekvalitní kyselé rašeliny.

Půdní respirace

Respiraci lze definovat jako řadu metabolických procesů v buňce, při kterých dochází k rozkladu organické molekuly za současného uvolnění energie, vody a oxidu uhličitého. Půdní respirace zahrnuje respiraci kořenů rostlin, rozklad půdní organické hmoty činností mikroorganismů a respiraci půdních organismů (Luo et Zhou, 2006). Půdní respiraci lze podle přidaného substrátu rozdělit na respiraci bazální a potenciální. V půdě bez přídavku živin dochází k takzvané bazální respiraci, kdy jsou dostupné zdroje živin omezeny. Respirace potenciální je podpořena přídavkem živného substrátu. Při potenciální respiraci s přídavkem různých zdrojů živin je možné zjistit mikrobiální aktivitu, která není omezena nedostatkem živin.

Hodnocení půdní respirace se využívá pro indikaci vlivů zemědělských postupů a používaných chemických prostředků vnikajících do půdy, jako jsou například pesticidy, chemická hnojiva a další používané přípravky na biologickou činnost půd (Criquet et al., 2014). Ke sledování znečištění půdy mohou být použity její biochemické parametry a půdní enzymatická aktivita. Proto má sledování intenzity mikrobiální respirace, a tím i celkové biologické aktivity a rychlosti mineralizačních procesů v zemědělských půdách velký význam (Bobul'ská et al., 2015). Půdní respirace je nezbytný proces při koloběhu uhlíku (C). Při tomto procesu dochází k opětovnému uvolnění C do atmosféry v podobě CO₂. Bylo zjištěno, že půdní respirace má za následek uvolňování vyššího množství uhlíku než emise produkované člověkem (Luo et Zhou, 2006).

Metody měření respirace

Měření produkce CO₂ nebo spotřeby O₂ mikroorganismy slouží k určení respirační aktivity (Criquet et al., 2014). Při měření spotřeby O₂ je nutné zajistit aerobní podmínky, při anaerobních podmínkách je sledována produkce bioplynu (Roppola, 2009).

Respiraci lze měřit různými způsoby od měření pomocí jednoduchých, ručně ovládaných měřicích nádob až po složité přístroje provádějící vzorkování, kalibraci, ale i samotný výpočet hodnot respirace. Respirometrie sleduje míru využitelnosti O₂ půdními mikroorganismy. Měření respirace je možné rozdělit podle metody stanovení na manometrické, elektrolytické nebo přímé měření spotřebovaného O₂. Při manometrické respirometrii je sledována změna tlaku v závislosti na spotřebě O₂ mikroorganismy. Během mikrobiální respirace je využit O₂ k přeměně organického uhlíku za vzniku CO₂, který je absorbován nejčastěji pomocí NaOH nebo KCl. Snížením obsahu O₂ v měřicí soustavě dojde také úměrně ke snížení tlaku. Využití elektrolytické respirometrie slouží k optimalizaci čistících procesů probíhajících ve znečištěné vodě, jakožto stanovení biologické rozložitelnosti sloučenin v ní obsažených. Princip měření respirace elektrolytickými měřiči je vytvoření oxidační nebo redukční reakci pomocí slabého elektrického proudu. Možností využití respirometrických metod je celá škála, ale v poslední době se dostává biologické ošetřování znečištěné vody, kontaminovaných půd a odpadu mezi důležité úpravné technologie (Roppola, 2009). Zařízení OxiTop, založené na měření změn tlaku uvnitř uzavřené soustavy, lze použít k určení půdní respirace (Criquet et al., 2014), ale i k měření biochemické spotřeby kyslíku a biodegradace probíhající v půdě (Roppola, 2009).

Vlivy na půdní respiraci

Půdní respiraci ovlivňuje mnoho faktorů, jako je například množství přístupného zásobního substrátu, teplota, vlhkost, obsah O₂, pH půdy, poměr C:N a půdní struktura. Rychlost respirace je ovlivněna druhem a množstvím přístupného substrátu. Půdní mikroorganismy se podílejí na rozkladu organického materiálu od jednoduchých, snadno rozložitelných cukrů až po složité humusové kyseliny, jejichž rozklad trvá 10 až 100 let (Luo et Zhou, 2006). Důležitým faktorem ovlivňující průběh půdní respirace je vlhkost půdy, protože při nadměrném zavodnění dochází ke snížení obsahu kyslíku v půdě, kde vzniká anaerobní prostředí vhodné pro rozvoj mikroskopických hub, aktinomycet a anaerobních bakterií (Bobul'ská et al., 2015).

Studie prokázala, že toxicita kovů inhibuje mikrobiální respiraci i tvorbu mikrobiální biomasy z uhlíku (Xu et al., 2018). Půdy znečištěné kovy jsou ovlivňovány také nepřímo, a to změnou vegetačního pokryvu, půdního organického uhlíku, pH a dostupnosti živin (Niemeyer et al., 2012). Xiao et al. (2017) zjistili, že v povrchové vrstvě půdy v místě pod svahem byla půdní mikrobiální respirace vyšší než v místě středového svahu a na vrchu svahu. Což bylo způsobeno migrací a usazováním sedimentu s dostupným dusíkem a organickými látkami do místa pod svahem.

3.1.3 Půdní mikroorganismy

Jiný výraz pro půdní organismy je edafon, který je možné rozdělit podle velikosti na mikroedafon zahrnující organismy o velikosti menší než 0,2 mm. Mezi mikroedafon se řadí bakterie, aktinomycety, řasy, většina hub, sinice a prvoci. Organismy o velikosti 0,2 - 2 mm jsou mezoedafon, makroedafon dosahuje velikosti do 20 mm a megaedafon zahrnuje největší půdní živočichy od žížal až po drobné obratlovce (Šarapatka, 2014). Půdní organismy tvoří asi 0,05 - 0,5 % půdní hmoty, to je 2 - 10 tun živé půdní hmoty na plochu 1 hektaru (Hauptman et al., 2009).

Společenstva mikroorganismů se na zemském povrchu evolučně vyvíjejí mnohem déle než rostliny a živočichové. Mezi prvními organismy, které osídlily Zemi, byla prokaryota zahrnující bakterie a archea. Dostatek času pro vývoj mikroorganismů umožnil vznik velkého množství rozmanitých druhů, avšak druhová rozmanitost eukaryotních organismů jako jsou řasy, houby, prvoci, rostliny a zvířata je ve srovnání s prokaryotními mikroorganismy mnohem bohatší (Buscot et Varma, 2005). Zdrojem energie pro půdní mikroorganismy může být sluneční záření nebo energie z chemických reakcí. Podle toho se rozdělují na fototrofní a chemotrofní mikroorganismy (Elsas et al., 2006). S ohledem na zdroj uhlíku je možné

mikroorganismy dále rozdělit na autotrofní a heterotrofní. Autotrofní organismy využívají jako zdroj uhlíku CO₂. Heterotrofové získávají uhlík rozkladem organické hmoty (Šarapatka, 2014). Autotrofní organismy jsou primárními producenty, mezi které patří například rostliny a sinice u nichž dochází k fotosyntéze. Živočichy, houby a bakterie řadíme mezi heterotrofní organismy.

V jednom gramu půdy může být až několik miliónů jedinců bakterií, hub, aktinomycet a dalších mikroorganismů (Hauptman et al., 2009). Wei et al. (2017) uvádí, že relativní množství všech bakterií a množství gram pozitivních bakterií vykazovalo pozitivní korelaci s množstvím půdního organického uhlíku, celkovým dusíkem a fosforem a také dostupným draslíkem. Mikroorganismy žijící v půdě mají nenahraditelnou funkci, kterou je rozklad nahromaděných organických látek složených z rostlinných a živočišných zbytků, ovlivňují koloběhy živin (Wei et al., 2017) a také některé vlastnosti půdy. Půdní mikroorganismy působí na stabilizaci agregátů tím, že při jejich činnosti dochází k ukládání extracelulárních polysacharidů a vzniku humusového materiálu (Buscot et Varma, 2005). Hauptman et al. (2009) uvádí, že nejvíce používané mikrobiální charakteristiky půdy jsou uhlík obsažený v mikrobiální biomase, mineralizace uhlíku a mineralizace dusíku. Podle intenzity tvorby oxidu uhličitého je možné zhodnotit mikrobiální činnost půdy (Šarapatka, 2014).

Je mnoho faktorů ovlivňující mikrobiální aktivitu v půdě. Patří mezi ně například teplota a vlhkost půdy, její pH, přítomnost kyslíku, ale také další jako je poměr C:N rozkládaných organických látek (Šarapatka et al., 2002). Aktivita půdních mikroorganismů je výrazně ovlivňována teplotou půdy. Přičemž přímo ovlivňuje mikrobiální fyziologii a působí také nepřímo změnou půdních faktorů. Půda je ohřívána energií ze slunečního záření, která prošla řadou modifikací. Podle optimální teploty pro růst mikroorganismů se dělí na psychrofilní (15 °C), mezofilní (37 °C) a termofilní (60 - 85 °C). Světlo přímo ovlivňuje mikrobiální aktivitu na povrchu půdy nebo blízko povrchu půdy. Jeho přítomnost je důležitá pro fotoautotrofní půdní mikroorganismy (Elsas et al., 2006).

Půdní mikrobiální aktivita je ovlivněna hodnotou pH půdy. Některé půdní mikroorganismy upřednostňují konkrétní pH půdy. Lze je rozdělit na acidofilní (např. *Acetobacter*) preferující nízké pH, neutrofilní a alkalofilní (např. *Rhizobium*), kterým vyhovuje vysoké pH (Elsas et al., 2006).

Mnoho studií potvrzuje, že pH výrazně ovlivňuje nejen složení mikroorganismů ale i respirační aktivitu. U alkalických půd došlo k výraznému snížení půdního respiračního kvocientu, a to v průměru o 35 % v porovnání s jeho snížením u neutrálních půd o 19 % a u kyselých půd o 14 %. K významnému snížení mikrobiálního kvocientu došlo jak u půd

kyselých (o 39 %) tak i u půd alkalických (o 32 %), v půdách neutrálních bylo pozorováno pouze jeho mírné snížení. Naopak pokles průměrné hodnoty metabolického kvocientu byl vyšší v půdách neutrálních (o 32 %) oproti půdám kyselým, kde průměrná hodnota poklesla o 11 %. V alkalických půdách vzrostla hodnota metabolického kvocientu v průměru o 7 % (Zhou, H. et al., 2017). Z výsledků výzkumu Xiao et al. (2017) usuzují, že mikrobiální respirace půdy bylo primárně ovlivněno kvalitou organické hmoty.

V půdách s přidavkem biouhlu byla pozorována zvýšená sekvestrace uhlíku mikroorganismy, kdežto v půdách s přidavkem glukózy vzrostlo mikrobiální dýchání za snížení sekvestrace uhlíku (Xu et al., 2018). Způsob obhospodařování půdy má vliv na organismy v ní žijící. Nevhodným zemědělským hospodařením může dojít k negativnímu ovlivnění množství a druhové rozmanitosti organismů v půdě a tím i k ovlivnění procesů v půdě probíhajících. Půdní mikroorganismy jsou ovlivněny chemickými přípravky, agrotechnickou činností a volbou vhodných osevních postupů. Výzkumy uvádějí, že hnojení má pozitivní vliv na množství organismů, ale záleží na aplikované dávce. Oproti tomu například nadměrné využívání pesticidů působí na půdní organismy negativně. Aplikace pesticidů působí na mikroorganismy jak přímo, tak i nepřímo. Například použití herbicidů způsobí následné snížení množství organické hmoty vstupující zpět do půdy. Nevhodným výběrem pesticidu může být ovlivněna také rozkladná činnost mikroorganismů a to třeba utlumením činnosti dekompozitorů což může vést až hromadění organické hmoty v půdě (Šarapatka et al., 2002).

Složení atmosféry v průběhu času prošlo řadou změn. V současné době dochází ke zvyšování množství skleníkových plynů způsobené lidskou činností. K hlavním skleníkovým plynům je řazen oxid uhličitý (CO_2), methan (CH_4), oxid dusný (N_2O) a halogenované uhlovodíky. K uvolňování těchto plynů do atmosféry dochází spalováním fosilních paliv a biomasy, ale také činností průmyslu a zemědělství. Největší podíl na produkci methanu a oxidu dusného mají mikroorganismy, které značně ovlivňuje nadměrné používání hnojiv, statkový hnůj a množství půdní vody. Mikroorganismy se podílí i na koloběhu dalších plynů, jako například CO , H_2 a NO , které nepřímo ovlivňují zemskou radiační rovnováhu (Elsas et al., 2006).

3.1.4 Degradace půd

Na půdu neustále působí přírodní vlivy a také vliv člověka. Vlivy člověka na půdní vlastnosti mohou být technogenní, ke kterým dochází přímou činností člověka a patří sem například nevhodné obdělávání půdy, nadměrné hnojení, pěstování monokulturních plodin,

nevhodná meliorační opatření a další. Nebo netechnogenní vliv, který je ovlivněn člověkem nepřímou (Šarapatka, 2014). Degradace půd je negativní proces, při kterém se snižuje kvalita a zdraví půdy. V České republice půdu ohrožuje především vodní a větrná eroze, acidifikace, ztráta organické hmoty, ale také utužení a znečištění půd.

Okyselování půdy neboli acidifikace je proces, který negativně působí na kvalitu a zdraví půdy. Má zásadní vliv na přístupnost živin a tím ovlivňuje růst rostlin a biologickou činnost v půdě. Jak uvádí Dai et al. (2017) mají kyselé půdy, nebo půdy podléhající okyselování obecně nízkou úrodnost a produktivitu rostlin. Důsledkem překyselení půdy může být také zvýšení rozpustnosti rizikových prvků, což je pro zemědělskou produkci negativní. Člověk ovlivňuje kyselost půdy hnojivy, které na ní aplikuje, ale také nevhodnými osevními postupy a intenzivními závlahami. Půda je schopná částečně acidifikaci odolávat, a to pomocí své pufrací schopnosti, která je závislá na obsahu uhličitánů v půdě. Potenciální zranitelnost hodnocených půd v České republice acidifikací je podle údajů Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (VÚMOP) téměř z 50 % vysoká. Vyšší střední potenciální zranitelnost půd acidifikací byla zjištěna u téměř 25 % hodnocené výměry půdy. Tyto údaje naznačují, že v České republice je vysoké riziko zranitelnosti půdy acidifikací.

Jak uvádí Hauptman et al. (2009) vodní eroze je způsobena účinkem intenzivních srážek na půdu, kdy dochází k rozpadu půdních agregátů a k vytvoření povrchové vrstvičky zabráňující vsak vody do půdy, což přispívá ke stékání vody po povrchu a tím i odnosu půdních částic. Podle dat Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (VÚMOP) z listopadu roku 2016 je pouze 7 % výměry z hodnocené půdy v České republice ohroženo velmi silnou půdní erozí. U 75 % výměry z hodnocené půdy nebyla zjištěna eroze žádná nebo jen nepatrná. Podle výzkumu Xiao et al. (2017) byl u erodovaných půd vyšší výskyt mikroorganismů v povrchové půdě v místě na vrchu svahu než v místě pod svahem.

Na povrch půdy působí také povětrnostní podmínky. Místa nejvíce ohrožená větrnou erozí jsou roviny bez porostu vegetace (Hauptman et al., 2009). Z dostupných dat Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (VÚMOP) je patrné že Česká republika není významně ohrožena větrnou erozí. Ale je samozřejmé, že se nevhodnými zásahy do krajiny může riziko ohrožení větrnou erozí zvýšit.

Jak uvádí Hauptman et al. (2009) úbytek organické v půdě patří k nejvýznamnějším problémům zemědělského půdního fondu a je nejčastěji zapříčiněn půdní erozí, nedostatkem posklizňových zbytků zapravených zpět do půdy, nebo také špatně zvolenou agrotechnologií. Ztrátu organické hmoty lze částečně nahradit jejím opětovným přidáním do půdy, ale je důležité do půdy vkládat kvalitní a vyžralou organickou hmotu.

Dehumifikace je obecně úbytek humusu v půdě. Ztráta půdního humusu má vliv na půdní schopnosti (asanační, pufrální, produkční) a vlastnosti. Při zhoršené půdní asanační schopnosti může dojít k rychlejšímu vstupu toxických látek z půdy do rostlin. Snížením pufrální schopnosti půdy se sníží půdní odolnost vůči kyselinám či zásadám. Snížení obsahu humusu může mít za následek také zvýšenou náchylnost půdy k erozi, ale i snížení její produkční schopnosti (Šarapatka et al., 2002).

3.2 Biouhel

Biouhel je částečně zuhelnatělá biomasa s vysokým obsahem uhlíku (C). V dřívějších dobách byl biouhel přirozeně přítomen v půdách, a to jako následek požárů lesů a jiné biomasy. V dnešní době se přidává do půdy jako pomocná půdní látka, pro svou schopnost měnit vlastnosti půdy. Song et al. (2018) uvádějí výsledky výzkumu, které naznačují, že přidavek biouhlu do půdy může zvýšit její kvalitu. Jeho další důležité využití spočívá v ukládání uhlíkatých látek mimo atmosféru, což má za následek snížení koncentrace CO₂ v ovzduší (Hollan a Klusák, 2009). Kromě sekvestrace C v půdě, by přeměna biomasy plevelů v biouhel mohla vést k udržitelné strategii zpracování plevelné biomasy (Kumar et al., 2013). Přidáním biouhlu do půdy se výrazně zvýší obsah C v kyselé půdě (Wang et al., 2015). Zheng et al. (2010) zjistili, že přidání biouhlu do půdy vedlo k vysoké retenci živin, zvýšení obsahu organických látek a zvýšení pH půdy, což je pro růst rostlin pozitivní.

Kumar et al. (2013) uvádí, že většina půdních mikrobiálních aktivit je přidáním biouhlu pozitivně ovlivněna. Nebyl pozorován žádný nepříznivý účinek na mikrobiální aktivitu půdy způsobený biouhlem. Výsledky hodnocení parametrů kvality půdy prokazují, že do půdy může být přidáno až 20 g biouhlu na 1 kg půdy.

3.2.1 Výroba biouhlu

Biouhel se vyrábí ohřevem biomasy v uzavřeném systému s omezeným příívodem kyslíku. K výrobě biouhlu se využívá termochemických technologií, jako je pyrolýza, zplynování a hydrotermální konverze (Zheng et al., 2010). Odpady, které vznikají v zemědělství a zemědělství příbuzných odvětvích mají potenciál dodávat materiál pro výrobu biouhlu. Karbonizací zbytkové biomasy ze zemědělské produkce a potravinářského průmyslu na biouhel, se může pomoci dosáhnout dlouhodobé sekvestrace uhlíku a dalších příznivých účinků na půdu a vlastnosti prostředí (Parmar et al., 2014). K výrobě biouhlu se využívá velké množství surovin, například Randolph et al. (2017) prováděli výzkum, při kterém sloužil k

výrobě biouhlu komunální odpad, a to především noviny, lepenky, dřevěné štěpky a rostlinné zbytky. Yuan et al. (2011) studovali biouhel vyráběný z posklizňových zbytků, jako je sláma řepky, kukuřice, sóji a dalších plodin.

Vliv průběhu pyrolýzy na vlastnosti biouhlu

Pyrolýza je proces, při kterém se bez přístupu kyslíku ohřívá organická hmota, vzniká řada bioproduktů: biouhel, bio-olej a syntetický plyn. K produkci biouhlu se využívá pomalé pyrolýzy, kdy dochází ke karbonizaci (Zheng et al., 2010).

Množství a kvalitu produktů pyrolýzy významně ovlivňuje doba jejího trvání, použitá teplota a druh pyrolyzované biomasy. Jak uvádí Randolph et al. (2017) výtěžek biouhlu klesá s rostoucí teplotou pyrolýzy, zejména při delší době jejího průběhu. Zjistili, že pyrolýza probíhající při teplotě 350 °C po dobu 2 hodin produkuje nejvyšší výnos biouhlu u všech použitých surovin. Po překročení teploty 500 °C je výtěžek biouhlu ze zbytkové biomasy relativně stabilní (He et al., 2018). Kumar et al. (2013) zjistili, že teplota pyrolýzy ovlivňuje stabilitu uhlíku a množství vytěžených produktů. S rostoucí teplotou při pyrolýze vzrostla i stabilita uhlíku, zatímco výtěžnost poklesla. Celková plocha povrchu biouhlu se podle Randolph et al. (2017) zvyšuje se zvyšující se teplotou pyrolýzy, maxima ($298,2 \pm 2,9 \text{ m}^2/\text{g}$) dosáhla v biouhlu vyrobeného při 700 °C ze suroviny na bázi dřeva. Li et al. (2014) uvádí, že biouhel s nejmenším specifickým povrchem byl vyroben při teplotě pyrolýzy 400 °C ze surovin na bázi ligninu, což poukazuje na neúplnou karbonizaci ligninu při nízké teplotě pyrolýzy. Kdyžto u biouhlu vyrobeného z borovicového dřeva při teplotě 600 °C byla pozorována vysoká hodnota specifického povrchu biouhlu. S rostoucí teplotou pyrolýzy se také zvyšovala plocha mikropórů biouhlu. Při vyšší teplotě pyrolýzy podle výzkumu Ahmad et al. (2014) dochází k produkci biouhlu účinného při sorpci organických kontaminantů, což je způsobeno zvýšením plochy povrchu biouhlu, mikroporozitou a hydrofobií. Oproti tomu biouhel produkovaný při nízkých teplotách je vhodnější k odstraňování anorganických nebo polárních organických kontaminantů srážením, elektrostatickou přitažlivostí a přítomností funkčních skupin obsahujících kyslík. Randolph et al. (2017) publikovali naměřené hodnoty pH, které vykazovaly nepatrný nárůst se zvyšujícími se teplotami pyrolýzy. Biouhel vyrobený pyrolýzou z lepenky a zbytků rostlin při teplotě 700 °C, měl pH alkalické, proto je vhodné jej aplikovat na půdy kyselé, kdežto biouhel vyrobený při 350 °C je vhodnější pro aplikaci na alkalické půdy. Se zvyšující teplotou pyrolýzy se zvyšuje obsah uhlíku a zároveň se snižuje obsah vodíku a kyslíku (He et al., 2018). Nebyla pozorována žádná souvislost mezi elektrickou vodivostí a teplotou nebo dobou pyrolýzy (Randolph et al., 2017).

Druh použité biomasy je jedním z důležitých faktorů, který ovlivňuje výtěžky při pyrolýze a vlastnosti bioproduktů. Výtěžek bioproduktů vzniklých při působení 400 °C, bez přístupu kyslíku po dobu 60 minut byl u odlišných druhů biomasy rozdílný. Například výtěžek bioproduktů z biomasy kukuřičných klasů činil 32,2 % produkce biouhlu, 45,6 % produkce bio-oleje a 22,2 % syntetického plynu, kdežto výtěžek z biomasy, která zbyla po sklizni kukuřičných klasů, obsahoval 39 % biouhlu, 42,8 % bio-oleje a 18,2 % syntetického plynu (Zheng et al., 2010). Randolph et al. (2017) zjistili, že vyšší objemovou hmotnost má biouhel připravený ze zbytků rostlin a dřevní štěpky oproti biouhlu připraveného z novin a lepenky, což je pravděpodobně ovlivněno vysokým obsahem ligninu ve dřevě. Pozorovali také že, biouhel vytvořený z lepenky prokazuje nejvyšší elektrickou vodivost. Biouhel vyráběný ze slepičího trusu a kuchyňského odpadu vykazuje podle výsledků výzkumu Sadaf et al. (2017) nižší poměr C/N, než například biouhel produkovaný ze statkového hnoje nebo dřevěných štěpků.

Hagner et al. (2016) uvádí, že biouhel produkovaný při nižší teplotě (300 °C) měl počáteční negativní účinek na klíčivost a růst rostlinné biomasy, kdežto u biouhlu produkovaném při vyšší teplotě (375 °C a 475 °C) nebyl tento účinek zjištěn. Podle výsledků výzkumu Song et Guo (2012) doporučují biouhel určený pro použití na zemědělské půdy vyrábět pyrolýzou při teplotě 300 °C.

Další způsoby výroby biouhlu

Mezi další způsoby výroby biouhlu lze zařadit například zplynování a hydrotermální konverzi. Zplynování je termochemický proces, kdy se biomasa zahřívá malým množstvím vzduchu a vzniká hlavní produkt syntetický plyn a vedlejší produkt biouhel. Při hydrotermální konverzi dochází k využití vlhké biomasy za současné výroby bio-oleje, vedlejším produktem tohoto procesu je biouhel (Zheng et al., 2010).

3.2.2 Vlastnosti a účinky biouhlu

Bylo zjištěno, že velikost částic biouhlu má vliv na jeho účinek. Částice biouhlu vyrobeného pyrolýzou byly rozděleny do tří skupin podle velikosti. Jemné částice o velikosti menší než 0,05 mm, střední částice v rozmezí od 0,05 do 1 mm a hrubé částice veliké 1 až 2 mm. Byl proveden pokus na bambusové plantážní půdě a výsledky ukázaly, že biouhel s jemnými částicemi má za následek výrazně vyšší pH půdy, elektrickou vodivost a dostupné koncentrace draslíku než biouhel, který má střední a hrubé částice (J. Chen et al., 2017).

Snímky skenovacího elektronového mikroskopu při pozorování biouhlu ukázaly jeho mikroporézní strukturu (Kumar et al., 2013). Struktura a póry biouhlu jsou velice rozmanité. Jejich velikost a tvar závisí na pyrolýze, a především na materiálu, ze kterého je biouhel vyroben. Povrch biouhlu je potenciálně vhodný pro uchycení mikroorganismů a jeho porézní struktura může poskytnout půdním mikroorganismům ochranu (Jaafar et al., 2015).

Van Zwieten et al. (2010) zjistili, že biouhel působí různě podle druhu půdy a plodiny na ní pěstované. Výsledky chemické analýzy vzorků ukazují, že složení materiálů určených k výrobě biouhlu mají vliv na jeho pH. Zpravidla dochází ke zvýšení pH půdy, avšak záleží na typu půdy (její pufrční schopnosti). Obsah organické hmoty vzrůstá od 0,5 % do 2,53 %, podle typu biouhlu a půdního typu, na něž byl aplikován.

Zvýšení pH pozorovali také Kumar et al. (2013); Song et al. (2018) i Xu et al. (2018). Arif et al. (2017) zjistili, že účinek biouhlu na kyselost půdy také ovlivňuje druh pěstované plodiny. Například při pěstování pšenice došlo k výraznějšímu zvýšení pH půdy než při pěstování kukuřice. Kumar et al. (2013) uvádí, že po aplikaci biouhlu došlo ke zvýšení elektrické vodivosti v půdě. Kdežto Arif et al. (2017) zaznamenali pouze nepodstatný vliv biouhlu na elektrickou vodivost. Randolph et al. (2017) uvádí, že aplikací biouhlu do půdy došlo ke zlepšení některých půdních vlastností, jako je objemová hmotnost a stabilita půdních agregátů. (Zhang et al., 2012) toto tvrzení podporuje a uvádí, že snižuje riziko negativního utužení půdy.

Arif et al. (2017) a Song et al. (2018) uvádí, že přidání biouhlu do půdy mělo pozitivní vliv na množství půdního organického uhlíku. Výsledky experimentu dokazují, že na půdách ošetřených biouhlem došlo ke zvýšení hodnoty celkového uhlíku v půdě (Sadaf et al. 2017). Zhang et al. (2012) uvádí, že přídavek biouhlu významně zvýšil obsah půdního organického uhlíku až o 57,8 % ve srovnání s půdou bez biouhlu. Při současné aplikaci biouhlu a N hnojení na půdu se hodnota obsahu půdního organického uhlíku zvýšila o 42,2 %. Přidáním biouhlu se zvýšilo množství půdního organického uhlíku, což přispělo k imobilizaci těžkých kovů (Xu et al., 2018).

Výsledky výzkumu, který prováděl Zhang et al. (2017) dokazují, že aplikace biouhlu do půdy významně ovlivňuje obsah rozpuštěné organické hmoty a vyšší přídavek biouhlu zvyšuje koncentraci rozpuštěného uhlíku v půdě (z 83,99 mg/kg na 144,27 mg/kg). Biouhel významně zvyšuje průměrný obsah volného organického uhlíku v půdě a aplikací biouhlu do půdy došlo také ke zvýšení poměru C/N. Při aplikaci biouhlu v kombinaci s hnojivem je poměr C/N vyšší než při pouhé aplikaci hnojiva na půdu. Nejvyšší poměr C/N prokazovaly půdy s přídavkem samotného biouhlu (Plaza et al., 2016).

Přidáním biouhlu do půdy došlo k významnému snížení půdního respiračního kvocientu celkově o 16 % u nádobového pokusu a laboratorní inkubace, ale u polního pokusu došlo pouze k mírnému snížení. Při studii došlo také ke snížení metabolického kvocientu přidavkem biouhlu v průměru o 15 %. Průměrná hodnota metabolického kvocientu je ovlivněna i půdním druhem. K největšímu snížení metabolického kvocientu v průměru o 32 % došlo u jílovitých půd, naopak u hlinitých půd došlo k nejmenšímu snížení a to o 8 %. U půd s obsahem organického uhlíku menším než 20 g/kg¹ se snížil metabolický kvocient pouze mírně, kdežto u půd s obsahem organického uhlíku nad 20 g/kg¹ došlo k výraznějšímu snížení metabolického kvocientu (Zhou, H. et al., 2017). Množství aplikovaného biouhlu nemělo na hodnotu metabolického kvocientu významný vliv. Zimmerman et al. (2011) uvádí, že bylo pozorováno zvýšení i snížení mineralizace C vlivem biouhlu.

Van Zwieten et al. (2010) zjistili, že přidavek biouhlu č.1 k prvním typu půdy zvýšil mikrobiální aktivitu u sójových plodin, u ostatních druhů plodin nikoliv. Přídavek biouhlu č.2 do prvního typu půdy vedl k výraznému poklesu mikrobiální aktivity, v druhém typu půdy snížil mikrobiální aktivitu u pšenice. Podle výzkumu Xu et al. (2018) bylo zvýšení mikrobiální aktivity způsobeno nejen organickým uhlíkem pocházejícím z biouhlu, ale také jeho schopností odstraňovat těžké kovy. Zhou, H. et al. (2017) uvádí, že přidavek biouhlu do půdy poskytuje celkové zvýšení půdní mikrobiální biomasy uhlíku (C) v průměru o 26 %. Půdní mikrobiální biomasa dusíku byla významně zvýšena pouze při inkubačních studiích na rozdíl od polních nebo nádobových pokusů.

Nejvyšší hodnoty půdní mikrobiální biomasy C při laboratorní inkubaci půdy s přidavkem biouhlu byly naměřeny při pokusech trvajících kratší dobu než 6 měsíců, při pokusech kratších i delších než 12 měsíců byly hodnoty výrazně nižší. Nádobový experiment s biouhlem probíhající méně než 6 měsíců má také vyšší hodnotu půdní mikrobiální biomasy C než experiment s dobou trvání kratší než 12 měsíců. Při polním pokusu trvajícím méně než 12 měsíců došlo k mírnému zvýšení hodnot půdní mikrobiální biomasy C oproti pokusu, který probíhal kratší dobu než 6 měsíců, ale experiment trvajícím déle než 12 měsíců měl hodnoty půdní mikrobiální biomasy C opět nižší (Zhou, H. et al., 2017).

Arif et al. (2017) uvádí, že přidavkem biouhlu došlo ke zvýšení výnosů kukuřice a také pšenice. Podle množství aplikovaného biouhlu bylo pozorováno různé zvýšení výnosu kukuřice o 7,3 - 15,8 % (Zhang et al., 2012). Song et al. (2018) zjistili, že při současné aplikaci biouhlu s hnojivem N, P, K došlo ke zvýšení výnosů pšenice. Zhang et al. (2012) uvádí, že při aplikaci biouhlu na půdu hnojenou N hnojivem došlo ke zvýšení výnosu kukuřice o 11,6 % - 18,2 %, podle přidaného množství. Kumar et al. (2013) se zabývali

vlivem biouhlu na kukuřičnou sadbu. Zjistili, že aplikace biouhlu do půdy způsobila zvýšení klíčivosti, zvýšení hmotnosti výhonků a kořenů.

Z výsledků experimentu je patrné že přidáním biouhlu do půdy došlo ke zvýšení obsahu půdního minerálního N (Sadaf et al., 2017). Dostupný obsah N a P se přidáním biouhlu zvýšil (Arif et al., 2017). Plaza et al. (2016) uvádí, že biouhel pozitivně ovlivňuje průměrné množství volného organického dusíku v půdě.

3.2.3 Použití biouhlu

Úprava půdy pomocí biouhlu je globálně posuzována jako prostředek ke zlepšení úrodnosti půdy a ke zmírnění změny klimatu. Ve většině studií bylo zjištěno, že množství mikrobiální biomasy se zvyšuje v důsledku přidavku biouhlu, což vede k významným změnám ve složení mikrobiální komunity a v aktivitách enzymů, což může vysvětlit biogeochemické účinky biouhlu na elementární cykly, rostlinné patogeny a růst plodin (Lehmann et al., 2011). Jedním z možných využití biouhlu je podpora půdní úrodnosti. Biouhel, který je přidán v podobě jemných částic do půdy, půdu provzdušňuje a zvyšuje její schopnost zadržovat vodu a v ní rozpuštěné živiny. Povrch biouhlu je členitý a vytváří prostor pro mikrobiální osídlení (Hollan a Klusák, 2009). Přidáním biouhlu do půdy se zvýšily výnosy plodin i bez přidání dusíkatých hnojiv, s přidavkem hnojiv se výnosy zvýšily výrazněji. To poukazuje na schopnost biouhlu měnit půdní vlastnosti tak, aby živiny v ní obsažené byly lépe přijatelné pro rostliny (Zheng et al., 2010).

Biouhel může být také použit k regulaci plynných znečišťujících látek (Y. Chen et al., 2017), k odstraňování znečišťujících látek z vody (Tan et al., 2015) a k regulaci či odstranění toxických kovů z půdy (Wang et al., 2018). Mezi kontaminanty, které je možné odstranit adsorpcí za použití biouhlu patří těžké kovy, znečišťující organické látky a další látky působící znečištění. Adsorpce je ovlivněna některými vlastnostmi biouhlu, jako je například jeho porézní struktura, minerální složení, také jeho specifický povrch a povrchová funkční skupina. Při adsorpci těžkých kovů dochází obvykle k několika typům interakcí včetně iontové výměny, elektrostatické přitažlivosti, fyzikální adsorpce, povrchové komplexy a srážení. Hlavními mechanismy pro adsorpci organických kontaminantů jsou elektrostatické interakce, hydrofobní účinek, plnění pórů a vodíkové vazby (Tan et al., 2015). Výsledky studie ukázaly na pozitivní vliv biouhlu aplikovaného do půdy kontaminované kadmíem (Cd), přičemž byl pozorován pokles hodnoty extrahovatelného Cd vlivem přidavku biouhlu o 9 - 13,5 % (Wang et al., 2018).

3.3 Vliv způsobu obhospodařování na půdu

Konvenční zemědělství

Konvenční zemědělství je zaměřené na intenzivní rostlinnou produkci. Jeho cílem je dosáhnout maximálních zisků s minimálními výdaji. Plodiny jsou hnojeny především minerálními, rychle rozpustnými hnojivy a jsou ošetřované ochrannými chemickými postřiky a stimulanty růstu. Při intenzivním zemědělství jsou na půdy aplikovány především chemická hnojiva N, P, K což významně ovlivňuje obsah minerálních živin a tím i úrodnost půdy (Šarapatka et al., 2002). Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech stanoví, že hnojivem je látka, která je určena k poskytování účinného množství živin pro výživu kulturních rostlin a lesních dřevin. Je aplikovaná do půdy za účelem udržení nebo zlepšení půdní úrodnosti a pro příznivé ovlivnění kvality a kvantity produkce. Okur et al., (2010) uvádí, že častým pěstováním monokulturních plodin a pravidelným používáním většího množství pesticidů a chemických hnojiv, během konvenčního hospodaření, dochází ke zhoršování produktivity půdy a zvyšuje se kontaminace půd.

Ekologické zemědělství

Dlouhodobé pokusy dokazují, že ekologické zemědělství lépe chrání organickou hmotu v půdě než zemědělství konvenční, což je částečně zapříčiněno minimalizací půdního zpracování, ale také vhodným navržením struktury plodin a vhodným hnojením (Pokorný et al., 2007).

Pomocné půdní látky

Pomocné půdní látky podle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech nejsou hnojivem, tudíž neobsahují účinné množství živin, ale mají pozitivní vliv na vlastnosti půdy a celkově zlepšují její stav.

3.3.1 Vliv chemických a organických hnojiv na půdní vlastnosti

Produktivita půdy je pozitivně ovlivněna přidávkou většího množství organických hnojiv. Organické hnojení také nepřímo ovlivňuje půdní reakci a zadržování vlhkosti v půdě (Bobul'ská et al., 2015). Byl pozorován pokles hodnoty pH půdy způsoben aplikací chemických hnojiv. Wei et al. (2017) uvádějí, že u půdy ošetřené chemickými hnojivy N, P došlo k nejvyššímu poklesu pH kdežto u půdy, na kterou byla aplikována kombinace statkového hnoje a chemického hnojiva N byl pozorován pouze mírný pokles pH. Průmyslová

hnojiva mají větší vliv na půdní pH než hnojiva organická (Šarapatka et al., 2002). Při aplikaci kombinace biouhlu a organického hnojiva obsahující P nebyly pozorovány žádné výrazné změny pH (Arif et al., 2017).

Podle výsledků studie Sadaf et al. (2017) uvádí, že aplikace chemických hnojiv zvyšuje výnos pšenice, ale dochází k výraznému snížení obsahu uhlíku v půdě. Wei et al. (2017) podle výsledků dlouhodobého výzkumu uvádějí, že obsah půdního organického uhlíku byl zvýšen nejvíce po aplikaci statkového hnoje s hnojivy N, P, K. Výsledky pokusu Shi et al. (2017) poukazují na zvýšení obsahu půdní mikrobiální biomasy uhlíku (C) způsobené přidáním hnoje do půdy. Zjistili také, že množství aplikovaného hnoje pozitivně ovlivňuje kvantitu půdní mikrobiální biomasy C a mikrobiální biomasy dalších prvků jako je dusík a fosfor. Wang et al. (2017) uvádí, že poměr C:N nebyl ovlivněn aplikací hnoje do půdy. Použitím organických hnojiv na půdu dochází k výraznému snížení poměru volného C/N, ale také ke snížení poměru C/N uvnitř makro i mikroagregátů (Plaza et al., 2016).

Bylo pozorováno, že v půdách hnojených statkovým hnojem, nebo kombinací hnojiv N, P, K a statkového hnoje probíhá půdní respirace mnohem intenzivněji než u půd hnojených pouze hnojivy N, P, K (Wei et al., 2017). Bobul'ská et al., (2015) uvádí, že u půd hnojených organickým hnojivem byla hodnota půdní respirace o 65 % vyšší než u půd hnojených minerálními hnojivy. Maximální hodnoty půdní respirace byly naměřeny hned následně po aplikaci organického hnojení a k největšímu poklesu došlo při sklizni sena (Lai et al., 2017). Aplikace hnoje do půdy na rozdíl od kontroly způsobila nárůst obsahu půdních bakterií. Přičemž u G+ bakterií došlo k výraznějšímu zvýšení množství než u G- bakterií (Shi et al., 2017). Obsah vody v půdě nebyl výrazně ovlivněn hnojením minerálními hnojivy, ani po aplikaci hnoje do půdy či použitím jejich kombinace (Lai et al., 2017). Na rozdíl od toho Wei et al. (2017) pozorovali významné zvýšení půdní vlhkosti po aplikaci hnoje. Wang et al. (2017) zjistili, že dlouhodobou aplikací hnoje se zvýšil podíl půdních makroagregátů (>2 mm) a podíl mikroagregátů (<0,25 mm) se v půdě snížil. Yue et al. (2016) zjistili, že na půdách hnojených dvojitou dávkou hnojiv N, P, K a půdách ošetřovaných kombinací hnojiv N, P, K a statkového hnoje byl výnos kukuřičného zrna nejvyšší.

3.3.2 Vliv kombinace biouhlu s hnojivy na půdní vlastnosti a výnosy plodin

Van Zwieten et al. (2010) zjistili, že biouhel může mít pozitivní i negativní vliv na produkci biomasy. U nehnojené pšenice pěstované v prvním typu půdy nebyl po přidání biouhlu zaznamenán významný rozdíl v množství produkce biomasy oproti kontrole, ale u pšenice, která byla hnojena, bylo po přidání biouhlu zaznamenáno značné zvýšení produkce

biomasy. Druhý typ půdy poskytl příznivější podmínky pro růst pšenice, což způsobilo větší produkci biomasy, ale přidáním biouhlu do této půdy výnosy plodin poklesly, což poukazuje na různý vliv půdního typu a také pěstované plodiny na účinky biouhlu. Produkce biomasy nehnojené sóji v obou typech půdy nebyla ovlivněna přidavkem biouhlu, kdežto u hnojené sóji s přidavkem biouhlu byl zaznamenán nárůst produkce biomasy. Výsledky pokusu ukazují, že přidání biouhlu má pozitivní vliv na výnosy plodin, které jsou hnojeny.

Sadaf et al. (2017) doporučují, že pro dosažení vyššího výnosu plodiny a zároveň pro zlepšení kvality půdy je vhodné aplikovat biouhel a chemická hnojiva společně. Obsah celkového uhlíku v půdě byl vyšší při kombinaci biouhlu a hnojiva než u půd pouze s biouhlem nebo hnojivem (Plaza et al., 2016). Van Zwieten et al. (2010) tvrdí, že biouhel zvyšuje příjem N u hnojených rostlin, u rostlin nehnojených přidavek biouhlu příjem N neovlivňuje.

Souběžná aplikace biouhlu a organických hnojiv s obsahem P zvyšuje obsah dostupného dusíku (N), přičemž hodnoty dostupného N byly v půdě vyšší při pěstování kukuřice než při pěstování pšenice. Výnos zrna i hmotnost tisíce zrn aplikací kombinace biouhlu s organickým hnojivem znatelně vzrostl u obou plodin (Arif et al., 2017). Biouhel může zvýšit stabilizaci uhlíku v organicky hnojených půdách tvorbou organo-minerálních komplexů (Plaza et al., 2016).

4 Metodika

Měření půdní respirace probíhalo ve čtyřech etapách v období od června do října roku 2017, za účelem výzkumu vlivu biouhlu na mineralizaci uhlíku v půdě pomocí respiračních metod. Půdní respirace byla měřena metodou statické respirace a dynamickou metodou pomocí zařízení OxiTop v laboratoři Katedry mikrobiologie, výživy a dietetiky v prostoru České zemědělské univerzity v Praze.

4.1 Odběr, úprava a skladování vzorků

Vzorky půdy byly odebrány z pokusného pozemku Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (VÚMOP) v obci Třebsín, která se nachází v okrese Benešov ve Středočeském kraji, kde probíhá dlouhodobý polní pokus. V této oblasti se vyskytuje nejrozšířenější půdní typ vyskytující se v České republice tzv. kambizem. Pozemek se nachází v nadmořské výšce 360 m. n. m. a jeho svažité terén je příčinou ohrožení vodní erozí. Odběry vzorků probíhaly v datech: 1. 5. 2017; 29. 5. 2017; 18. 7. 2017 a 8. 9. 2017 (období výsevu; vzházení; kvetení a dozrávání plodiny). Během pokusu byla na poli pěstována kukuřice (*Zea L.*) a zároveň zde probíhaly další výzkumy VÚMOP.

Vzorky byly odebírány pomocí půdní sondýrky z pozemku rozděleného na čtyři různé obhospodařované části. Na první část byl aplikován biouhel, druhá část nebyla obhospodařovaná (úhor), na třetí část bylo aplikované organické hnojivo ve formě hnoje a čtvrtá část byla obdělávána klasickým konvenčním způsobem. Odebraný vzorek jedné varianty byl reprezentován několika vpichy sondýrky rovnoměrně rozmístěnými na dané části pozemku. Vzorky byly odebírány pouze z ornční vrstvy (0 – 30 cm).

Pro účely této práce jsou vzorky označeny:

- 1) Biouhel
- 2) Úhor
- 3) Hnůj
- 4) Konvence

Odebrané vzorky je nutné před skladováním homogenizovat a prosát pūdū 2 mm sítím. Již homogenizovaná pūda byla uskladněna v plastových nādobách v temnu, zabezpečena před vysýcháním, při teplotě 4 °C po dobu 3 – 4 týdnů. Během této doby dochází ke stabilizaci

vzorku. Stabilizované vzorky byly použity k založení dvou pokusů sledujících mineralizaci C v půdě za použití dvou různých respirometrických metod (titrační metoda a měření pomocí zařízení OxiTop).

Biouhel byl aplikován dne 1.6.2015 na konvenčně obhospodařovanou plochu o velikosti 3 m x 30 m. Biouhel byl rovnoměrně rozprostřen na pozemek v množství 4 l/m² a před i po aplikaci byla půda ošetřena rotačními branami pro usnadnění zapravení biouhlu (Huislová a Čechmánková, 2015).

4.2 Stanovení půdní respirace titrační metodou - Mineralizační test

Princpem této metody je zachycování CO₂ vzniklého při respiraci do absorpčního činidla, které je následně titrováno kyselinou a z její spotřeby je určeno množství vyprodukovaného CO₂.

Tabulka 4.2.1. Použité chemikálie

Chemikálie:	Faktor (f) / ředění
0,1 N NaOH	Měření 1 až 3: f = 1,0438 Měření 4: f = 1,0389
1 N NaOH	Měření 1: f = 1,0504 Měření 2 a 3: f = 1,002 Měření 4: f = 0,9852
0,1 N HCl	Měření 1 a 2: f = 1,0212 Měření 3 a 4: f = 1,1033
1 N HCl	Měření 1: f = 1,0784 Měření 2 až 4: f = 1,0383
Destilovaná voda	/
Roztok (NH ₄) ₂ SO ₄	Ředění 1:1 (NH ₄) ₂ SO ₄ s destilovanou vodou
Roztok glukosy	Ředění 1:1 50 % roztoku glukosy s destilovanou vodou
BaCl ₂	/
Fenolftalein	/

Navážka pro stanovení respirace titrační metodou byla 25 g zeminy. Vzorky byly váženy na laboratorních vahách a umístěny po 12,5 g do dvou malých Petriho misek a ihned

vloženy do kultivačních nádob. V pokuse byly použity čtyři varianty úpravy vzorku, podle druhu roztoku, který byl aplikován na vzorek půdy do každé nádoby:

- basální respirace (B): přídavek 0,5 ml destilované vody,
- potenciální respirace s přídavkem dusíku (N): 0,5 ml roztoku síranu amonného,
- potenciální respirace s přídavkem glukosy (G): 0,5 ml roztoku glukosy,
- potenciální respirace s přídavkem kombinace glukosy a dusíku (NG): 0,5 ml roztoku vzniklého smísením 1:1 roztoku síranu amonného a roztoku glukosy (50 %).

Do velkých Petriho misek bylo odměřeno 10 ml 0,1 N NaOH (pro variantu B a N) a 1 N NaOH (pro variantu G a NG) a byly vyloženy ke vzorkům do kultivačních nádob. Pečlivě uzavřené nádoby se kultivují v komorovém termostatu při teplotě $29,5 \pm 1$ °C. Po 24 hodinách kultivace byly vzorky NaOH s přídavkem 2 ml BaCl₂ a fenolftaleinu titrovány HCl (0,1 N pro varianty B, N a 1 N pro varianty G, NG) do bodu ekvivalence. Pro přesnější výsledky a možnost porovnání byla každá varianta založena ve třech opakováních. Pro výpočet produkce CO₂ byl použit vzorec 4.2.1 uvedený níže.

$$C-CO_2 = [(ml\ NaOH * f\ NaOH) - (ml\ HCl * f\ HCl) * K] * 4 / S / 24$$

Vzorec 4.2.1

Kde platí, že:

ml NaOH...	množství NaOH [ml],
ml HCl ...	spotřeba HCl [ml],
f NaOH...	faktor HCl,
f HCl ...	faktor NaOH,
K ...	množství vázaného C-CO ₂ na 1/10 ml NaOH,
S ...	sušina [%].

Výpočet produkce CO₂ je uveden v mg CO₂/hod/100 g.

4.3 Stanovení půdní respirace zařízením OxiTop

Principem této metody je měření změn tlaku v uzavřené nádobě pomocí přístroje OxiTop. Ke snížení tlaku v nádobě dochází při snížení množství O₂ následkem půdní respirace. Změny tlaku mohou být ovlivněny dalšími faktory například kolísáním teploty, slunečním zářením, ale také množstvím a koncentrací použitého absorpčního roztoku NaOH (Platen et Wirtz, 1999). Koncentrace NaOH by měla být pro všechna opakování stejná pro přesnost a srovnatelnost výsledků. Hodnoty tlaku byly měřeny v hPa a pravidelně zaznamenávány měřicí hlavicí přístroje.

K zachycování uvolněného CO₂, vzniklého při mikrobiální respiraci byl použit 2 Mol/l roztok NaOH, který byl připraven z 8 g perličkového NaOH rozpuštěného ve 100 ml desilované vody. K měření bylo použito zařízení OxiTop, které se skládá z kultivačních lahví, měřících hlavic a řídicí jednotky sloužící k nastavení a ovládání přístroje.

Pro experiment byla zvolena navážka 20 g zeminy, která byla vložena do kultivačních lahví a rovnoměrně rozprostřena po dně a provlhčena 0,8 ml H₂O. Následně bylo do nádoby na absorpční činidlo napipetováno 5 ml 2 M NaOH. Kultivační lahve byly následně pevně uzavřeny, tak aby těsnily. Nastavení řídicí jednotky bylo provedeno, tak že byl vybrán režim měření tlaku, a zvolena doba měření 10 dní. Připravené kultivační lahve se vzorky byly postupně zaznamenány do řídicí jednotky zmáčknutím tlačítka pro začátek měření a jejím přiblížením k měřícím hlavicím. Kultivační lahve byly umístěny po dobu měření (10 dní) v komorovém termostatu při teplotě 29,5 ± 1 °C. Po skončení měření byla řídicí jednotka připojena k počítači, kde byla pomocí speciálního programu data měření stažena a následně upravovaná v programu MS Excel.

4.4 Stanovení sušiny a hodnoty pH

Sušina byla stanovena u každého odběru (viz. tabulka 5.3.1) navážením 10 ± 0,6 g vzorku půdy. Byla zaznamenána přesná hmotnost nádoby a hmotnost navážky. Nádoba s naváženým vzorkem byla vysušena při teplotě 105 °C a po vychladnutí byla znovu zvážena. Z výsledků byla nejprve zjištěna hmotnost suchého vzorku a následně vypočítána sušina v %.

Půdní reakce byla stanovena u prvního a druhého odběru (viz. tabulka 5.4.1 a 5.4.2). Pro stanovení aktivní reakce byla zvolena navážka 10 g vzorku a byla smíchána s 25 ml převařené destilované vody. Takto připravený vzorek byl umístěn na 5 minut na třepačku a poté změřen pH metrem (viz. tabulka 5.4.1). Výměnná reakce byla stanovena z navážky 10 g vzorku. Ke vzorku bylo přidáno 25 ml KCl a byl umístěn na 45 minut na třepačku. Následně byla pomocí pH metru změřena hodnota (viz. tabulka 5.4.2).

5 Výsledky

Výsledky mineralizačního testu (titrační metody) byly zaznamenány do tabulek v programu MS Excel a následně byly provedeny výpočty a vytvořeny grafy. Data k vyhodnocení dynamické metody pomocí zařízení OxiTop byla stažena do počítače a byla dále zpracovávána v MS Excel.

5.1 Vyhodnocení výsledků mineralizačního testu

Při každém měření bylo zakládáno 48 kultivačních nádob se vzorky: 4 druhy vzorků x 4 varianty úpravy vzorků x 3 opakování. K vyhodnocení naměřených hodnot byl použit vzorec 4.2.1. Při výpočtu produkce CO₂ byly využity také hodnoty sušiny, které jsou uvedené níže v kapitole 5.3. Výsledné hodnoty uvedené dále v tabulkách jsou průměrem tří opakování provedených při jednom měření a jsou uvedeny v mg CO₂/hod/100 g.

Tabulka 5.1.1 Vyhodnocení 1. měření respirace titračně

Průměrné hodnoty výsledků mineralizačního testu - produkce CO₂				
[mg CO₂/hod/100 g]; odběr I. (1.5.2017)				
	B	N	G	NG
Biouhel	0,40 ± 0,01	0,50 ± 0,02	2,11 ± 0,16	2,48 ± 0,06
Úhor	0,35 ± 0,04	0,38 ± 0,09	1,35 ± 0,05	1,81 ± 0
Hnůj	0,41 ± 0,01	0,41 ± 0,01	3,58 ± 0,06	4,26 ± 0,17
Konvence	0,41 ± 0,05	0,36 ± 0,03	2,03 ± 0,08	3,01 ± 0,06

(B = bazální respirace; N = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku; G = potenciální respirace s dostupným zdrojem uhlíku; NG = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku a uhlíku)

U vzorků Hnůj a Konvence byly při prvním měření zjištěny nejvyšší hodnoty bazální respirace a nejnižší hodnoty byly naměřeny u vzorku Úhor. Nejvyšší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny u vzorku Hnůj s přidavkem kombinace dusíku a glukosy. Nejnižší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny u vzorku Konvence s přidavkem dusíku.

Tabulka 5.1.2 Vyhodnocení 2. měření respirace titračně

Průměrné hodnoty výsledků mineralizačního testu - produkce CO₂ [mg CO₂/hod/100 g]; odběr II. (29.5.2017)				
	B	N	G	NG
Biouhel	0,20 ± 0,1	0,20 ± 0	1,09 ± 0,05	1,76 ± 0,13
Úhor	0,15 ± 0,01	0,25 ± 0,1	0,39 ± 0,06	0,43 ± 0,12
Hnůj	0,30 ± 0,04	0,26 ± 0	2,99 ± 0,16	3,89 ± 0,24
Konvence	0,27 ± 0,04	0,28 ± 0,02	1,35 ± 0,13	1,48 ± 0,29

(B = bazální respirace; N = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku; G = potenciální respirace s dostupným zdrojem uhlíku; NG = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku a uhlíku)

Při druhém měření byly naměřeny nejvyšší hodnoty bazální respirace u vzorku Hnůj. Nejnižší hodnoty bazální respirace byly zjištěny u vzorku Úhor. Potenciální respirace dosáhla nejvyšších hodnot u vzorku Hnůj s přidavkem kombinace dusíku a glukosy stejně jako při prvním měření. Nejnižší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny u vzorku Biouhel s přidavkem dusíku.

Tabulka 5.1.3 Vyhodnocení 3. měření respirace titračně

Průměrné hodnoty výsledků mineralizačního testu - produkce CO₂ [mg CO₂/hod/100 g]; odběr III. (18.7.2017)				
	B	N	G	NG
Biouhel	0,22 ± 0,1	0,17 ± 0	1,27 ± 0,18	1,85 ± 0,11
Úhor	0,15 ± 0,03	0,14 ± 0,01	0,83 ± 0,17	0,89 ± 0,1
Hnůj	0,25 ± 0,05	0,22 ± 0,03	2,64 ± 0,26	3,20 ± 0,16
Konvence	0,19 ± 0	0,22 ± 0,03	1,54 ± 0,17	1,78 ± 0,15

(B = bazální respirace; N = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku; G = potenciální respirace s dostupným zdrojem uhlíku; NG = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku a uhlíku)

Nejvyšší hodnoty bazální respirace při třetím měření byly naměřeny u vzorku Hnůj a nejnižší u vzorku Úhor stejně jako u předchozích dvou měření. Nejvyšší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny stejně jako u prvního a druhého měření u vzorku Hnůj s přidavkem kombinace dusíku a glukosy. U vzorku Úhor s přidavkem dusíku byly naměřeny nejnižší hodnoty potenciální respirace.

Tabulka 5.1.4 Vyhodnocení 4. měření respirace titračně

Průměrné hodnoty výsledků mineralizačního testu - produkce CO₂ [mg CO₂/hod/100 g]; Odběr IV. (8.9.2017)				
	B	N	G	NG
Biouhel	0,21 ± 0,02	0,20 ± 0,03	0,74 ± 0,03	1,30 ± 0,12
Úhor	0,21 ± 0,08	0,12 ± 0,01	0,85 ± 0,08	0,87 ± 0,11
Hnůj	0,24 ± 0,05	0,18 ± 0,02	1,47 ± 0,16	1,93 ± 0,09
Konvence	0,20 ± 0,01	0,21 ± 0,03	1,16 ± 0,06	1,90 ± 0,15

(B = bazální respirace; N = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku; G = potenciální respirace s dostupným zdrojem uhlíku; NG = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku a uhlíku)

Při čtvrtém měření byly zjištěny nejvyšší hodnoty bazální respirace u vzorku Hnůj stejně jakou u předchozích měření a nejnižší hodnoty u vzorku Konvence. Nejvyšší hodnoty potenciální respirace byly zaznamenány stejně jako u předchozích měření u vzorku Hnůj s přidavkem kombinace dusíku a glukosy. Nejnižší hodnoty byly stejně jako u třetího měření zjištěny u vzorku Úhor s přidavkem dusíku. Celkově nejvyšší hodnoty bazální respirace byly zaznamenány u vzorku Hnůj a nejnižší hodnoty u vzorku Úhor. Celkově nejvyšší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny při prvním měření, a to u vzorku Hnůj s přidavkem dusíku a glukosy (4,26). Celkově nejnižší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny při čtvrtém měření u vzorku Úhor s přidavkem dusíku (0,12).

Tabulka 5.1.5 Průměrné hodnoty výsledků všech čtyř měření respirace titračně

Průměrné hodnoty výsledků všech čtyř měření - produkce CO₂ [mg CO₂/hod/100 g]				
	B	N	G	NG
Biouhel	0,26 ± 0,08	0,27 ± 0,13	1,30 ± 0,51	1,85 ± 0,42
Úhor	0,21 ± 0,08	0,22 ± 0,10	0,86 ± 0,34	1,00 ± 0,50
Hnůj	0,30 ± 0,07	0,27 ± 0,09	2,67 ± 0,77	3,32 ± 0,89
Konvence	0,27 ± 0,09	0,27 ± 0,06	1,52 ± 0,32	2,04 ± 0,58

(B = bazální respirace; N = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku; G = potenciální respirace s dostupným zdrojem uhlíku; NG = potenciální respirace s dostupným zdrojem dusíku a uhlíku)

5.2 Měření respirace dynamickou metodou – OxiTop

Pro měření bazální respirace dynamickou metodou bylo použito 12 kultivačních lahví: čtyři varianty (Biouhel, Úhor, Hnůj, Konvence) ve třech opakováních. Pro každý odběr bylo založeno měření zvlášť. Experiment byl založen podle metodiky popsané v kapitole 4.3 (Stanovení půdní respirace zařízením OxiTop). V následujících tabulkách jsou uvedeny hodnoty, které jsou průměrem ze tří opakování probíhajících během jednoho měření. Jsou uvedeny hodnoty tlaku v hPa v intervalu po 24 hodinách.

Tabulka 5.2.1 Průměrné hodnoty tlaku (hPa) měření OxiTop po 24 hod. pro I. a II. Odběr

Hod.	Odběr I.				Odběr II.			
	Biouhel	Úhor	Hnůj	Konvence	Biouhel	Úhor	Hnůj	Konvence
24	11,00	13,67	5,67	16,67	3,33	5,00	7,00	15,00
48	10,33	12,67	-1,00	17,00	3,67	6,33	10,33	11,00
72	9,00	11,00	-4,67	16,00	7,00	10,00	10,00	14,33
96	8,67	10,33	-4,00	16,00	5,67	8,67	9,67	14,67
120	9,00	10,67	-3,00	17,00	10,33	14,00	14,33	16,33
144	8,00	9,33	-6,00	16,00	10,33	13,67	13,00	18,33
168	7,00	9,00	-8,33	15,00	11,00	13,67	14,00	19,00
192	7,00	8,67	-9,33	15,00	7,67	10,33	10,00	18,33
216	6,00	7,67	-11,67	14,67	4,33	5,67	6,67	16,67
240	6,00	8,00	-12,00	14,33	4,33	6,33	8,33	16,00
Min.hodnota	5,333	7,000	-12,667	10,333	-1,000	0,667	2,667	8,667
Průměr	8,24	10,16	-4,47	15,62	6,67	9,11	9,91	15,57

Na počátku bylo měření výrazně ovlivněno zvýšením teploty a tím i zvýšením tlaku v kultivačních nádobách. Při prvním měření byly naměřeny nejnižší hodnoty tlaku u vzorku Hnůj a u druhého měření u vzorku Biouhel. Nejvyšší průměrné hodnoty tlaku u obou měření byly u vzorku Konvence.

Na hodnotách uvedených v tabulce 5.2.2 je patrné počáteční zvýšení tlaku vlivem zvýšení teploty, jako u předchozích měření. U třetího i čtvrtého měření nejnižší hodnoty tlaku vykazoval vzorek Hnůj stejně jako při prvním měření. Nejvyšší průměrné hodnoty tlaku byly zaznamenány, jako u prvních dvou měření, u vzorku Konvence. V průběhu měření byl tlak ovlivňován nestabilní teplotou v termostatu, což je patrné na grafech 5.6.1 až 5.6.16.

Tabulka 5.2.2 Průměrné hodnoty tlaku (hPa) měření OxiTop po 24 hod. pro III. a IV. Odběr

Hod.	Odběr III.				Odběr IV.			
	Biouhel	Úhor	Hnůj	Konvence	Biouhel	Úhor	Hnůj	Konvence
24	6,67	5,33	7,00	6,67	14,00	16,33	13,67	18,67
48	6,33	4,67	5,00	6,00	12,33	15,67	11,00	18,00
72	4,00	2,67	2,67	5,00	12,00	16,00	9,33	18,00
96	3,00	2,33	1,00	3,67	10,00	14,33	6,00	16,00
120	2,33	4,00	1,00	5,00	8,33	13,33	3,33	14,33
144	2,67	6,00	1,33	6,33	7,67	12,67	2,00	14,00
168	3,33	6,33	1,33	8,00	6,67	12,33	0,00	13,67
192	2,67	5,67	1,00	7,67	4,33	11,00	-2,00	13,00
216	2,67	6,00	0,67	8,67	2,33	9,67	-3,00	12,00
240	2,67	5,00	0,67	8,67	1,33	10,33	-2,67	12,67
Min.hodnota	2,000	1,667	-0,333	3,667	-0,333	9,333	-3,667	10,667
Průměr	3,82	4,81	2,52	6,54	8,62	13,54	4,74	15,25

5.3 Sušina

Tabulka 5.3.1 Sušina uvedená v %

Sušina [%]					
Odběr:	I.	II.	III.	IV.	Průměr
Biouhel	82,81	85,77	85,85	85,41	84,96
Úhor	82,89	87,76	87,41	85,99	86,01
Hnůj	79,45	80,59	83,20	82,88	81,53
Konvence	82,72	79,32	86,33	85,85	83,56

Průměrná hodnota sušiny prvního vzorku byla 81,97 %, při tomto odběru byla půda nejvlhčí. Při druhém odběru byla průměrná hodnota sušiny 83,36 %. Nejsušší půda byla při třetím odběru, kdy průměrná hodnota sušiny byla 85,70 %. Při třetím odběru byla průměrná hodnota sušiny 85,03 %. Celkově byla zjištěna nejvyšší vlhkost u vzorku Hnůj a nejnižší u vzorku Úhor.

5.4 Půdní reakce

Jak je patrné v tabulkách 5.4.1 a 5.4.2 nejnižší pH půdy vykazovala varianta Úhor a nejvyšší pH bylo naměřeno u varianty Konvence. Měření pH bylo provedeno u vzorků z prvních dvou odběrů. Půdní reakce uvedená v tabulkách 5.4.1 a 5.4.2 byla hodnocena podle Vyhlášky č. 275/1998 Sb.

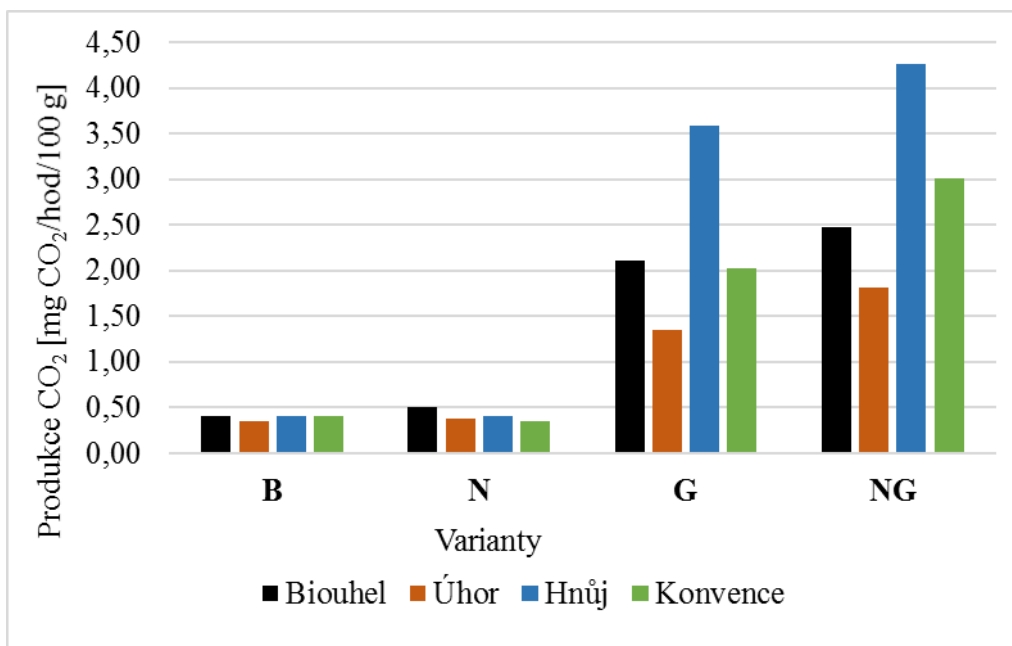
Tabulka 5.4.1 Aktivní reakce

pH H₂O	1.5.2017	Půdní reakce	29.5.2017	Půdní reakce
Biouhel	6,8	Slabě kyselá	7,06	Neutrální
Úhor	5,72	Kyselá	5,53	Kyselá
Hněj	7,27	Slabě alkalická	7,55	Slabě alkalická
Konvence	7,56	Slabě alkalická	7,77	Slabě alkalická

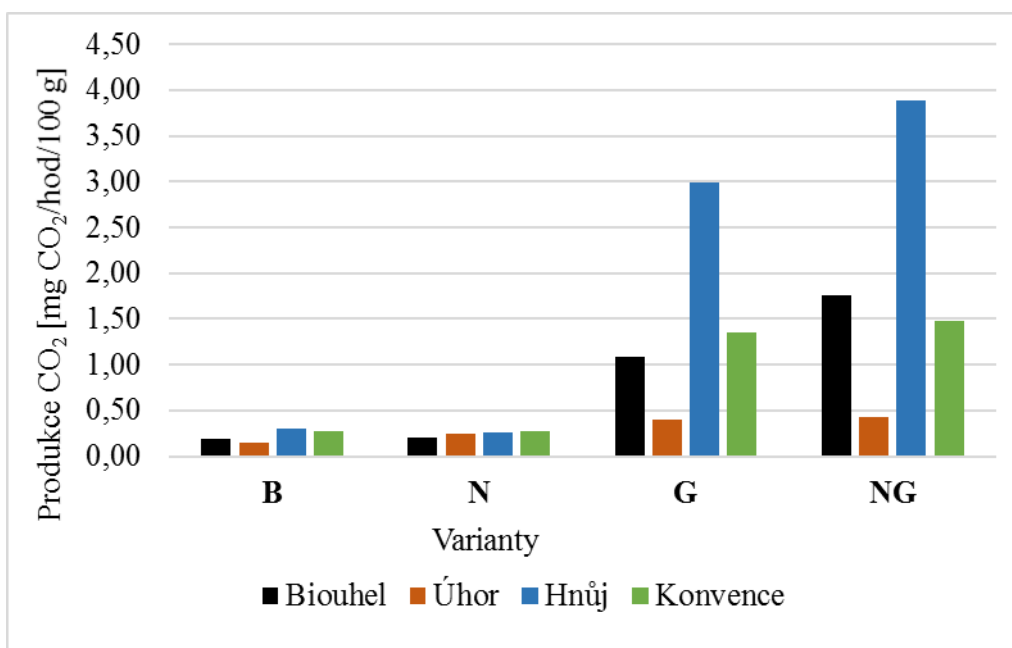
Tabulka 5.4.2 Výměnná reakce

pH KCl	1.5.2017	Půdní reakce	29.5.2017	Půdní reakce
Biouhel	6,37	Slabě kyselá	6,47	Slabě kyselá
Úhor	4,64	Kyselá	4,73	Kyselá
Hněj	6,7	Neutrální	6,76	Neutrální
Konvence	6,86	Neutrální	6,85	Neutrální

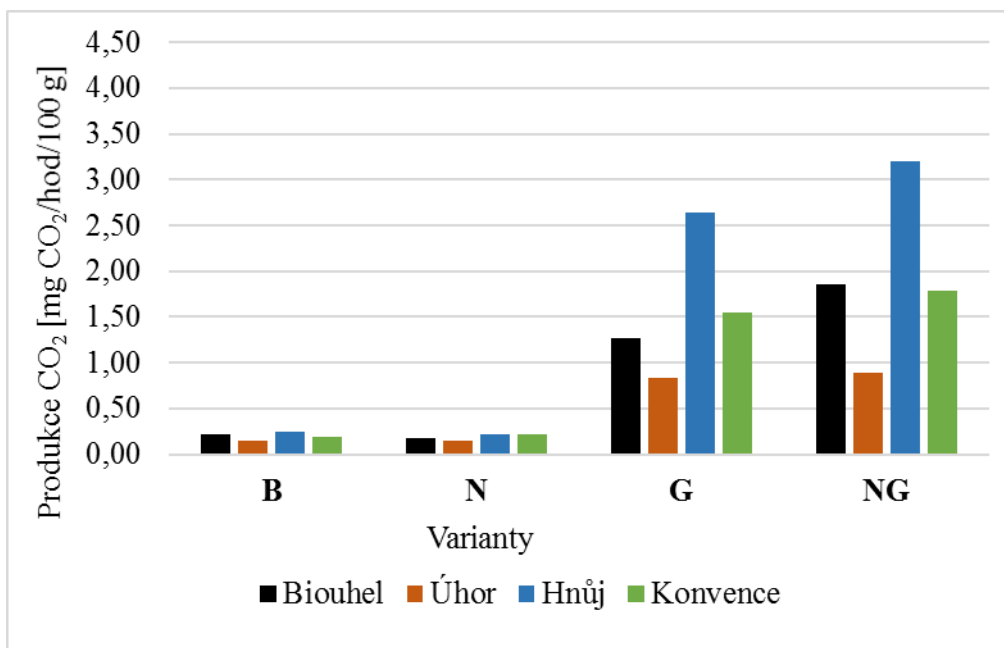
5.5 Grafy produkce CO₂ měřené titrační metodou



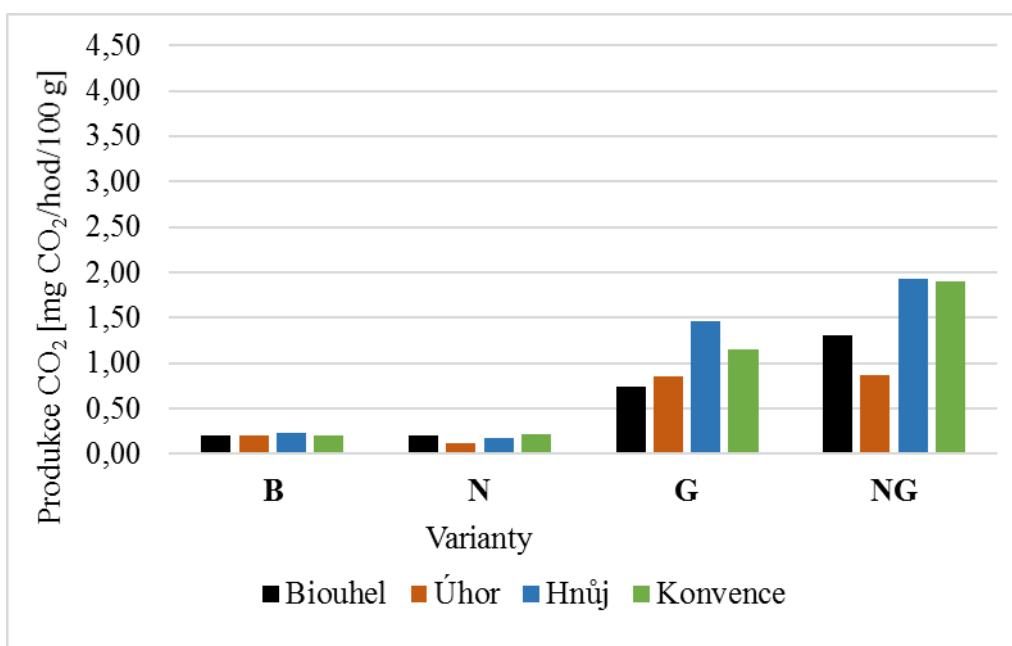
Graf 5.5.1: Množství vyprodukovaného CO₂/hod/100 g (1.odběr 1.5.2017)



Graf 5.5.2: Množství vyprodukovaného CO₂/hod/100 g (2.odběr 29.5.2017)

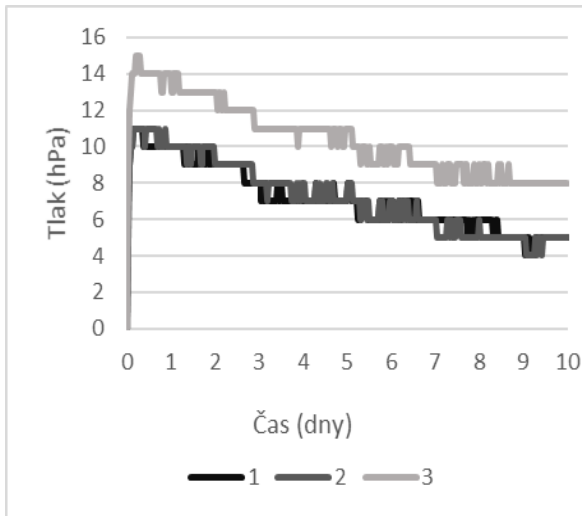


Graf 5.5.3: Množství vyprodukovaného CO₂/hod/100 g (3.odběr 18.7.2017)

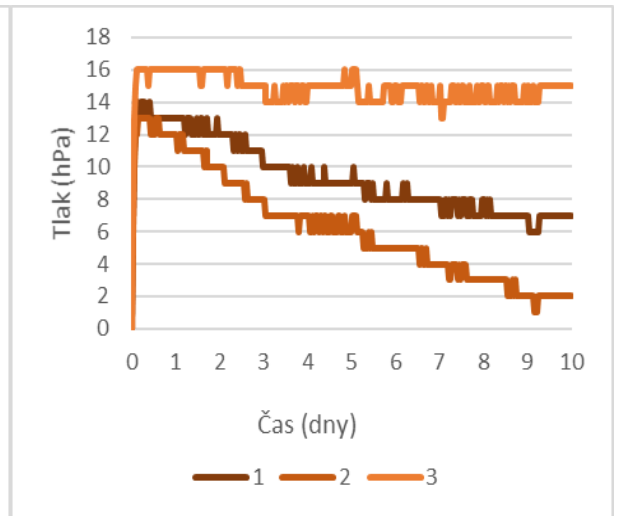


Graf 5.5.4: Množství vyprodukovaného CO₂/hod/100 g (4.odběr 8.9.2017)

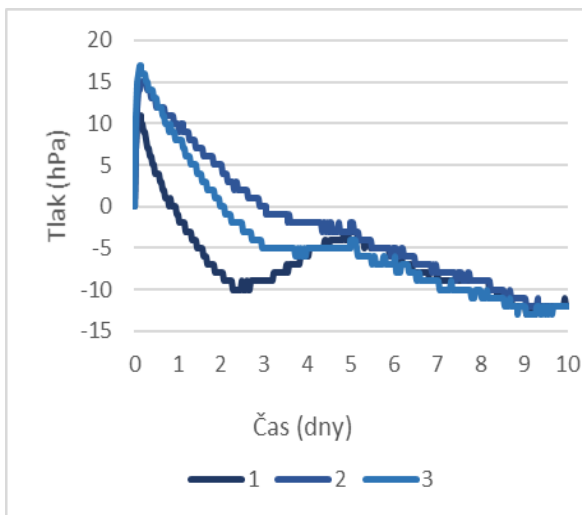
5.6 Grafy měření respirace dynamickou metodou - OxiTop



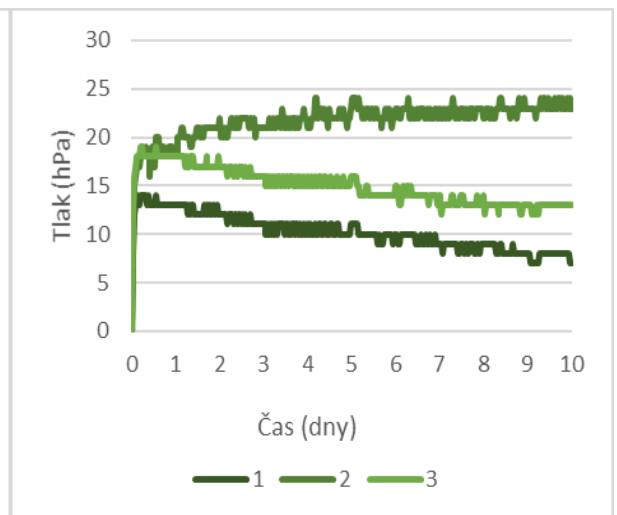
Graf 5.6.1: Biouhel (1. odběr 1.5.2017)



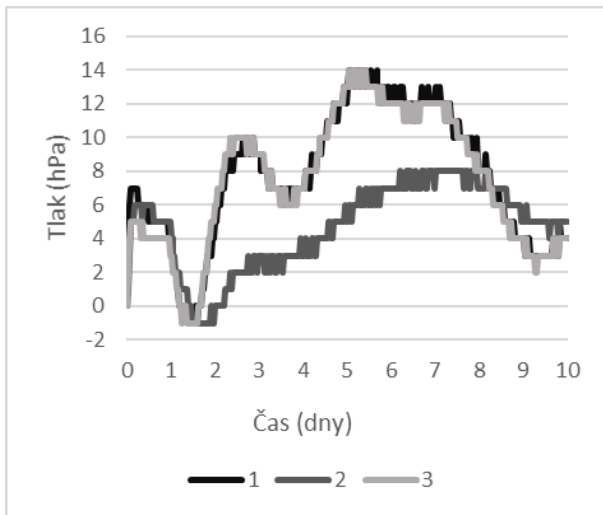
Graf 5.6.2: Úhor (1. odběr 1.5.2017)



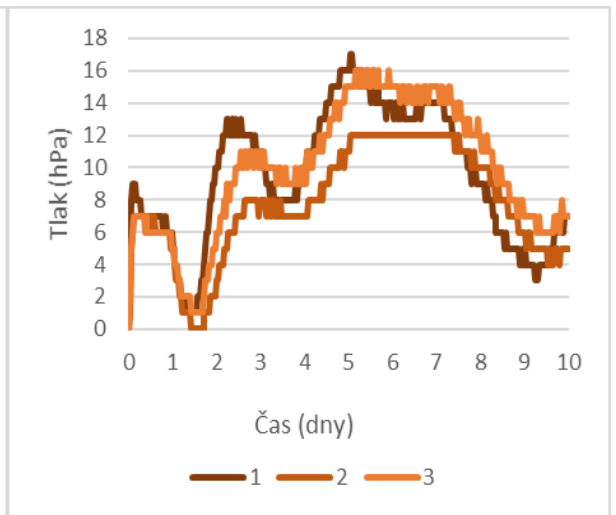
Graf 5.6.3: Hnůj (1. odběr 1.5.2017)



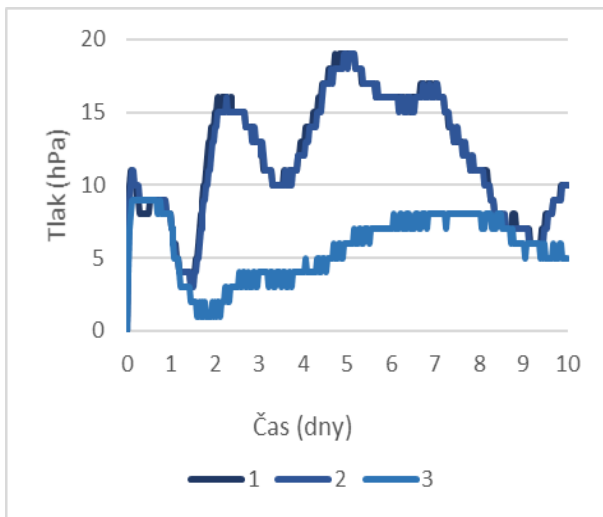
Graf 5.6.4: Konvence (1. odběr 1.5.2017)



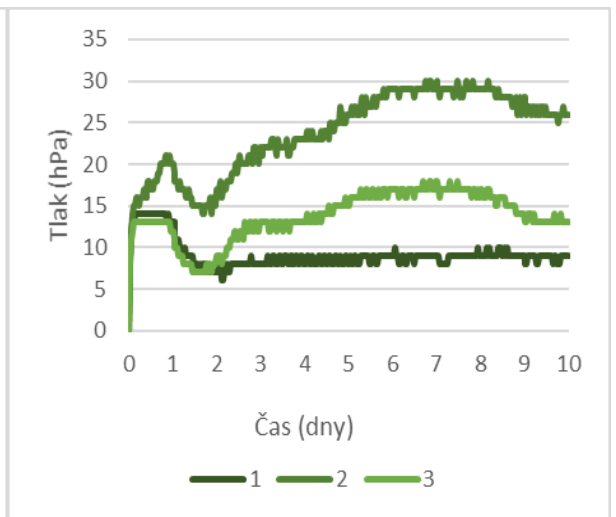
Graf 5.6.5: Biouhel (2. odběr 29.5.2017)



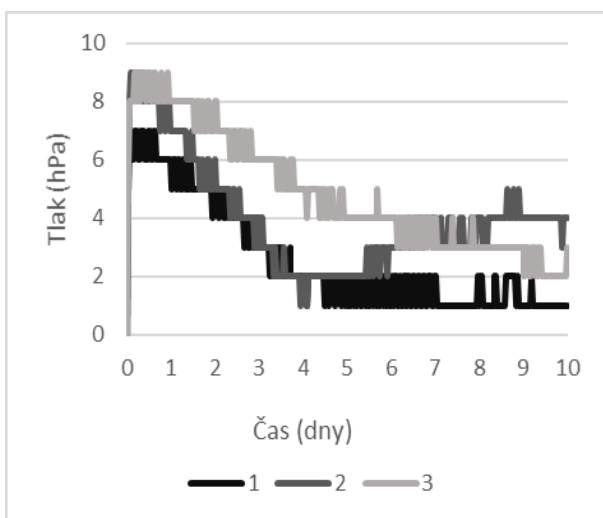
Graf 5.6.6: Úhor (2. odběr 29.5.2017)



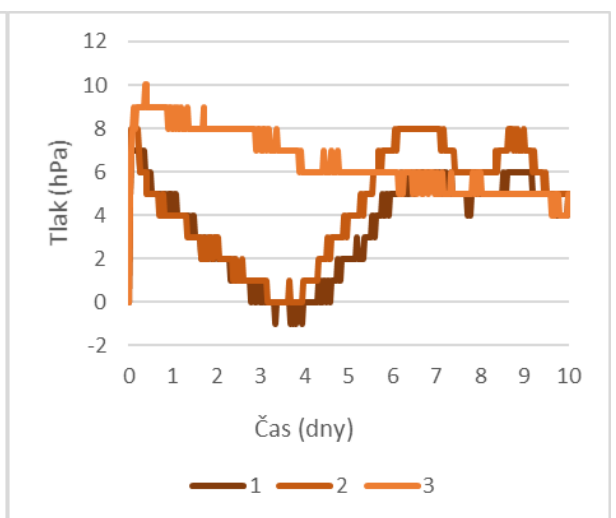
Graf 5.6.7: Hnůj (2. odběr 29.5.2017)



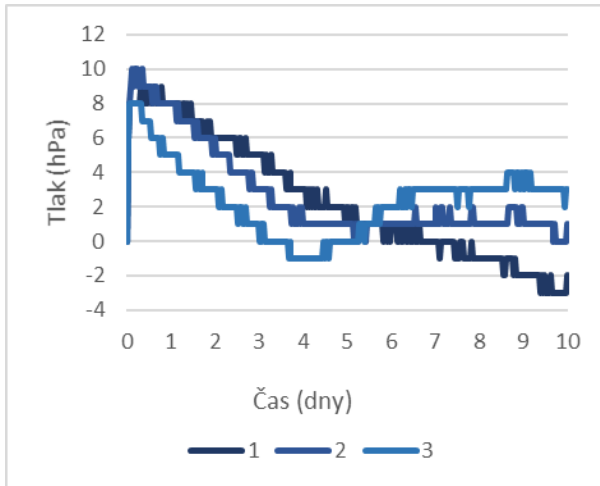
Graf 5.6.8: Konvence (2. odběr 29.5.2017)



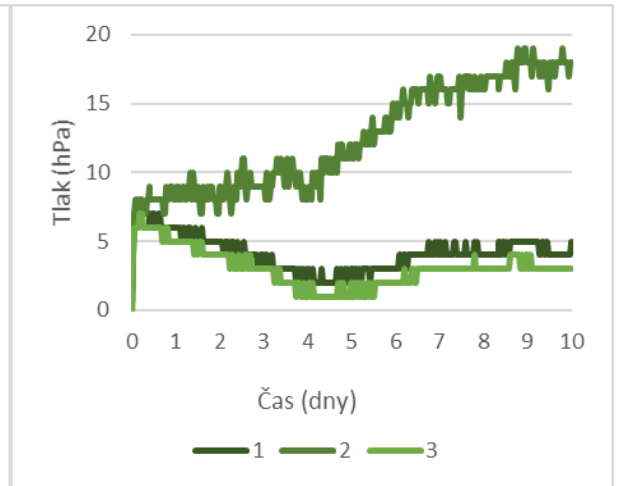
Graf 5.6.9: Biouhel (3. odběr 18.7.2017)



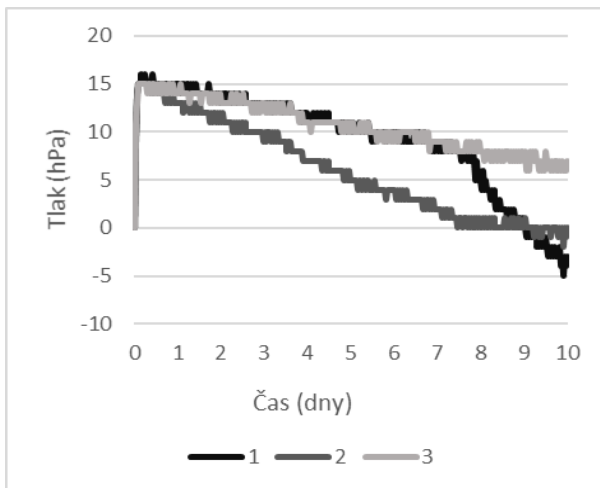
Graf 5.6.10: Úhor (3. odběr 18.7.2017)



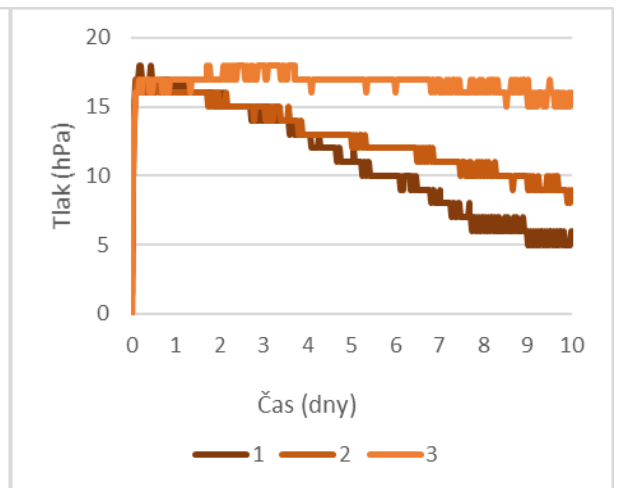
Graf 5.6.11: Hnuj (3.odběr 18.7.2017)



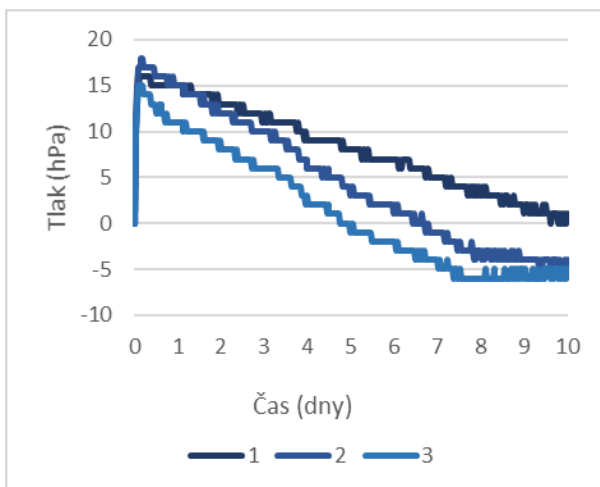
Graf 5.6.12: Konvence (3.odběr 18.7.2017)



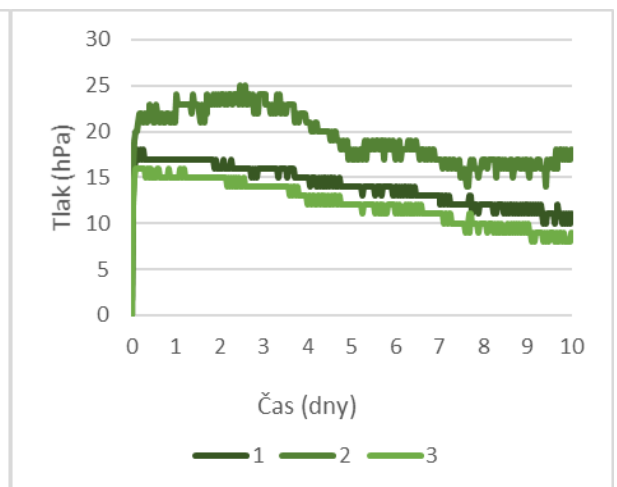
Graf 5.6.13: Biouhel (4.odběr 8.9.2017)



Graf 5.6.14: Úhor (4.odběr 8.9.2017)



Graf 5.6.15: Hnuj (4.odběr 8.9.2017)



Graf 5.6.16: Konvence (4.odběr 8.9.2017)

6 Diskuze

Z grafů 5.5.1 až 5.5.4 je patrné, že výsledné hodnoty bazální respirace měřeny titrační metodou nejsou u různých variant významně odlišné. U druhého měření, po odběru 29.5.2017, byly hodnoty bazální respirace u vzorků Hnůj a Konvence mírně vyšší než u vzorků Biouhel a Úhor. Celkově nejnižší hodnoty bazální respirace ze všech čtyř měření byly zaznamenány u varianty Úhor a celkově nejvyšší u varianty Hnůj, což je pravděpodobně zapříčiněno různým obsahem organických látek. Hodnoty potenciální respirace byly nejvyšší při prvním měření (odběr 1.5.2017). Nejvyšší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny u vzorku Hnůj s přidavkem kombinace dusíku a glukosy. Celkově nejvyšší hodnoty vykazovala, jak bylo předpokládáno, potenciální respirace s přidavkem kombinace dusíku a glukosy, což poukazuje na schopnost mikroflóry přítomné ve vzorku reagovat na přístupné živiny. U vzorků s přidavkem glukosy došlo také ke zvýšení hodnot potenciální respirace, což bylo následkem přidavku substrátu využitelného pro mikroorganismy. Pouhé přidání dusíku nemělo na půdní respiraci téměř žádný vliv, to naznačuje, že mikroorganismy měly pravděpodobně dostatečné množství přístupného N. V rámci jiných měření prováděných na Katedře mikrobiologie, výživy a dietetiky byl izolován u varianty Hnůj, Konvence a Biouhel rod *Azotobacter*, který je schopný fixovat vzdušný dusík. Vzorky Biouhel a Konvence vykazovaly poměrně blízké hodnoty potenciální respirace, avšak u vzorku Biouhel byly mírně nižší. Nejnižší respirace byla pozorována u vzorku Úhor. Hodnoty potenciální respirace, které byly měřeny titrační metodou, byly vyšší u vzorků půdy ošetřené biouhlem, než u půd bez ošetření (Úhor). Nejvyšší hodnoty potenciální respirace byly naměřeny u půdy ošetřené hnojem. Porovnáme-li hodnoty potenciální respirace u vzorků půdy ošetřené konvenčním hnojením a půdy ošetřené biouhlem, mírně vyšší hodnoty respirace byly naměřeny u konvenčního ošetření.

Grafy 5.6.1 až 5.6.4 prezentují vývoj hodnot při prvním měření přístrojem OxiTop. U grafu 5.6.2 a 5.6.4 je patrné, že u jednoho opakování došlo pravděpodobně k chybě v měření. Nejvýraznější změna tlaku při prvním měření byla zaznamenána u vzorku Hnůj (graf 5.6.3). U vzorků Biouhel a Konvence docházelo k postupnému mírnému snižování hodnot tlaku. Druhé měření je prezentováno grafy 5.6.5 až 5.6.8. Při tomto měření hodnoty tlaku v čase rostly a následně klesaly, což je při měření půdní respirace pomocí tohoto přístroje nežádoucí. Během měření respirace by hodnoty tlaku měly postupně klesat, protože dochází k odčerpávání O₂. Zvyšování hodnot tlaku při měření mohlo být zapříčiněno nevhodně zvolenou koncentrací nebo množstvím absorpčního činidla (NaOH) a nepravidelnou teplotou

při kultivaci. Měřený vzorek půdy nesmí být přemokřený, protože je nutné zajistit během inkubace aerobní prostředí (Criquet et al., 2014). Při třetím měření (grafy 5.6.9 až 5.6.12) bylo pozorováno pravidelné snižování tlaku u vzorku Biouhel, u vzorku Úhor došlo k významnému snížení a následnému zvýšení tlaku u dvou opakování. Na grafech čtvrtého měření (5.6.13 až 5.6.16) je patrné pravidelné snižování tlaku v čase u většiny opakování. K nejvýznamnějšímu snížení došlo u vzorku Hnůj, a naopak k nejnižšímu snížení došlo u vzorku Konvence a následně Úhor. Nejčastěji je v grafech patrná chyba měření u vzorků Úhor a Konvence.

V porovnání statické titrační metody s dynamickou metodou OxiTop je metoda titrační vhodnější pro podmínky, které byly stanoveny při laboratorním měření. Při měření půdní respirace přístrojem OxiTop je nutné zajistit stálou teplotu během celého měření, v důsledku změny teploty dochází ke kolísání měřených hodnot tlaku a tím i ke zhoršení přesnosti celého měření. Jak je patrné z grafů 9.2.1 až 9.2.16 byly při měření přístrojem OxiTop zaznamenány výrazně odlišné hodnoty v rámci 3 opakování jedné varanty. Kdežto hodnoty v rámci 3 opakování měřené titrační metodou byly, až na výjimky, vyrovnané.

Výsledky měření respirace titračně i pomocí zařízení OxiTop neprokázaly výrazné změny v půdní respiraci vlivem aplikace biouhlu do půdy. Zhou, H. et al. (2017) nezjistili žádnou změnu průměrných hodnot půdní respirace po přidání biouhlu při laboratorní inkubaci a polním pokusu, přičemž při nádobovém pokusu byl zaznamenán mírný pokles hodnot respirace. Oproti tomu Xu et al. (2018) uvádějí, že výsledky výzkumu prokázaly zvýšení mikrobiální aktivity po přidání biouhlu do půdy. Během jejich pokusu se půdní respirace v půdě obsahující biouhel zvýšila o 26 %. Podle studie prováděné v Číně, Zhou, G. et al. (2017) se půdní respirace zvýšila o téměř 21 % vlivem biouhlu, záleží však na typu lesa. Použitím biouhlu v lesích mírného pásma se výrazně zvýšila půdní respirace, kdežto v subtropických lesích nebyl pozorován téměř žádný vliv na půdní respiraci, což může být zapříčiněno například nedostatečným zdrojem uhlíku v dané půdě. Výzkum prokázal, že hodnoty bazální respirace byly vyšší u půd využívaných k ekologickému zemědělství, které byly hnojeny organickými hnojivy, než u půd využívaných konvenčním způsobem (Bobul'ská et al., 2015).

Smith et al. (2010) publikovali výsledky laboratorního pokusu, kdy byl přidán biouhel v různém množství do dvou druhů půd. Při aplikaci vyšší dávky biouhlu byla pozorována také vyšší produkce CO₂, přičemž u obou druhů půd došlo k výraznému zvýšení produkce CO₂ v prvních dnech inkubace. Zhou, H. et al. (2017) uvádí, že délka trvání experimentu má vliv na výsledky průměrných hodnot půdní respirace. Při polním experimentu s přidávkou biouhlu, který probíhá méně, než 6 měsíců nebyla pozorována žádná výrazná změna v půdní

respiraci. Snížení průměrné půdní respirace bylo pozorováno při experimentu trvajícím méně než 12 měsíců. Při době trvání nad 12 měsíců byla hodnota půdní respirace vyšší.

Biouhel měl mírný vliv na půdní pH (viz. tabulky 5.4.1 a 5.4.2). Naměřené hodnoty aktivní reakce ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) byly u varianty s přidavkem biouhlu nižší, než u varianty Konvence (slabě alkalická). Při měření pH u vzorků prvního odběru bylo zjištěno $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ varianty Biouhel slabě kyselé a při měření druhého odběru bylo neutrální. Hodnoty výměnné reakce (pH_{KCl}) byly u varianty Biouhel slabě kyselé oproti Konvenci, která byla neutrální. Huislová a Čechmánková (2015) uvádí, že po aplikaci biouhlu bylo pozorováno zvýšení hodnot pH_{KCl} k neutrální půdní reakci. Zvýšení pH vlivem přidavku biouhlu (jak je uvedeno již výše v kapitole 3.2.2) pozorovali také Kumar et al. (2013); Song et al. (2018) i Xu et al. (2018).

7 Závěr

V této práci byl sledován vliv ošetření půdy biouhlem na mineralizaci uhlíku. Zároveň byly hodnoceny i půdy, které byly ošetřeny hnojem, konvenčním hnojením a půdy neošetřené (Úhor). Pro stanovení půdní respirace byly použity dvě metody měření, přičemž pro stanovení půdní respirace v laboratorních podmínkách se jeví jako vhodnější metoda titrační. Při použití dynamické metody, měření přístrojem OxiTop, je pro získání přesnějších výsledků nutné zajistit optimální podmínky měření. Tato metoda je založena na měření tlaku, který je ovlivňován mimo jiné teplotou, proto je potřebné udržovat stálou teplotu po celou dobu měření a je důležité zajistit vhodnou a u všech měření stejnou koncentraci absorpčního činidla (NaOH). Z výsledků titrační metody je patrné, že půdy hnojené hnojem vykazovaly nejvyšší hodnoty potenciální půdní respirace a nejnižší hodnoty byly naměřeny u půd neošetřených. Hodnoty potenciální respirace u půd ošetřených biouhlem byly téměř srovnatelné s hodnotami zjištěnými u půd ošetřovaných konvenčním způsobem. Hodnoty bazální respirace nevykazovaly téměř žádné rozdíly mezi různými variantami půdy. Hypotéza č.1 nebyla potvrzena, protože výsledné hodnoty měření respirace byly u vzorku s přidavkem biouhlu téměř srovnatelné s hodnotami naměřenými u vzorku z plochy upravované konvenčním způsobem. Hypotéza č.2 byla vyvrácena, při měření bazální respirace dynamickou metodou byly zjištěny významnější rozdíly mezi vzorky než u bazální respirace stanovené statickou titrační metodou. Ačkoliv u potenciální respirace stanovené statickou metodou byly mezi variantami vzorků poměrně výrazné rozdíly u bazální respirace stanovené také statickou metodou, byly rozdíly mezi variantami téměř nepatrné. Pro získání informací vyšší vypovídající hodnoty ohledně vlivu biouhlu na půdní vlastnosti je vhodné provádět pokusy dlouhodobé.

8 Seznam použité literatury

- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., Ok, Y. S. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*. 99. 19–23.
- Arif, M., Ilyas, M., Riaz, M., Ali, K., Shah, K., Ul Haq, I., Fahad, S. 2017. Biochar improves phosphorus use efficiency of organic-inorganic fertilizers, maize-wheat productivity and soil quality in a low fertility alkaline soil. *Field Crops Research*. 214 (September). 25–37.
- Bobul'ská, L., Fazekášová, D., Angelovičová, L., Kotorová, D. 2015. Impact of ecological and conventional farming systems on chemical and biological soil quality indices in a cold mountain climate in Slovakia. *Biological Agriculture and Horticulture*. 31 (3). 205–218.
- Buscot, F., Varma, A. 2005. *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Springer. Berlin Heidelberg New York. p. 419. ISBN: 3540222200.
- Criquet, S., Calvert, V., Poujol, V. 2014. Oxitop® respirometric. 2005 (5). 1–4.
- Dai, Z., Zhang, X., Tang, C., Muhammad, N., Wu, J., Brookes, P. C., Xu, J. 2017. Potential role of biochars in decreasing soil acidification - A critical review. *Science of the Total Environment*. 581–582 . 601–611.
- Elsas, J. D., Trevors, J. T., Jansson, J. K. 2006. *Modern Soil Microbiology*. p. 646. ISBN: 9780824727499.
- Hagner, M., Kemppainen, R., Jauhiainen, L., Tiilikkala, K., Setälä, H. 2016. The effects of birch (*Betula* spp.) biochar and pyrolysis temperature on soil properties and plant growth. *Soil and Tillage Research*. 163. 224–234.
- Hauptman, I., Kukal, Z., Pošmourný, K., Bičík, I., Cibulka, J. 2009. *Půda v České republice*. Consult Praha. ISBN: 8090348246.
- He, X., Liu, Z., Niu, W., Yang, L., Zhou, T., Qin, D., Niu, Z., Yuan, Q. 2018. Effects of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of gas and biochar obtained from pyrolysis of crop residues. *Energy*. 143. 746–756.
- Hollan, J., Klusák, V. 2009. *Biouhel, naše stéblo naděje*. Veronica. 9.
- Huislová, P., Čechmánková, J. 2015. *Ověření vlivu zuhelnatělé biomasy – materiálu biouhel - na kvalitu půdy Založení experimentu*. 9.
- Chen, J., Li, S., Liang, C., Xu, Q., Li, Y., Qin, H., Fuhrmann, J. J. 2017. Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: Effect of particle size and addition rate. *Science of the Total Environment*. 574 . 24–33.

- Chen, Y., Zhang, X., Chen, W., Yang, H., Chen, H. 2017. The structure evolution of biochar from biomass pyrolysis and its correlation with gas pollutant adsorption performance. *Bioresource Technology*. 246 (August). 101–109.
- Jaafar, N. M., Clode, P. L., Abbott, L. K. 2015. Soil Microbial Responses to Biochars Varying in Particle Size, Surface and Pore Properties. *Pedosphere*. 25 (5). 770–780.
- Kumar, S., Masto, R. E., Ram, L. C., Sarkar, P., George, J., Selvi, V. A. 2013. Biochar preparation from *Parthenium hysterophorus* and its potential use in soil application. *Ecological Engineering*. 55. 67–72.
- Lai, R., Arca, P., Lagomarsino, A., Cappai, C., Seddaiu, G., Demurtas, C. E., Roggero, P. P. 2017. Manure fertilization increases soil respiration and creates a negative carbon budget in a Mediterranean maize (*Zea mays* L.)-based cropping system. *Catena*. 151 . 202–212.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry*. 43 (9). 1812–1836.
- Li, J., Li, Y., Wu, Y., Zheng, M. 2014. A comparison of biochars from lignin, cellulose and wood as the sorbent to an aromatic pollutant. *Journal of Hazardous Materials*. 280. 450–457.
- Luo, Y., Zhou, X. 2006. *Soil Respiration and the Environment*. Elsevier. p. 328. ISBN: 9780120887828.
- Niemeyer, J. C., Lolata, G. B., Carvalho, G. M. de, Da Silva, E. M., Sousa, J. P., Nogueira, M. A. 2012. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. *Applied Soil Ecology*. 59 . 96–105.
- Okur, N., Tuna, A. L., Okur, B., Altunlu, H., Kayikçioğlu, H. H., Civelek, H. S. 2010. Non-target effect of organic insecticides: Effect of two plant extracts on soil microbial biomass and enzymatic activities in soil. *Environmental Monitoring and Assessment*. 165 (1–4). 389–397.
- Parmar, A., Nema, P. K., Agarwal, T. 2014. Biochar production from agro-food industry residues: A sustainable approach for soil and environmental management. *Current Science*. 107 (10). 1673–1682.
- Platen, H., Wirtz, A. 1999. Applications of analysis Measurement of the respiration activity of soils using the OxiTop Control measuring system Basic principles and process characteristic quantities. (July).
- Plaza, C., Giannetta, B., Fernández, J. M., López-de-Sá, E. G., Polo, A., Gascó, G., Méndez, A., Zacccone, C. 2016. Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 225 . 150–159.
- Pokorný, E., Šarapatka, B., Hejátková, K. 2007. HODNOCENÍ KVALITY PŮDY V EKOLOGICKY HOSPODAŘÍCÍM PODNIKU. ISBN: 80 – 903548 – 5 – 8.

- Randolph, P., Bansode, R. R., Hassan, O. A., Rehrah, D., Ravella, R., Reddy, M. R., Watts, D. W., Novak, J. M., Ahmedna, M. 2017. Effect of biochars produced from solid organic municipal waste on soil quality parameters. *Journal of Environmental Management*. 192. 271–280.
- Roppola, K. 2009. Environmental applications of manometric respirometric methods. ISBN: 9789514290787.
- Sadaf, J., Shah, G. A., Shahzad, K., Ali, N., Shahid, M., Ali, S., Hussain, R. A., Ahmed, Z. I., Traore, B., Ismail, I. M. I., Rashid, M. I. 2017. Improvements in wheat productivity and soil quality can accomplish by co-application of biochars and chemical fertilizers. *Science of the Total Environment*. 607–608 . 715–724.
- Shi, Y., Ziadi, N., Hamel, C., Bittman, S., Hunt, D., Lalande, R., Shang, J. 2017. Soil microbial biomass, activity, and community composition as affected by dairy manure slurry applications in grassland production. *Applied Soil Ecology*. (December). 0–1.
- Smith, J. L., Collins, H. P., Bailey, V. L. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry*. 42 (12). 2345–2347.
- Song, D., Tang, J., Xi, X., Zhang, S., Liang, G., Zhou, W., Wang, X. 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. *European Journal of Soil Biology*. 84 (December 2017). 1–10.
- Song, W., Guo, M. 2012. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 94 . 138–145.
- Šarapatka, B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. s. 232. ISBN: 9788024437361.
- Šarapatka, B., Dlapa, P., Bedrna, Z. 2002. *Kvalita a degradace půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. s. 246. ISBN: 8024405849.
- Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., Yang, Z. 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere*. 125 . 70–85.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*. 327 (1). 235–246.
- Wang, J., Chen, Z., Xiong, Z., Chen, C., Xu, X., Zhou, Q., Kuzyakov, Y. 2015. Effects of biochar amendment on greenhouse gas emissions, net ecosystem carbon budget and properties of an acidic soil under intensive vegetable production. *Soil Use and Management*. 31 (3). 375–383.
- Wang, Y., Hu, N., Ge, T., Kuzyakov, Y., Wang, Z. L., Li, Z., Tang, Z., Chen, Y., Wu, C., Lou, Y. 2017. Soil aggregation regulates distributions of carbon, microbial community and enzyme activities after 23-year manure amendment. *Applied Soil Ecology*. 111. 65–72.

- Wang, Y., Xu, Y. A., Li, D., Tang, B. C., Man, S. L., Jia, Y. F., Xu, H. 2018. Vermicompost and biochar as bio-conditioners to immobilize heavy metal and improve soil fertility on cadmium contaminated soil under acid rain stress. *Science of the Total Environment*. 621. 1057–1065.
- Wei, M., Hu, G., Wang, H., Bai, E., Lou, Y., Zhang, A., Zhuge, Y. 2017. 35 years of manure and chemical fertilizer application alters soil microbial community composition in a Fluvo-aquic soil in Northern China. *European Journal of Soil Biology*. 82. 27–34.
- Xiao, H., Li, Z., Chang, X., Huang, J., Nie, X., Liu, C., Liu, L., Wang, D., Dong, Y., Jiang, J. 2017. Soil erosion-related dynamics of soil bacterial communities and microbial respiration. *Applied Soil Ecology*. 119 (July). 205–213.
- Xu, Y., Seshadri, B., Sarkar, B., Wang, H., Rumpel, C., Sparks, D., Farrell, M., Hall, T., Yang, X., Bolan, N. 2018. Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. *Science of the Total Environment*. 621. 148–159.
- Yuan, J. H., Xu, R. K., Zhang, H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*. 102 (3). 3488–3497.
- Yue, X., Zhang, J., Shi, A., Yao, S., Zhang, B. 2016. Manure substitution of mineral fertilizers increased functional stability through changing structure and physiology of microbial communities. *European Journal of Soil Biology*. 77 . 34–43.
- Zhang, A., Liu, Y., Pan, G., Hussain, Q., Li, L., Zheng, J., Zhang, X. 2012. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. *Plant and Soil*. 351 (1–2). 263–275.
- Zhang, A., Zhou, X., Li, M., Wu, H. 2017. Impacts of biochar addition on soil dissolved organic matter characteristics in a wheat-maize rotation system in Loess Plateau of China. *Chemosphere*. 186 . 986–993.
- Zheng, W., Sharma, B. K., Rajagopalan, N. 2010. Using Biochar as a Soil Amendment for Sustainable Agriculture. *Illinois Department of Agriculture*. 7276 (December). 42.
- Zhou, G., Zhou, X., Zhang, T., Du, Z., He, Y., Wang, X., Shao, J., Cao, Y., Xue, S., Wang, H., Xu, C. 2017. Biochar increased soil respiration in temperate forests but had no effects in subtropical forests. *Forest Ecology and Management*. 405 (August). 339–349.
- Zhou, H., Zhang, D., Wang, P., Liu, X., Cheng, K., Li, L., Zheng, J., Zhang, X., Zheng, J., Crowley, D., van Zwieten, L., Pan, G. 2017. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 239 . 80–89.
- Zimmerman, A. R., Gao, B., Ahn, M. Y. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 43 (6). 1169–1179.

Legislativní dokumenty:

Zákon č. 156/1998 Sb. ze dne 12. června 1998 o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd. In: Sbírka zákonů České republiky. 1998. částka 54. s 6709. Dostupné také z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1998-156-hnojiva.html>

Vyhláška č. 275/1998 Sb. ze dne 30. listopadu 1998 o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků. In: Sbírka zákonů České republiky. 1998. částka 97. s 8337. Dostupné také z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_Vyhlaska-1998-275-rostlinnekomodity.html>

Další zdroje:

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. Půda v číslech [online]. Geoportal SOWAC-GIS. 2017. [cit. 2017-10-05]. Dostupné z <<https://statistiky.vumop.cz/?core=account>>.

9 Seznam tabulek a grafů

Tabulka 4.2.1. Použité chemikálie	23
Tabulka 5.1.1 Vyhodnocení 1. měření respirace titračně	26
Tabulka 5.1.2 Vyhodnocení 2. měření respirace titračně	27
Tabulka 5.1.3 Vyhodnocení 3. měření respirace titračně	27
Tabulka 5.1.4 Vyhodnocení 4. měření respirace titračně	28
Tabulka 5.1.5 Průměrné hodnoty výsledků všech čtyř měření respirace titračně	28
Tabulka 5.2.1 Průměrné hodnoty tlaku (hPa) měření OxiTop po 24 hod. (I. a II.)	29
Tabulka 5.2.2 Průměrné hodnoty tlaku (hPa) měření OxiTop po 24 hod. (III. a IV.)	30
Tabulka 5.3.1 Sušina uvedená v %	30
Tabulka 5.4.1 Aktivní reakce	31
Tabulka 5.4.2 Výměnná reakce	31
Graf 5.5.1: Množství vyprodukovaného CO ₂ /hod/100 g (1.odběr 1.5.2017)	32
Graf 5.5.2: Množství vyprodukovaného CO ₂ /hod/100 g (2.odběr 29.5.2017)	32
Graf 5.5.3: Množství vyprodukovaného CO ₂ /hod/100 g (3.odběr 18.7.2017)	33
Graf 5.5.4: Množství vyprodukovaného CO ₂ /hod/100 g (4.odběr 8.9.2017)	33
Graf 5.6.1: Biouhel (1.odběr 1.5.2017)	34
Graf 5.6.2: Úhor (1.odběr 1.5.2017)	34
Graf 5.6.3: Hnůj (1.odběr 1.5.2017)	34
Graf 5.6.4: Konvence (1.odběr 1.5.2017)	34
Graf 5.6.5: Biouhel (2.odběr 29.5.2017)	35
Graf 5.6.6: Úhor (2.odběr 29.5.2017)	35
Graf 5.6.7: Hnůj (2.odběr 29.5.2017)	35
Graf 5.6.8: Konvence (2.odběr 29.5.2017)	35
Graf 5.6.9: Biouhel (3.odběr 18.7.2017)	35
Graf 5.6.10: Úhor (3.odběr 18.7.2017)	35
Graf 5.6.11: Hnůj (3.odběr 18.7.2017)	36
Graf 5.6.12: Konvence (3.odběr 18.7.2017)	36
Graf 5.6.13: Biouhel (4.odběr 8.9.2017)	36
Graf 5.6.14: Úhor (4.odběr 8.9.2017)	36
Graf 5.6.15: Hnůj (4.odběr 8.9.2017)	36
Graf 5.6.16: Konvence (4.odběr 8.9.2017)	36