

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Změna emise CO₂ z půdy po zapravení biocharu do půdních
vzorků**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Aneta Ptáčnicková

Program nebo obor studia: Technologie odpadů

Vedoucí práce: Ing. Miroslav Fér, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Změna emise CO₂ z půdy po zapravení biocharu do půdních vzorků“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Miroslavu Férovi, Ph.D. za odborné vedení práce a za potřebné rady při jejím zpracování.

Změna emise CO₂ z půdy po zapravení biocharu do půdních vzorků

Souhrn

Má diplomová práce obsahuje teoretickou a praktickou část, které společně tvoří ucelené téma půdní respirace a problematiky týkající se aplikace biocharu do půdy. V teoretické části je popsán uhlíkový cyklus, a to jak z hlediska globálního, tak v souvislosti s půdním prostředím. Práce se dále zabývá popisem uhlíkových zdrojů v půdě a s tím související půdní respirace a jednotlivé faktory, které na ni působí společně. Dále byly popsány různé metody měření půdní respirace. V další kapitole je popis biocharu, jeho výroba, vlastnosti, agronomické využití. Také je v práci popsán vliv aplikace biocharu na emisi CO₂ z půdy.

V praktické části diplomové práce jsou charakterizovány půdní vzorky, které byly odebrány všech různých odběrových lokalitách ve Středočeském kraji a v kraji Vysočina, přesněji v obcích Semice, Milčice a Humpolec. Byly odebrány jak neporušené, tak porušené půdní vzorky. Neporušené půdní vzorky sloužili pomocí standardizovaných metod ke stanovení objemové hmotnosti a celkové pórovitosti půdy. Porušené půdní byly namíchaný s různým poměrem biocharu, dále se vzorky nechaly půl roku inkubovat venku na volném prostranství. Na vzorcích se stanovily základní půdní charakteristiky a poté byly využity k experimentálnímu měření emise CO₂ z půdy při různých vlhkostech.

Hlavním cílem této diplomové práce bylo porovnat vliv aplikace biocharu na emisi CO₂ z půdy při různých hmotnostních vlhkostech u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Stanovování emise CO₂ z půdních vzorků probíhalo pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Měření každého vzorku probíhalo v uzavřeném klimatizovaném boxu za tmy, při konstantní teplotě 20 °C, bez ovlivňování vnějších vlivů přibližně 24 hodin. Hodnoty aktuální emise CO₂ se zaznamenávaly každou minutu. Naměřené hodnoty byly následně zpracovány pomocí statistického programu Statistica.

Výsledné hodnoty prokázaly odlišný průběh hodnot emisí CO₂ z půdních vzorků při různých hmotnostních vlhkostech půdy i při lišícím se obsahu biocharu ve vzorcích. Odlišné hodnoty se prokázaly i u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Aplikace biocharu do půdních vzorků měla zásadní vliv na hodnoty emise CO₂ z půdy, jejichž průběh se lišil v závislosti na vlastnostech použitých půdních vzorků.

Klíčová slova: emise půdy, biochar, půdní vlhkost, inkubace půdy

Alteration of CO₂ emissions from soil after incorporation of biochar into the soil samples

Summary

My diploma thesis contains a theoretical and practical part, which together form a comprehensive topic of soil respiration and issues related to the application of biochar to the soil. The theoretical part describes the carbon cycle, both in terms of global and in relation to the soil environment. The work also deals with the description of carbon sources in the soil and the related soil respiration and the individual factors that affect soil respiration. Next, various methods of soil emission were described. The next chapter describes the biochar, its production, properties, agronomic use. The paper also describes the effect of biochar application on CO₂ emissions from soil.

The practical part of the diploma thesis characterizes soil samples, which were taken from all different sampling localities in the Central Bohemian Region and the Vysočina Region, more precisely in the municipalities of Semice, Milčice and Humpolec. Both intact and disturbed soil samples were taken. Intact soil samples were used to determine bulk density and total soil porosity using standardized methods. The disturbed soil was mixed with different ratios of biochar, and the samples were allowed to incubate outside for half a year in field conditions. The basic soil characteristics were determined on the samples. Next soil samples were used for experimental measurement of CO₂ emissions from the soil at different soil water contents.

The main goal of this diploma thesis was to compare the effect of biochar application on CO₂ emissions from soil at different soil water content in soil samples before and after incubation. The determination of CO₂ emissions from soil samples was performed using the LCI-SD portable photosynthesis system with a chamber for measuring soil respiration. The measurement of each sample took place in a closed air-conditioned box in the dark condition, at a constant temperature of 20 ° C, without influencing external influences for approximately 24 hours. Actual CO₂ emissions were recorded every minute. The measured values were then processed using the statistical program Statistica.

The resulting values showed a different course of CO₂ emission values from soil samples at different soil moisture weights and at different biochar content in the samples. Different values were also shown for soil samples before and after incubation. The application of biochar to soil samples had a significant effect on the values of CO₂ emissions from the soil, the course of which varied depending on the properties of the soil samples used.

Keywords: soil emissions, biochar, soil moisture, soil incubation

Obsah

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | Úvod..... | 8 |
| 2 | Vědecká hypotéza a cíle práce..... | 9 |
| 3 | Literární rešerše..... | 10 |
| 3.1 | Koloběh uhlíku..... | 10 |
| 3.1.1 | Cyklus uhlíku a jeho vazba na globální oteplování..... | 13 |
| 3.2 | Půdní respirace..... | 14 |
| 3.2.1 | Faktory ovlivňující půdní respiraci..... | 15 |
| 3.2.1.1 | Biotické faktory..... | 15 |
| 3.2.1.2 | Abiotické faktory..... | 16 |
| 3.3 | Biochar..... | 18 |
| 3.3.1 | Výroba biocharu..... | 19 |
| 3.3.2 | Vlastnosti biocharu..... | 20 |
| 3.3.3 | Biochar a vztah k uhlíkovému cyklu..... | 22 |
| 3.4 | Agronomické využití biocharu..... | 23 |
| 3.4.1 | Vliv biocharu na půdní respiraci..... | 26 |
| 4 | Metodika..... | 28 |
| 4.1 | Popis místa odběru vzorků..... | 28 |
| 4.2 | Analýza půdních vzorků..... | 30 |
| 4.2.1 | Základní půdní vlastnosti..... | 30 |
| 4.3 | Míchání půdních vzorků s biocharem..... | 31 |
| 4.3.1 | Základní chemické vlastnosti..... | 32 |
| 4.4 | Inkubace vzorků..... | 32 |
| 4.5 | Emise CO₂ z půdy..... | 34 |
| 4.6 | Biochar..... | 36 |
| 4.7 | Statistika..... | 37 |
| 5 | Výsledky..... | 38 |
| 5.1 | Půdní vlastnosti vzorků před a po inkubaci..... | 39 |
| 5.2 | Emise CO₂ z půdy po inkubaci..... | 41 |
| 5.2.1 | Emise CO ₂ z půdních vzorků regozemě po inkubaci..... | 42 |
| 5.2.1.1 | Maximální hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci..... | 42 |
| 5.2.1.2 | Kumulativní hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci..... | 43 |
| 5.2.1.3 | Počáteční hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci..... | 44 |
| 5.2.1.4 | Konečné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci..... | 44 |
| 5.2.1.5 | Průměrné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci..... | 45 |
| 5.2.2 | Emise CO ₂ z půdních vzorků kambizemě po inkubaci..... | 46 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 5.2.2.1 | Maximální hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci | 47 |
| 5.2.2.2 | Kumulativní hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci.. | 48 |
| 5.2.2.3 | Počáteční hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci | 49 |
| 5.2.2.4 | Konečné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci | 49 |
| 5.2.2.5 | Průměrné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci | 50 |
| 5.2.3 | Emise CO ₂ z půdních vzorků černice po inkubaci | 51 |
| 5.2.3.1 | Maximální hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků černice po inkubaci | 51 |
| 5.2.3.2 | Kumulativní hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků černice | 53 |
| 5.2.3.3 | Počáteční hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků černice po inkubaci | 53 |
| 5.2.3.4 | Konečné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků černice po inkubaci | 54 |
| 5.2.3.5 | Průměrné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků černice po inkubaci | 55 |
| 5.3 | Statistické zhodnocení výsledků | 56 |
| 5.3.1 | Statistické zhodnocení maximálních naměřené hodnoty aktuální emise CO ₂ u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci | 57 |
| 5.3.1.1 | Maximální hodnoty aktuální emise CO ₂ půdních vzotků ze Semic před inkubací a po inkubaci | 57 |
| 5.3.1.2 | Maximální hodnoty aktuální emise CO ₂ půdních vzorků z Humpolce před inkubací a po inkubaci | 58 |
| 5.3.1.3 | Maximální hodnoty aktuální emise CO ₂ půdních vzorků z Milčic před inkubací a po inkubaci | 58 |
| 5.3.2 | Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO ₂ u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci | 59 |
| 5.3.2.1 | Kumulativní hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků ze Semic po inkubaci | 59 |
| 5.3.2.2 | Kumulativní hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků z Humpolce po inkubaci . | 60 |
| 5.3.2.3 | Kumulativní hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků z Milčic po inkubaci | 61 |
| 5.3.3 | Statistické zhodnocení průměrných hodnot emise CO ₂ u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci | 62 |
| 5.3.3.1 | Průměrné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků ze Semic po inkubaci | 62 |
| 5.3.3.2 | Průměrné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků z Humpolce po inkubaci | 63 |
| 5.3.3.3 | Průměrné hodnoty emise CO ₂ půdních vzorků z Milčic po inkubaci | 64 |
| 6 | Diskuze | 66 |
| 7 | Závěr | 70 |
| 8 | Literatura | 73 |
| 9 | Samostatné přílohy | I |

1 Úvod

Půdní respirace je v posledních dvou desetiletích jeden z klíčových procesů ekosystému, který souvisí s jeho produktivitou, úrodností půdy i s regionálními a globálními cykly uhlíku. Respiraci definujeme jako proces, při kterém dochází k výměně plynů mezi organismy a životním prostředím. V přírodě je především sledován tok oxidu uhličitého z půdy do atmosféry, který uniká skrze mikrobiální rozklad organické hmoty a kořenové dýchání. Tento proces výměny je druhým největším výměnným cyklem v celém ekosystému, hned po fotosyntéze, která je brána, jako složitý biochemický proces, díky kterému na zemi existuje život. Již nějaký čas je globální koloběh uhlíku důkladně prozkoumáván, a protože souvisí se změnou klimatu, stává se díky tomu i půdní respirace významné multidisciplinární téma, které propojuje do výzkumu mnoho věd od pedologie, ekologie, přes mikrobiologii a biochemii až po vědy zabývající se atmosférou.

Uhlík v půdách představuje důležitou globální zásobu tohoto prvku. Větší množství uhlíku vstupuje do atmosféry z půdních procesů než z antropického spalování fosilních paliv. Zvyšuje se tak celkový zájem o přesné měření a možnosti sledování půdní respirace, která souvisí s kontrolou skleníkových plynů v ovzduší a s klimatickými změnami (Luo a Zhou).

Emise oxidu uhličitého z půdního prostředí podle hmotnostního obsahu vody je velice důležité sledovat pro pochopení a předpoklady vývoje následného úniku uhlíku z půdy. Dále je to podstatné sledovat pro produkci emisí oxidu uhličitého (Yan et al. 2016).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo na základě literatury a laboratorního experimentu popsat vliv aplikace biocharu na emisi CO₂ z půdy při různých vlhkostech. Dále zhodnotit změny dat na vzorcích před inkubací a po ní. Data před inkubací jsou detailněji popsána v diplomové práci Bc. Barbory Kalkušové.

Práce se skládá z rešeršní části, která popisuje uhlíkový cyklus a zdroje uhlíku v půdě. Dále popisuje emise půdy a faktory, které ji ovlivňují. Detailnější popis faktorů se zaměřuje na vliv aplikace biocharu na půdní vlastnosti, zejména ve spojitosti s půdní respirací

Praktická část diplomové práce zahrnuje laboratorní experiment měření emise CO₂ z půdy, pro který byly vybrány tři odběrové lokality s odlišnými půdními typy a kontrastními půdními vlastnostmi. Půdní vzorky se nechali po odběru několik měsíců inkubovat na vzduchu. Pro inkubaci bylo pro každý půdní typ vytvořeno šest půdních vzorků se stupňujícím se obsahem biocharu ve vzorcích. Na každém z připravených vzorků byly naměřeny charakteristické půdní vlastnosti, například aktivní a výměnná půdní reakce, salinita půdy a její vodivost, obsah a kvalita organického uhlíku.

Samostatný experiment měření emisí CO₂ z půdních vzorků následoval po změření všech půdních vlastností. Emise CO₂ byla měřena na všech vzorcích každou minutu v uzavřeném klima boxu bez přístupu světla, za konstantní teploty 20 °C a při různých hmotnostních vlhkostech. Díky tomu došlo k prozkoumání vlivů vlhkosti a aplikace biocharu na různé půdní typy. Po změření emisí CO₂ na všech vzorcích byly vzorky znovu podrobeny měření půdních vlastností, aby byly zdůrazněny jejich změny po delším časovém období po aplikaci biocharu.

Hypotézy:

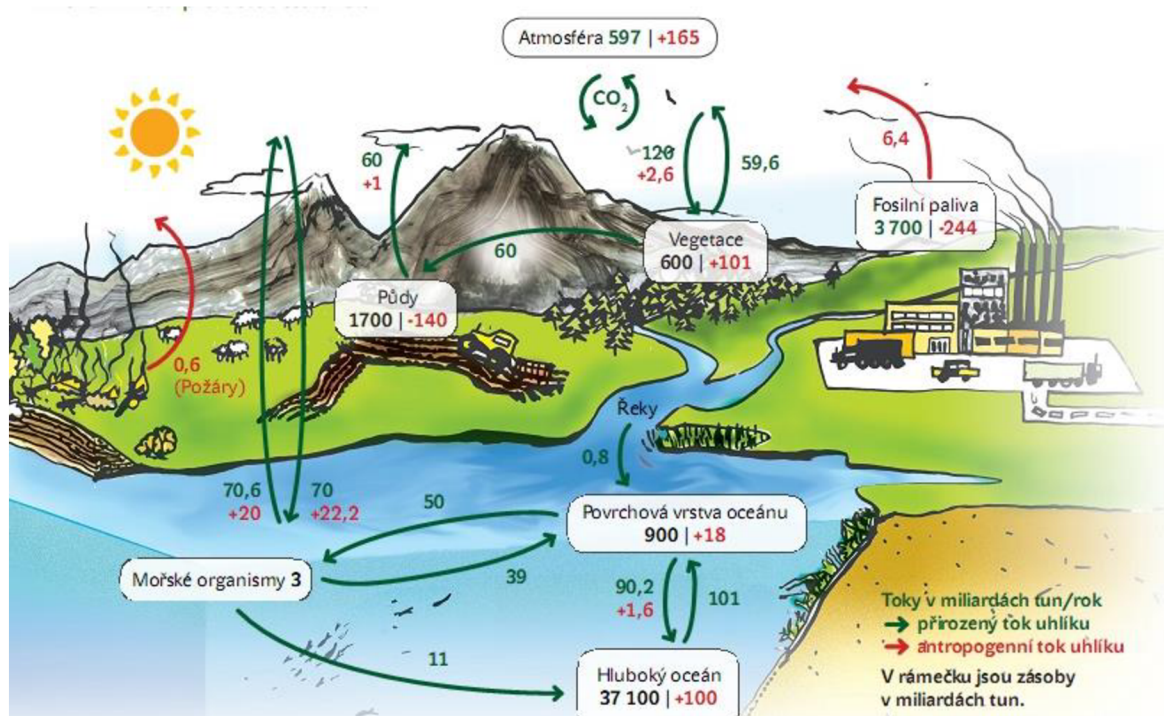
- 1) Bude odezva emise CO₂ stejná u různých půdních typů v závislosti na různé vlhkosti půdy?
- 2) Bude rozdíl v emisi CO₂ z půdy při měření ihned po zapravení biocharu do půdy a po několika měsíční inkubaci?

3 Literární rešerše

3.1 Koloběh uhlíku

Koloběh uhlíku je biochemickým procesem výměny uhlíku mezi základními složkami na Zemi, kterými jsou především biosféra, litosféra, hydrosféra a atmosféra. Při pohledu na Zemi jako na systém, mohou být tyto 4 zemské sféry označovány jako rezervoár uhlíku, jelikož jsou brány jako skladiště velkého množství uhlíku. Cyklus uhlíku je děj, který nazýváme *carbon flux*, z angličtiny přeloženo jako tzv. tok uhlíku, ve kterém dochází k přesunu uhlíku mezi jednotlivými složkami na Zemi (Globe 2009). Celý proces, po odečtení antropogenně vzniklé části uhlíkového toku, je stabilní (Schimel et al. 2005; Globe 2009). Jednotlivé složky mohou mít výdej uhlíku menší, než je jeho příjem, v tom případě hovoříme o propadu. Pokud je výdej uhlíku vyšší, než příjem nazýváme konkrétní složku zdrojem uhlíku (Globe 2009).

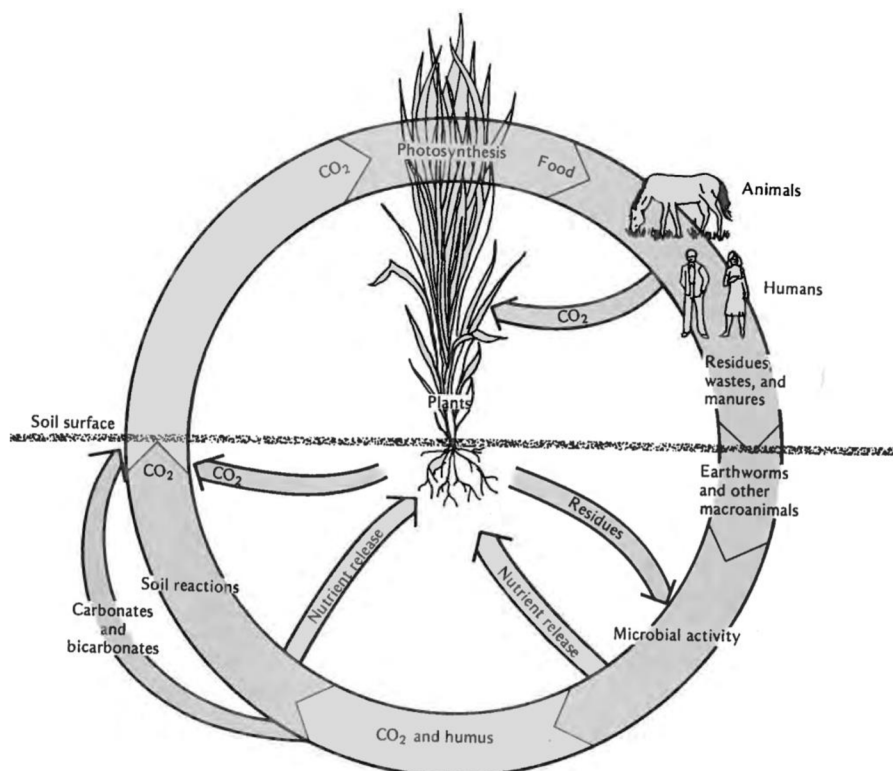
Největší množství uhlíku se nachází v horninách v zemské kůře. Další formy uhlíku jsou uloženy jako uhlovodíky, které se vytvořily během let z odumřelých organismů za vysokých teplot a tlaku, obecně je nazýváme fosilní paliva (Michal et al. 2011). Druhou největší zásobárnou uhlíku jsou oceány. Uhlík je uložen ve velkých hloubkách ve formě rozpuštěného anorganického uhlíku již několik let. Menší množství je uloženo na hladině oceánů. Tento uhlík je snadno vyměnitelný mezi oceánem a atmosférou pomocí fyziologických procesů (jako je rozpouštění CO_2 ve vodě) a biologických procesů (jako je růst, odumírání a rozklad planktonu) (Michal et al. 2011). V atmosféře je uhlík obsažen ve sloučeninách, jakými jsou např. oxid uhličitý (CO_2), methan (CH_4) a další. I když je uhlíku v atmosféře nejméně ze všech složek na Zemi, přesto je velmi důležitý, neboť má vliv na skleníkový efekt a klima (Michal et al. 2011). V suchozemském ekosystému se uhlík vyskytuje převážně v organické formě. Nejvíce je obsažen v tělech rostlin, v půdě v menším množství v mikroorganismech (Michal et al. 2011). Schéma uhlíkového toku je zobrazeno na Obrázku 1.



Obrázek 1 – Koloběh uhlíku v přírodě (Holan J. 2021)

Přírodní koloběh uhlíku je znázorněn na Obrázku 1 zelenými šipkami. Jeho součástí jsou výměnné děje prvku mezi atmosférou, oceány, půdou a rostlinnými společenstvy. Rostlinami je uhlík přijímán ve jako sloučenina oxidu uhličitého pomocí fotosyntézy. Rozkladem organických zbytků, nebo lesními požáry. V oblasti vody, jsou plyny vyměňovány především prostřednictvím povrchů oceánů. Uhlík je pomocí biologického čerpání a cirkulací oceánů zabudováván do mořských organismů, a tak se dostává do potravního řetězce. Naopak na povrchu je uhlík i s ostatními prvky transportován do stmfosféry pomocí transpirace (Post et al. 1990). Antropogenní vlivy koloběhu uhlíku jsou na Obrázku 1 vyznačeny červenými šipkami. Lidská činnost do atmosféry vypouští uhlík a jiné prvky především spalováním fosilních paliv, průmyslovou činností, dopravou, požáry a intenzivním zemědělstvím. Již od průmyslové revoluce má člověk významný vliv na globální koloběh uhlíku (Post et al. 1990).

Uhlík je důležitou složkou atmosféry, sice je v ní obsažen v malém množství, ale je součástí velkého planetárního cyklu, ve kterém uhlík koluje mezi třemi hlavními zásobníky a během toho dochází k přeměnám jeho chemických forem, které jsou zobrazeny na Obrázku 2 (Brady & Weil 1984).



Obrázek 2 – Schéma uhlíkového cyklu, změny chemických forem (Brady & Weil 1984)

Obrázek 2 znázorněje změnu chemických forem uhlíku v cyklu v globálním měřítku. Uhlík je rostlinami přijímán v podobě oxidu uhličitého, ty ho pomocí sluneční energie přeměňují na organické sloučeniny, dochází tzv. fotosyntéze. Energie z rostlinných a živočišných produktů jsou získávány vyššími organismy včetně člověka. Část organických molekul v podobě zbytků a odpadů jsou do půdy navraceny zvěří, nebo přímo asimilací rostlin. Tento zdroj energie je využit přímo kořeny rostlin, uhlík v podobě oxidu uhličitého putuje skrze jejich průduchy přímo do atmosféry. Pomocí makroorganismů a mikroorganismů jsou zbylé organické molekuly štěpeny na živiny potřebné pro rostliny a stabilnější produkty jako jsou oxid uhličitý či humus. Dále v cyklu uhlík pokračuje ve formě oxidu uhličitého, ten se uvolňuje do atmosféry, kde je opět k dispozici asimilaci rostlinám. Tento obrázek znázorňuje důležitost uhlíku v transformaci energie mezi jednotlivými živočišnými druhy a prostředím (Brady & Weil 1984).

Uhlík jako prvek je stavební složkou všeho živého na zemi. Říkáme mu stavební kámen života společně s dalšími prvky, mezi které řadíme kyslík, vodík, dusík, vápník a fosfor. Právě uhlík hraje nejdůležitější roli pro život se spojením s jinými prvky. Vznikají sloučeniny potřebné pro život, jako jsou tuky, bílkoviny a cukry. Veškeré vyjmenované formy uhlíku, tvoří dohromady skoro polovinu z celkové suché hmoty živých věcí na Zemi (Globe 2009). Jeho cyklus je velice komplexní, spojuje jednotlivé složky Země (voda, půda, vzduch) a propojuje všechny organismy. Narušením jeho kontinuity by předcházelo katastrofě pro všechny živé organismy (Brady & Weill 2005).

3.1.1 Cyklus uhlíku a jeho vazba na globální oteplování

Koloběh uhlíku má obrovský efekt na správné fungování a udržování takového stavu planety, kde jsou příznivé podmínky pro život na Zemi v dnešní formě, tedy i pro blahobyt člověka. Koloběh uhlíku hraje klíčovou roli při regulaci klimatu Země tím, že určuje koncentraci oxidu uhličitého v atmosféře (GLOBE 2012).

Některé uhlíkové cykly uvolňují do atmosféry více uhlíkového plynu tzv. skleníkového plynu, který zahřívá klima Země, což vede ke globálnímu oteplování (Kurtis 2020). Skleníkové plyny nejsou tvořeny pouze oxidem uhličitým, ale také vodní párou, metanem, oxidem dusným, ozónem a vyznačují se tím, že absorbují dlouhovlnné infračervené záření (Nátr 2006). Každý plyn je specifický, díky svým chemickým vlastnostem. Rozdíly jsou v množství zachytávání tepla a setrvačnosti v atmosféře (Zielinski 2018). Príchodem průmyslové revoluce se rozšířilo další plyny zejména freony – chlorované fluorovodíky, které ve své molekule obsahují atomy vodíku, fluoru a chloru (Nárt 2006). Před průmyslovou revolucí se obsah oxidu uhličitého v atmosféře pohyboval na pomezích 280 ppm. V roce 2007 byly naměřeny jeho hodnoty o 110 ppm vyšší, tedy 390 ppm. Ročně se množství oxidu uhličitého v atmosféře zvýší cca o 0,5 %. Největším viníkem je lidská činnost prostřednictvím těžby a výroby energie z fosilních paliv (Archer 2010). Dalšímu navýšování oxidu uhličitého v půdě přispívá rozkladu organické hmoty ze světových půd (Brady & Weil 2008).

Fosilní paliva se primárně skládají z uhlíku a vodíku. Při jejich spalování dochází k uvolnění kyslíku, který se následně kombinuje s uhlíkem za vzniku CO_2 a s vodíkem za vzniku vody H_2O (Eia 2019). Což vede k funkčním změnám suchozemských ekosystémů (například vypalování lesů a zábory půdy) (Schimel et al. 2005). Přesun uhlíku z atmosféry do suchozemských a oceánských rezervoárů je velice zdoluhavý, a zároveň vlivem lidské činnosti i nesnadný, protože se zvyšuje koncentrace uhlíkových sloučenin v atmosféře. To neodvratitelně vede k dlouhodobé změně stability cyklu a zvyšování prvků a sloučenin, zejména pak oxidu uhličitého v atmosféře (Schimel et al. 2005).

Oxid uhličitý a další skleníkové plyny mají schopnost pohlcovat dlouhovlnné záření, které vyzařuje země skrz atmosféru do vesmíru. Po pohlcení část tohoto záření putuje zpět k zemskému povrchu, čímž dochází k dlouhodobému snížení odvodu tepla z atmosféry (Sawyer 1972). Zvýšený obsah dalších skleníkových prvků je samozřejmě též vlivem lidské činnosti. Hlavním zdrojem methanu jsou anaerobní rozklady v mokřadech, skládky, chov skotu, spalování biomasy, či těžba a zpracování ropy, ze kterých se při manipulaci uvolní 90 – 95 % methanu do atmosféry (HARVEY, 2000). Methan pohlcuje 20krát více dlouhovlnného infračerveného záření než CO_2 , doba setrvání v atmosféře se odhaduje na 12 let. Dalším prvkem je dusík. Za posledních 150 let se desetinásobně zvýšil jeho obsah v atmosféře a předpokládá se s dalším nárůstem až o trojnásobek oproti roku 2000 (Galloway & Cowling 2002).

Výrazné zvýšení dusíku v atmosféře, bude mít vliv na změnu globálního prostředí, což může časem ovlivnit půdní cyklus uhlíku. Vliv dusíku na půdní respiraci bude více přiblížen v následující kapitole „RESPIRACE“ (Luo & Zhou 2006; Zhong et al. 2016).

3.2 Půdní respirace

Respirace je slovo odvozené z latiny *spirare*, což v překladu do češtiny znamená dýchat. Právě předpona *re*, dává slovu význam opakovanost, cykličnost. Tedy doslovný překlad respirace znamená opakované dýchání a je spojováno s výměnou plynů mezi živými organismy a prostředím (Luo & Zhou 2006).

Půdní respirace je nedílnou součástí uhlíkového koloběhu, je spojována s nutričními procesy a zároveň zastává důležitou pozici v regulaci koncentrace CO₂ v atmosféře, čímž má podstatný vliv na dynamiku zemského klimatu. Dále půdní respirace představuje druhý největší tok CO₂ mezi atmosférou a terestrickými ekosystémy (Luo & Zhou 2006). Respiraci můžeme dělit na dýchání autotrofních a heterotrofních organismů. Dále ji můžeme dělit na CO₂ odvozené od rostlin a na CO₂ odvozené z rozkladu neživé organické hmoty mikroorganismy (Trumbore 2006). Metodologicky jsou v terénu tyto procesy takřka neoddělitelné (Hanson et al. 2000). Představuje zhruba polovinu z celkově uvolněného uhlíku z půdního ekosystému. U mikroorganismů hovoříme o tzv. heterotrofní respiraci a u rostlinného dýchání o autotrofní respiraci. Právě heterotrofní respirace tvoří cca 66 % z celkové respirace nelesních ekosystémů (Hanson et al. 2000). Jednotlivé složky respirace rozdílnými podíly ovlivní faktory jako je vlhkost, teplota a míra fotosyntézy. Například heterotrofní respirace se může důsledkem vysoké teploty a nízké vlhkosti během letních měsíců snížit, oproti tomu autotrofní respirace na změny těchto faktorů reaguje mírněji (Zhou et al. 2007).

Heterotrofní respirace je především ukazatelem dostupnosti rozložitelného uhlíku v půdě pro rozkladače, jakou jsou bakterie a houby (Globe 2009). Dále je pevně spjata s cykly dusíku, síry a fosforu. Během rozkladu opadu dochází ke zvýšené koncentraci dusíku, fosforu a síry oproti tomu uhlík je prodýcháván. Ostatní živiny jsou vázány v mikrobiální biomase (Luo a Zhou 2006). Autotrofní respirace je dána aktivitou rostlin. Závisí na objemu biomasy kořenů a dostupnosti karbohydrátů z nadzemních částí rostlin (Globe 2009; Zhou et al. 2007). Tento typ respirace závislý na mnoha faktorech (vnější podmínky, typ půdy a vegetačního pokryvu). Podíl na produkci oxidu uhličitého se odhaduje něco mezi 10 % a 90 % (Hanson et al. 2000). U kořenové špičky je produkce CO₂ nejintenzivnější (Eshel & Beeckman 2013). Autotrofní respirace je spojena s fotosyntézou, ale jejich přesný vztah není znám (Faimon & Lang 2018). Při fotosyntetickém procesu je uhlík v CO₂ přeměněn na organické látky. Ty jsou po čase (po průchodu tzv. potravním řetězcem) rozkládány respirací zpět na CO₂. V průběhu procesu přeměny se část uhlíku váže v půdě ve formě humusu, kde se posléze také rozkládá, vzniká CO₂, a tak doplňuje uhlíkové zásoby v atmosféře. Z půdní plochy 1 ha se do atmosféry průměrně denně uvolní 25 – 30 kg, maximálně 100 kg CO₂. Menší množství CO₂ reaguje za vzniku H₂CO₃ a uhličitánů a v této formě se z půdy vymývá (Šimek 2003).

O kvantifikaci a kvalifikaci autotrofních a heterotrofních respiračních procesů se ve své práci pokusili Carbone et al. (2008), Kuzyakov (2006), Kuzyakov a Larionová (2005) a Kuzyakov a Gavrichková (2010), viz Tabulka 1.

Tabulka 1 - Celkový tok CO₂ z půd, upraveno podle: Kuzyakova (2006) a Kuzyakova a Gavrichkové (2010)

| | | | | | | |
|--------------------------------------|--|--|--|--|-----------------------------|-------------|
| Řídící faktor | Atmosférická teplota a vlhkost v půdě | | | | | Fotosyntéza |
| | POH odvozený CO ₂ - bazální respirace | POH odvozený CO ₂ - "priming efekt" | Mikrobiální degradace odumřelých částí rostlin | Rhizomikrobiální respirace | Respirace kořeny rostlin | |
| Typy zdrojů CO ₂ v půdách | - | | | CO ₂ odvozený od kořenů rostlin | | |
| | POH – odvozený CO ₂ | | CO ₂ odvozený od rostlin | | | |
| | - | CO ₂ odvozený od rhizosféry | | | | |
| | Heterotrofní respirace mikroorganismů | | | | Autotrofní respirace | |
| | Celkový tok CO₂ z půd | | | | | |

3.2.1 Faktory ovlivňující půdní respiraci

Půdní respirace je ovlivněna velkým množstvím biotických (živých) i abiotických (neživých) faktorů. Biotické faktory závisí na přítomnosti živých organismů, abiotické faktory naproti tomu závisí na neživých podmínkách okolí (Zhong et al. 2016).

3.2.1.1 Biotické faktory

Mezi biotické faktory řadíme například index listové plochy, množství kořenových tekutin, hodnotu fotosyntézy, nebo strukturu komunity mikroorganismů (Zhong et al. 2016).

Respirace díky autotrofním organismům úzce souvisí s druhem rostlin, jejich kořenovou biomasou a celkovou produktivitou konkrétního ekosystému. Lesní ekosystémy se vyznačují největší kořenovou biomasou, proto je právě vliv tohoto druhu respirace podstatně větší, než u travních ekosystémů (Luo & Zhou 2006). Tento názor se rozporuje s prací Raich & Tufekcioglu (2000), kteří v několika studiích sledovali půdní respiraci vyšší u travnatých ekosystémů, někdy s rozdílem až o 20 %. Tato neschoda může být vysvětlena zadržováním uhlíku ve dřevě v lesních oblastech, oproti tomu v travnatých ekosystémům putují produkty fotosyntézy pravděpodobně rovnou do atmosféry bez zadržení.

Kořenová respirace úzce souvisí s druhem a stářím rostliny, což ovlivňuje přenos nutrientů ke kořenům. V nadzemních částech půdy obzvláště pak v podmínkách s větší mírou slunečního záření je poměr kořenové biomasy menší, než je tomu v půdách chudých na živiny a vodu (Rogers et al. 1996). Mikrobiální respirace, tedy respirace heterotrofy je snížena především o množství dostupného uhlíku uvolňovaného kořenovými exudáty (Luo & Zhou 2006).

Respirace půdy úzce souvisí i s vegetačními typy. Největší míra respirace je naměřena v biomech s vysokou teplotou i vlhkostí, naopak nejmenší míra respirace je naměřena v chladných a suchých oblastech. Pouště a tundry jsou tedy nejmenším zdrojem, co se týče emisí plynů z půdy, opakem jsou tropické lesy, tam je emise plynů nejvyšší (Raich & Schlesinger 1992). Hodnoty půdní respirace mohou být odlišné v závislosti na prostorovém rozmístění organického uhlíku v půdním profilu (Fér et al. 2018).

3.2.1.2 Abiotické faktory

Teplotu a vlhkost řadíme mezi hlavní abiotické faktory (Zhong et al. 2016). Ze studií vyplývá, že právě 70 % z celkové roční produkce oxidu uhličitého je připisováno právě těmto dvěma faktorům (vlhkosti a teplotě) (Tesařové & Glosera 1976).

3.2.1.2.1 Vliv vlhkosti na půdní respiraci

Jedním z hlavních faktorů ovlivňujících půdní respiraci, a tak produkci CO₂, je vlhkost. Někdy o vlhkosti hovoříme jako o pórovém systému, který se vyznačuje tím, že má veškeré póry plně nasyceny vodou. Při vyšším obsahu vody v půdě, dochází k nárůstu koncentrace CO₂ a tím se zvyšuje i jeho produktivita. K největším rozdílům hodnot CO₂ nastává v oblastech, kde dochází ke kombinaci sucha a dešťů, tedy v oblastech tropického pásu, kde za stálých teplot lze jednoznačněji sledovat vlhkosti půdy na produkci a zároveň koncentraci CO₂ (Hashimoto et al. 2006).

Omezená dostupnost a transport u organického uhlíku, nastává při nižších vlhkostech, v době, kdy se sníží propojenost vody a pórů. Při plném nasycení půdy vodou zas dochází ke snížení rychlosti difuze půdy, což vede i ke snížení efektivnosti. V této chvíli se přeměňují aerobní podmínky na anaerobní. Tento proces je nebezpečný pro aerobní organismy (Yan et al. 2016). S nárůstem obsahem vody v půdě, roste i emise oxidu uhličitého do doby, než je voda v pevné části ideální pro mikrobiální aktivitu. Tento bod se pro jednotlivé půdní typy liší. Po překročení bodu nasycení půdy vodou se začne emise snižovat, to má za následek nárůst anaerobních podmínek v půdě, což inhibuje i činnost aerobních mikroorganismů (Xu et al. 2004; Moyano et al. 2012; Fér et al. 2018). Několik studií proběhlo pomocí rentgenové počítačové tomografie, která sledovala a zaznamenávala složení pórů v půdě. Tyto hodnoty se zprůměrovávaly, pomocí výsledků efektivitě respirace a vlivů obsahu vody v půdě. Efektivita respirace stoupá při přidání vody, ale čím je půda vlhčí, tím se začne opět efektivita snižovat. Při plném nasycení půdy vodou, maximální naměřené hodnoty vykazovaly 0,75 cm. Později byla tato hodnota prokázána i pomocí laboratorního pozorování (Yan et al. 2016). Dále bylo zjištěno, že půdní eroze má velký vliv na změnu obsahu organického uhlíku v půdě, a také na změny půdních vlastností. Půdní eroze zapříčiňuje i ukládání půdního materiálu na geomorfologicky odlišná místa. Což může vést ke změnám respirace (Fér et al. 2018).

3.2.1.2.2 Vliv teploty na půdní respiraci

Dalším environmentálním faktorem, který ovlivňuje rozklad organických látek v půdě a produkci skleníkových plynů je teplota (Kirshboum 1995, 2006). Bylo zjištěno, že mikrobiální aktivita úzce souvisí s teplotou. Některé druhy mikroorganismů jsou aktivní při nižších teplotách kolem 0 °C. Jiné pro svou aktivitu vyhledávají chladnější prostředí, např. pod sněhovou pokrývkou (Sommerfeld et al. 1993). Rozdílné hodnoty teplot ovlivňují rychlost rozkladu organické hmoty a emise skleníkových plynů (Happell & Chanton 1993; Conrad 1996).

Klimatické změny, převážně myšleno oteplování má velký vliv na emise CO₂ z půdy. Řady studií poukazují na to, že nastává tzv. globální oteplování. Tento děj nastává důsledkem vyšších klimatických teplot, což vede ke snížení zásoby uhlíku. Jednoduše lze říct, že čím máme vyšší teplotu, tím více se uvolňuje oxidu uhličitého. Pokud chceme udržet míru oteplení na hodnotě 1,5 °C, musíme snížit celkové množství emise CO₂ do konce staletí. Požadované množství emisí do budoucna nazýváme „uhlíkový rozpočet“ (Millar et al. 2017). Další průzkumy podle Shuai et al. (2018) prokázaly, že může dojít ke snížení celkového uvolnění CO₂ v rámci globálního oteplování, pomocí tvýšeného podílu kyselých depozic a atmosférického dusíku v půdě. Podle Mörner & Etiope (2002) je celosvětově významné množství CO₂ uvolňováno do do atmosféry klidným odplyněním sopek a difúzním odplyněním půdy z vulkanických geotermálních systémů. Tedy lze říct, že oteplování půdy vede ke ztrátám uhlíku z půdy (Jerry et al. 2011). Další studie tvrdí, že obnovením zásob uhlíku v zemědělských půdách, by mohlo dojít ke snížení emisí oxidu uhličitého. Toho lze dosáhnout při snížení heterotrofního dýchání, nebo při zvýšeném vstupu C v půdě (Paustian et al. 2002).

Ve střední a jižní pouštní oblasti Severní Ameriky bylo prokázáno, že se snižuje obsah uhlíku. Tento experiment trval celých 100 let, kdy bylo postupem času vidět, jak se trávník pomalu přeměňuje na savanu. Oblast má nedostatek srážek, tím pádem dochází ke snížení uvolňování čistého CO₂ z půdy do atmosféry. Celoroční období sucha má hlavní příčinu ve ztrátě uhlíku. Ztráta respirace je v letních obdobích převýšena fotosyntetickým ziskem. K největší roční ztrátě uhlíku vedla zvýšená letní respirace, neopak chladná zimní období, zapříčinila snížení absorpce jarního uhlíku. Uhlíková distribuce byla v podstatě neutrální, i když byly celoroční srážky v dlouhodobě v průměru (Scott et al. 2009).

3.2.1.2.3 Vliv dusíku na půdní respiraci

Dusík je důležitou součástí mnoha buněk a látek, jakými jsou např. aminokyseliny, bílkoviny, nukleové kyseliny nebo chlorofyl. Dále hraje nepostradatelnou roli při tvorbě biomasy. Dále je to jeden z nejdůležitějších prvků v celém ekosystému.

Půdní respirace hraje významnou roli v regulaci koncentrace atmosférického CO₂, což odráží ze zemského povrchu tok oxidu uhličitého do atmosféry. Obsah reaktivního dusíku (N) se se působení antropogenní činnosti za posleních 150 let více jak desetinásobně zvýšil. Největším postrachem jsou dusíkatá hnojiva, které jsou hojně využívána při intenzivním hnojení v zemědělství. Kvůli tomu se předpokládá dvojnásobné, až trojnásobné zvýšení

koncentrace dusíku v atmosféře (Galloway & Cowling 2002). Zvýšeným množstvím dusíku v atmosféře se předpokládá zhoršení klimatických podmínek, především tzv. globálního oteplování. Bylo zjištěno, že částečně bude ovlivňovat i podzemní koloběhy uhlíku (Luo & Zhou 2006). Pro pochopení globálního toku uhlíku, je velmi důležité se soustředit a reakce půdní respirace po přidání dusíkatých látek (Zhong et al. 2016). Kvůli těmto hrozbám vznikly mnohé vědecké studie, které se hodnotí půdní respirace po přidání dusíkatých látek. Bohužel se z výsledků nedalo jednoznačně nic určit, protože výsledky nebyly dostatečně zřetelné. Při pozorování experimentů bylo zjištěno, že se půdní respirace zvýší (Shao et al. 2014), či sníží (Ramirez et al. 2010), nebo se změní výsledky (Deng et al. 2010).

Větší množství dusíku může zvýšit fotosyntetickou kapacitu rostlin, tím, že akumuluje více asimilačních produktů, což má za následek větší růst rostlin. Celková fotosyntéza rostlin se sníží po příliš hojně aplikaci dusíku, kdy dochází k poškození fotosyntetických orgánů (Evans 1983; Shangguan 2000). Chronické vstupy do půdy mohou způsobit acidifikaci tzv. okyselení půd. Tato reakce se vyznačuje nahromaděním toxických sloučenin, které inhibují mikrobiální aktivitu v půdě (Guo et al. 2010).

3.3 Biochar

Biochar, česky známý jako biouhel neboli dřevěné uhlí určené pro aplikaci do půdy. Dále známý jako produkt bohatý na uhlík, který se získává tepelným rozkladem organického materiálu jako je dřevní či rostlinná biomasa, hnůj nebo digestát (Marchetti et al. 2013), za vysokých teplot bez přístupu vzduchu. Zvolení vhodné biomasy na výrobu biocharu je závislé na chemických, fyzikálních, environmentálních i ekonomických a logistických faktorech (Verheijen et al. 2010). Stejně jako dřevěné uhlí, je pevná hořlavá látka, které vyžaduje pečlivé zacházení. Podle klasifikačního systému o nebezpečném zboží OSN (používaného k regulaci přepravy a manipulace s potenciálně hořlavými materiály) mají obě látky sklony ke spontánnímu vznícení. Tedy, že se umí samovolně zahřívat, když jsou vystaveny vzduchu (Brewer & Brown 2012).

Tato klasifikace pravděpodobně vychází z testování čerstvě pyrolyzovaných materiálů, které ještě nebyly povrchově oxidovány. Když jsou takové uhlíky poprvé vystaveny kyslíku ve vzduchu, dochází k relativně rychlé povrchové oxidaci, která uvolňuje malé množství tepla, což katalyzuje další oxidace (a více tepla), a to může způsobit vznícení uhlíku (Brewer & Brown 2012). Dřevěné uhlí se od Biocharu liší využitím. Používá se jako palivo pro výrobu tepla, nebo jako filtr či regulační činidlo při výrobě železa, nebo barviv v průmyslu a umění (Lehmann & Joseph 2015). Za to biochar je porézní materiál, který se využívá především k úpravě půd. Umí zadržet vodu a živiny v půdě, které rostliny využívají během svého růstu.

Biochar má mnoho definic. Například Lehmann & Joseph 2009 popisují biochar jako: Produkt bohatý na uhlík získávaný zahříváním biomasy, jako je dřevo, hnůj nebo listy, v uzavřené nádobě s malým nebo žádným přístupem vzduchu. V roce 2012 ho International Biochar Initiative (IBI) popisuje, jako pevný materiál získávaný z termochemické přeměny biomasy v prostředí s omezeným obsahem kyslíku. A dle studie Shackley et al. 2012 se jedná

o porézní uhlíkatou látku vyrobenou tepelně-chemickou přeměnou organických materiálů bez přístupu kyslíku, která má fyzikálně-chemické vlastnosti vhodné pro bezpečné a dlouhodobé skladování uhlíku v životním prostředí. Podle provedených výzkumů se prokázalo, že větší část dřevěného uhlí, která vznikla přirozeně při lesních požárech zůstávají v půdě mnohonásobně delší dobu oproti většině půdní organické hmoty, a to až několik tisíc let (Steiner et al. 2008). Z toho lze usoudit, že se aplikací biocharu předpokládá dlouhodobé zadržení uhlíku v půdě.

Pro biochar je velmi důležité znát zásadní studie o jeho stabilitě v životním prostředí, a taky jeho účinky na půdní vlastnosti, protože jeho aplikace do půdy je nevratná (Steiner et al. 2008; Verheijen et al. 2010; Lehmann et al. 2015). Největší výhodnou vlastností biocharu je právě jeho pomalá schopnost se rozkládat. Proto nese po aplikaci do půdy důsledky globálního uhlíkového cyklu (Steiner et al. 2008). Posledních pár desetiletí je biochar zkoumán kvůli možnosti uhládání uhlíku do půdy. Dále v půdě působí jako hnojivo tzv. organická pomocná látka. Již ve starých kulturách, byla prokázán jeho kladný vliv na výnosy plod, v dnešní době to studie jen potvrzují (Glaser et al. 2002). Bohužel účinek biocharu na mikroorganismy je prozkoumán velmi zřídka (Steinbess et al. 2009).

3.3.1 Výroba biocharu

Biochar se získává tepelným rozkladem organického materiálu jako je dřevní či rostlinná biomasa, hnůj nebo digestát (Marchetti et al. 2013). Dále je možno k přípravě biouhlu užít to pevné i potravinářské odpady. (Ahmed et al. 2016). Rozklad organického materiálu se provádí pyrolýzou, což je thermochemický proces. Vstupní materiál je vkládán do reaktoru, kde se postupně zahřívá a následně rozkládá na elementární molekuly plynu, oleje a pevné zbytky – biochar. Vzniklé jednodušší produkty jsou hojně využívány jako biopaliva. Biochar dokonce díky svým určitým specifickým vlastnostem je užíván i jako půdní aditivum (Břendová et al. 2015).

Při pyrolýze společně s biocharem vznikají produkty nedokonalého spalování, které v sobě nosí hořlavé plyny (zejména se jedná o H_2 , CO , CH_4) a kondenzující podíl. Plyny, které vzniknou se mohou dále využít k výrobě biocharu jako zdroj tepla, nebo jsou využity jako obnovitelné palivo, tzv. syngas. Produkty, které vznikají v kapalně formě jsou po kondenzaci využívány jako biooleje. Podle rychlosti procesu, se pyrolýza dělí na dvě kategorie, a to na rychlou pyrolýzu a pomalou pyrolýzu (Steiner et al. 2008; Ahmed et al. 2016). Podle rychlosti ohřevu a finální teploty rozlišujeme pyrolýzu na rychlou a pomalou. Při rychlé pyrolýze dochází k rychlému nárůstu tepla, krátkému zdržení v reaktoru a vysoké finální teplotě (1200 °C). Vzniká nejvíce pyrolytického oleje 60–75 %, biouhlu 15–25 %, pyrolýzního plynu je 10–20 %. Pomalá pyrolýza se vyznačuje pomalým nárůstem teploty, delším zdržením v reaktoru a nižší finální teplotou (800 °C). Tento proces se vyznačuje vznikem nejvyššího podílem biouhlu 35–40 %, oleje 30 % a plynu 30 % (Mohan et al. 2006). Vedle pyrolýzy je možno biochar vyrobit procesem zplyňováním, torefakcí nebo hydrotermální karbonizací (z níž je někdy finální produkt nazýván hydrochar) (Ahmed et al. 2016). Proces karbonizace se vyznačuje pozvolným teplem ohřevu. Tento děj se využívá spíše pro výrobu biooleje, pevných paliv nebo syngasu,

proto je známo velice málo údajů o kvalitě výsledného biocharu. Stejně tomu tak je i při torefakci nebo zplyňování (Ahmed et al. 2016). Vyjma pyrolýzy je možné biochar vyrobit zplyňováním, torefakcí nebo hydrotermální karbonizací (z níž je někdy finální produkt nazýván hydrochar).

Přiblížení termochemických metod používaným k výrobě biocharu je v Tabulce 2.

Tabulka 2 - Souhrn termochemických procesů používaných pro výrobu biocharu, upraveno dle Ahmed et al. 2016

| proces | rozsah teplot (°C) | (výtěžnost %) | doba zdržení |
|---------------------------|--------------------|---------------|------------------|
| pomalá pyrolýza | 100 – 1000 | 15 – 40 | minuty – hodiny |
| rychlá pyrolýza | 300 – 1000 | 10 – 25 | minuty - sekundy |
| torefakce | 200 – 300 | 61 – 77 | sekundy - hodiny |
| zplyňování | 700 – 1500 | 10 | sekundy – minuty |
| hydrotermální karbonizace | 175 – 300 | 30 - 72 | 30 min – 16 hod |

V Tabulce 2 je znázorněno rozsah teplot, při kterých dochází k procesu výroby biocharu, dále je vidět i výtěžnost jednotlivých metody a doba zdržení materiálu u zdroje tepla.

Vlastnosti biocharu jsou ovlivněny vstupní biomasou, která je složena ze tří hlavních strukturních složek, jako je lignin, celulóza, hemicelulóza a dalšími vedlejšími složkami, zejména extrakčními látkami a anorganickými sloučeninami. Jednotlivé složky biomasy se vyznačují ojedinělými teplotními vlastnostmi. Ze tří základních složek, se lignin rozkládá při nejvyšších teplotách, hemicelulóza naopak při nejnižších (Bridgwater et al. 1999). Pyrolýza biomasy probíhá řadou komplexních souběžných i po sobě jdoucích reakcí (Shafizadeh 1982).

3.3.2 Vlastnosti biocharu

Po samostatné výrobě biocharu, je klíčové určit jeho charakteristické vlastnosti, z nich lze zjistit i následné využití konkrétního produktu. Biochar se nedá přesně definovat, protože jeho chemické i fyzikální vlastnosti jsou ovlivněny vstupními materiály a průběhem pyrolýzy. Ale obecně lze říct, že se jedná o produkt, který obsahuje až 90 % uhlíku. Dále se jedná o materiál složený z aromatických sloučenin, které jsou charakterizované šesti atomy uhlíku a ty se vyznačují inhibicí rozkladu půdy. Takto složité sloučeniny využívají mikroorganismy jen minimálně a s obtížemi (Rosa et al. 2007). Kvalita výsledného biocharu je zejména ovlivněna výrobní teplotou (Méndez et al. 2013; Pohořelý et al. 2019). Proto je podstatné, aby teplota při pyrolýze nebyla nízká, dochází k poklesu produkce biocharu. Vhodná není ani příliš vysoká teplota, může nastat únik funkčních skupin včetně samostatného uhlíku. Teplota při pyrolýze,

ovlivňuje i chemické složení výsledného produktu, jeho pH, náboj a stabilitu (Mulabagal et al. 2015).

Podle teplot, při kterých pyrolýza probíhá můžeme finální biochar rozdělit do tří skupin. V první kategorii vzniká biochar s nejvyšší výtěžností, při teplotách do 400 °C tzv. nízko teplotní biochar, který se vyznačuje nejmenší stálostí v půdě, nízkým pH a hydrofobicitou která je zapříčiněna vysokým podílem alifatických skupin v biocharu. Tento typ biocharu má malý povrch se zanesenými póry dehtem, které mimo jiné obsahují i ropustný uhlík, která je zdrojem živin pro půdní mikroorganismy. Opakem je vysoko teplotní biochar, který se vyrábí při teplotách vyšších než 600 °C. Vyznačuje se dlouhodobou stálostí v půdě, vyšším pH, velkým specifickým povrchem s podstatně menší koncentrací funkčních skupin, než tomu bylo u nízko teplotního biocharu. Po složitějších úpravách, které slouží i s technologií vzniká kvalitní produkt, ale nastávají ekonomické potíže. Poslední kategorie biocharu se vyrábí při středních teplotách kolem 500 °C. Dříve byl mezi prvními dvěma variantami brán jako kompromis, ale nemá žádné výhody (Pohořelý et al. 2019).

Důležitou roli v adsorpci molekul na sorpční povrch biouhlu hrají mikropóry. Rozmezí objemu makropórů se pohybuje od 0,6 do 1,0 cm³.g⁻¹, mikropórů od 0,2 do 0,5 cm³.g⁻¹ (Lehmann & Joseph 2009). Biochar má specifický povrch, který je srovnatelný nebo vyšší jako u minerálů a vyšší než u písčitých půd.

Počáteční suroviny a podmínky procesu jsou důležité pro vlastnosti finálního produktu biomasy. Pro vhodný výběr zuhelnatělého materiálu a podmínek procesu je nutné znát jejich společnou závislost a zároveň faktory, které je ovlivňují to jak ty kvantitativní, tak i ty kvalitativní (Weber & Quicker P 2018). S fyzikálními vlastnostmi biocharu přímo souvisí i jeho objemová hmotnost pevných částic, odhaduje se tak odolnost biocharu a opotřebitelnost při aplikaci do půdy. Vyrobený biochar má z pravidla větší hustotu, než tomu bylo u původní vsutpmí suroviny. Objemová hmotnost biocharu bývá uváděna v rozmezí 0,2 – 0,5 g/cm³ (Brewer et al. 2014; Mulabagal et al. 2015).

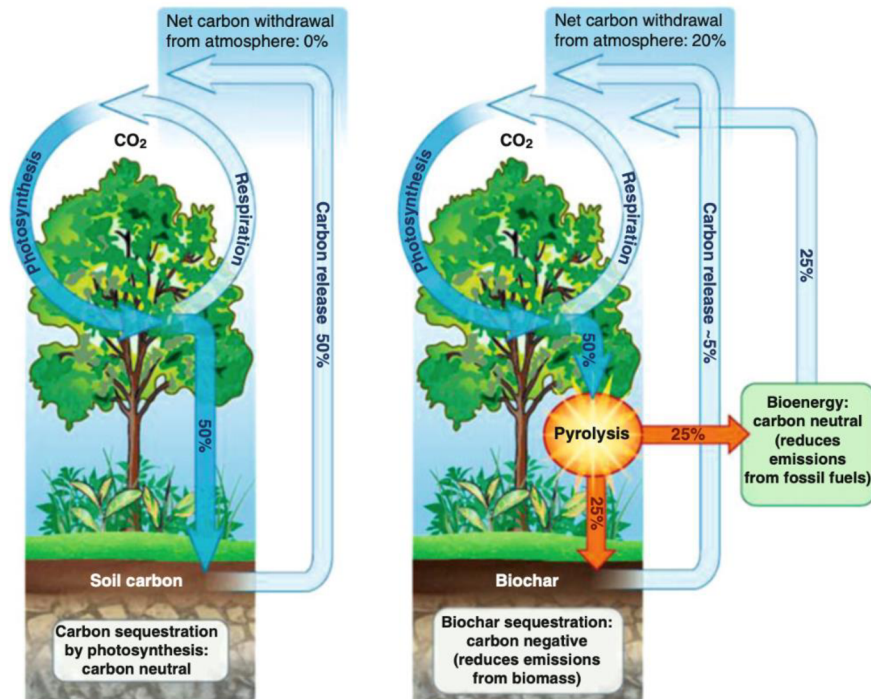
Biouhly, pocházející z různých biologických surovin, které byly tepelně degradovány za různých podmínek, vykazují odpovídající velký rozsah složení chemických látek. Během tepelného procesu dochází ke složitým reakcím, kdy se i mikroskopické částičky chemických látek rozšiřují v rámci jednoho biouhlu. Lze říct, že konkrétní surovina v kombinaci s daným procesem, představuje jedinečnou směs fází a mikroprostředí ve kterém vzniká biochar a jednotlivé soubory chemických látek. Chemická složka se v biouhlu projevuje v mikroskopickém měřítku (Sohi et al. 2010). Poměry elementárních složek a jejich analýzy jsou potřebné pro posouzení kvality biocharu, protože mohou ovlivnit kvalitu půdy po jeho aplikaci. Při analýze se většinou využívá prvkového analzátoru, který hodnotí spalování biocharu. Stanovují se především poměry a obsahu uhlíku, kyslíku, vodíku, síry a dusíku. Poměry mezi následujícími prvky C:O, O:H a C:H jsou navíc považovány jako spolehlivé určení kvality pyrolýzy (Kuzyakov et al. 2009; Mulabagal et al. 2015).

3.3.3 Biochar a vztah k uhlíkovému cyklu

Výrobou biomasy pomocí pyrolýzy vznikají tři hlavní produkty, kterými jsou syngas, bioolej a biochar. Tyto produkty lze označit jako obnovitelné zdroje energie, které by mohli v budoucnu nahradit fosilní paliva. Tím by se snížila spotřeba fosilních paliv, čímž by se snížilo uvolňování uhlíku do ovzduší. Už samotný rozklad biomasy a organické hmoty hojně přispívá k uvolňování oxidu uhličitého do atmosféry. Ale když část biomasy využijeme na výrobě biocharu, snížíme tím jeho uvolňování do atmosféry. Uhlík obsažený v biocharu zůstává ve stabilní formě. Hlavním cílem výroby biocharu je tedy vyhýbání se emisím, ke kterým by docházelo, kdyby se biomasa rozložila, a to by přispívalo k většímu množství skleníkových plynů. Oproti ostatním materiálům, se liší sekvestrace neboli uvolňování uhlíku z biocharu (Mulabagal et al. 2015).

Bylo zjištěno, že po aplikaci tuny biocharu, který byl vyroben z bylinné a dřevité biomasy se v půdě dokázalo izolovat 0,61 – 0,80 t uhlíku (Galinato et al. 2011). Také bylo prokázáno, že 1 kg vyrobeného a do půdy uloženého biocharu představuje odstranění až 3,6 kg oxidu uhličitého. Vypočet byl proveden z atomové hmotnosti uhlíku (12,01), kyslíku (15,99) a molekuly oxidu uhličitého (43,99). Každý vyrobený kilogram Biocharu, odstraní 2,72 kilogramů oxidu uhličitého z atmosféry (Galinato et al. 2011). Tento princip je velice jednoduchý. Elektrárny, fabriky a auta vypustí do ovzduší emise oxidu uhličitého. Stromy tyto emise zachytí a uloží je do sebe. Jakmile strom odumře, jeho biomasa se zuhelnatí a vznikne biochar. Takto vzniklý biochar se vezme a zapracuje se do půdy, kde podporuje půdní život, pomáhá zadržovat vodu a celkově zlepšuje úrodnost půdy. Tento proces má dvojí výhru: atmosféra se zbavila oxidu uhličitého a půda se stala úrodnější (Jan Káňa 2012).

Obrázek 3 znázorňuje rozdíly uhlíkového cyklu v běžných podmínkách a po aplikaci biocharu.



Obrázek 3 - Ilustrace běžného uhlíkového cyklu a uhlíkového cyklu po přidání biocharu (Lehmann 2007).

Na obrázku 3 je zobrazeno schéma rozdílů uhlíkového cyklu při běžných podmínkách, a při aplikaci biocharu. V případě běžných podmínek, je biochar absorbován do rostlin pomocí fotosyntézy. Oxid uhličitý je v tomto případě absorbován v malém množství ku celkovému množství oxidu uhličitého v atmosféře. Zachycený oxid uhličitý se rozkladem organické hmoty znovu uvolňuje do atmosféry. Takže odběr čistého uhlíku pomocí uhlíkového cyklu je nulový. Pokud je ale biomasa nebili organická hmota přeměněna na biochar a ten je aplikován do půdy, zvýší se čistý odběr uhlíku z atmosféry o 20 %. Navíc jsou produkty pyrolýzy vhodné jako zdroj energie, což přispívá ke snížení emisí o 12 – 84 %. Díky tomu jsme blíže k uhlíkově negativním strategiím (Lehmann 2007).

Biochar v půdě nemá pozitivní vliv pouze na uhlíkový cyklus, ale i na cyklus dusíku. Po aplikaci biocharu do půdy se v půdě zvyšuje poměr uhlíku a dusíku, což vede ke snížení emisí oxidu dusného z půdy, a tak se spomalý dusíkový cyklus. Největším množstvím emisí oxidu dusíku je převážně kvůli užití dusíkatých hnojiv v zemědělství (Ussiri et al. 2009).

3.4 Agronomické využití biocharu

Agronomické využití zuhelnatělé biomasy není pouhý trend dnešní doby. Zmíněna byla již v roce 1929 v časopise *The National Greenkeeper* od Johna Morleye, který popisuje aplikace hnědého uhlí a jeho pozitivní účinky na půdní strukturu (Morley 1929). V Amazonii v šedesátých letech byla popsána území, která se díky působení spálené biomasy a dalších organických materiálů stala velmi úrodná, do dnes jsou známá pod označením *terra preta* (Sombroek 1966). V důsledku neustálého zvyšování koncentrace CO₂ v atmosféře se novodobě začalo uvažovat, že aplikací materiálu s vysokým obsahem uhlíku, jakým je biochar, se část uhlíku bude dlouhodobě ukládat v půdě. Američtí vědci ve své studii vypočetli, že by bylo

možné pyrolýzou biomasy, kde by se získával plyn a olej pro energetické účely a biochar by byl použit pro půdní aplikace, dosáhnout sekvestrace až 10 % ročních emisí z fosilních paliv v USA (Lehmann et al. 2006). Biochar svými fyzikálními vlastnostmi přispívá jako nástroj k environmentálnímu managementu a může přímo i nepřímo ovlivňovat půdní systémy. I každá půda má odlišné fyzikální vlastnosti, které se liší v souvislosti s povahou minerálů a organické hmoty (Brady a Weil, 2008). Biochar v půdní směsi ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy, a to zejména texturu, strukturu, pórovitost a konzistenci změnou objemové plochy povrchu a hustotu. Tyto změny mohou mít pak přímý dopad na růst rostlin, protože hloubka prokukání a dostupnost vody pro kořeny je právě ovlivněna fyzikálním složením půdních horizontů.

Ovlivněním výše zmíněných fyzikálních vlastností půdy, biochar na přímo ovlivňuje půdní reakce na vodu, její agregaci, zpracovatelnost při přípravě půdy, dynamiku smršťování a propustnost, dále její schopnost zadržovat kationty a reakci na teplotní změny okolí. Kromě toho lze z fyzikálních vlastností odvodit chemické a biologické aspekty úrodnosti půdy (Downie et al. 2009). Publikace IBI Compost and biochar (2015) se zabývá využitím biouhlu při kompostování. Jak při kompostování, tak při výrobě biouhlu dochází ke zpracování organického odpadu. Biochar má pozitivní vliv na kompostování, a to především tím, že urychluje jeho proces a snižuje ztrátu živin. Každý biologicky rozložitelný odpad lze kompostovat, je to mu tak i například u kalů z čistíren odpadních vod. Správné kompostování má určité výhody, eliminuje toxické látky, patogeny a škůdce obsažené v daném materiálu. Zároveň snižuje množství odpadu, transformuje organickou hmotu a živiny do organické hmoty s pomalu se uvolňujícími hnojivými látkami (Gajalakshmi et al. 2014). Kompost i biochar využívají jako surovinu organický odpad, ale navzájem si nekonkurují, naopak spolu spolupracují tzv. synergují. Protože, většina materiálu vhodného ke kompostování, jako je potravinový odpad, nebo mokrý hnůj nelze využít pro produkci biouhlu (z důvodu potřeby velkého množství tepla na vysušení před karbonizací). Ideálním materiálem pro karbonizaci na biochar je materiál, který má maximálně 20 % vlhkosti, a má vysoký obsah ligninu (dřevní biomasa, nebo posklizňové zbytky). Naopak ideálním materiálem pro kompostování je materiál s 60-70 % vlhkosti, vysokým obsahem živin a nízkým obsahem ligninu (Jindo et al. 2012). Bylo zjištěno, že přidání biouhlu ke kompostu má velké výhody tím, že se zkrátí čas kompostování a sníží se hodnota GHG (především oxidu uhličitého a methanu). Dále se zlepšuje struktura, sníží se zápach a zabrání se ztrátě amoniaku. Biochar během kompostování na sebe váže živiny (Dias et al. 2010). V kompostu bylo testováno široké spektrum aplikačních dávek biouhlu. Zjistilo se, že se nedoporučuje užití více jak 30 % biouhlu, protože pak dochází k inhibici rozkladu hmoty. Naopak v nižších dávkách je biochar urychlovačem procesu kompostování. Zvyšuje homogenitu, zlepšuje strukturu a stimuluje mikrobiální aktivitu v kompostovaném materiálu. Zvýšená aktivita se projevuje mimo jiné vyšší teplotou a kratší dobou kompostování, což jsou žádané efekty (Fischer et al. 2012).

Díky pórovitosti biouhlu se může snížit objemová hmotnost kompostu a zároveň zvýšit provzdušnění kompostového materiálu. U materiálů s vysokým obsahem dusíku, jakým je například zvířecí hnůj se snižuje pomocí přidání biocharu emise čpavku a celková ztráta

dusíku během celého procesu. Po přidání 20 % biouhlu do drůbežního hnoje je úbytek dusíku v kompostovaném materiálu o 52 %, snížení emise a koncentrace čpavku až o 64 %, bez negativního dopadu na celý proces kompostování (Khan et al. 2014). Kompostování s využitím biouhlu se čím dál tím více začíná využívat v komerční praxi. K většímu rozšíření využití je ještě třeba dalších studií a více vypracovaných metodik pro praxi.

Václav Šťastný (2019) se ve svém článku zabývá perspektivou biouhlu v oboru technologie čištění vody a odpadů. Nejen jako materiál vyráběný z odpadních produktů této technologie, ale také jako součást technologie úpravy vody, čištění a stabilizace odpadních vod a kalů a likvidace odpadů. Důležitým faktorem je si uvědomit možnost výroby biouhlu z kalů vzniklých při čištění odpadních vod. Po dané úpravě by se daly využívat s výhodou v zemědělství, a tak by odpadly aktuální problémy s likvidací kalu, a ještě by se jeho produkce na čistírnách odpadních vod stala velmi zajímavou pro odvětví zemědělství, jako tomu bylo kdysi dávno v minulosti, ještě, než se zpřísnila legislativa o ochraně zemědělské půdy (Břendová et al. 2005; Břendová et al. 2015; Kos 2016). Dekontaminace půdy je dalším velkým tématem v dnešní době, i tady je zde možné využít biochar při sanaci tzv. starých zatížení. Využití sanace je vhodné především v bývalých dolech, skládkách či bývalých vojenských prostorech. Jedná se opět přírodě bližší využití kalů u ČOV, než by bylo následné spalování, skládkování či kompostování popela.

Dalším využitím biouhlu vyrobeného z čistírenských kalů je k budování různých ochranných bariér, které zabraňují vyplavování pesticidů do povrchových vod. Okraje vodních toků, nádrží či polí mohou být vybaveny 30–50 cm hlubokou bariérou, která bude vytvořena z biouhlu k odfiltrování pesticidů (Kos 2016; Kos 2018). Díky tomu, že má biohuel velmi dobrou absorpci pesticidů a hnojiv je voda v přírodních nádržích lépe okysličována. Také bylo zjištěno, že po přidání biouhlu do přírodních nádrží či koupališť se snížila sorpce znečišťujících látek v sedimentech a na dně vodních útvarů. Ve velkém je možnost využívat biochar přímo na ČOV, jako substrát, nebo jako katalyzátor procesu při výrobě bioplynu přidáváním s příměsí biomasy při fermentaci (vyhřívání). Toto využití je možno nejen na ČOV, ale i na bioplynových stanicích. Podle statistických výsledků výzkumů se tímto zvyšuje účinnost procesu výroby bioplynu a také se zvyšuje stabilita vzniklého kalu (Uchimiya et al. 2010; Kos 2018). Přidáním biouhlu do fermentované heterogenní biomasy se zvyšuje výnosnost metanu, a zároveň se snižuje množství amoniaku a oxidu uhličitého (CO₂) ve vyrobeném bioplynu. Dále se přidáním do fugátu při procesu výroby bioplynu zlepšuje fixace nutrientů na vzniklý kal a tím je snižována tvorba emisí. Využít biochar při dočišťování odpadních vod, nebo ve vlastní dočišťovací lince je neskutečné. Ověřeným postupem se stalo využití filtrů s náplní z aktivního uhlí, ale je možné vzhledem k výhodám dostupnosti materiálu a účinnosti aplikace užít filtry s náplní z biocharu. Je to ověřená, stabilní a funkční technologie, která je efektivní při procesech dočišťování odpadních vod. Při srovnávání výsledků z filtrů s biouhlem a výsledků z filtrů s aktivním uhlím, bylo zjištěno, že filtry s biouhlem umí lépe eliminovat fosfor a filtry s aktivním uhlím zas dusík. Nicméně efekt byl i u druhého nutrientu vysoký (Berger 2012; Fang et al. 2014). Tyto filtry mohou být využity při úpravě

povrchových vod, nebo při odstraňování znečišťujících látek a mikropolutantů z vod pitných či užitkových. U nás a v zemích s rozvinutou technologií by tato technologie našla uplatnění především při sanaci vod z kontaminovaných studních, nebo u malých lokálních zdrojů. Ve větším míře by mohl být tento postup uplatňován v rozvojových zemích.

3.4.1 Vliv biocharu na půdní respiraci

Bylo prokázáno, že půdy, které mají nižší obsah organického uhlíku jsou citlivější na aplikaci biocharu, což u nich zvyšuje emise oxidu uhličitého, oproti půdám s vyšším obsahem organického uhlíku (Steward et al. 2013, Yu et al 2013). Toto nastává v přítomnosti méně stabilním francím biocharu, který slouží, jako substrát pro mikroorganismy, ty zvýší svou aktivitu, a souběžně s tím se zvýší i půdní respirace (Cross & Sohi 2011).

Odlesňováním a poškozováním lesů dochází z 20–25 % ke ztátě celkových emisí skleníkových plynů a převyšují emise z dopravy. Skleníkové plyny se uvolňují při rozkladu či pálení dřeva a biomasy, nebo při rozkladu organické hmoty z půdy. Úrodnost půdy po odlesnění rychle klesá. Dále se ztrácí schopnost půdy zadržovat vodu, živiny, organickou hmotu, která je právě bohatá na uhlík. Přidání minerálních hnojiv je drahé a málo účinné. Proto se v poslední době začal hojně využívat biochar, který má schopnost na sebe vázat oxid uhličitý z atmosféry, zlepšuje retenční schopnost půdy a zadržuje v ní živiny. Tento krok vedene nejen k obnovení lesa, zvýšení obsahu organické hmoty a produktivity půdy, ale připívá i ke snížením emisí skleníkových plynů do atmosféry (Myers 2008).

Studie Sagrilo et al. 2014, porovnávala aplikaci různých množství biocharu do odlišných typů půd. U všech sledovaných vzorků byla vysledována zvýšená půdní respirace, v průměru o 28 %. Tam kde byl poměr biocharu ku půdní organické hmotě vyšší jak 2 %, bylo zjištěno největší navýšení emisí oxidu uhličitého. Půdní respirace se zvýšila jen na krátkou dobu, a to hned po aplikaci biocharu, v totu chvíli se v půdě nacházelo malé množství organické hmoty. Tyto výsledky podpořily další studie, u kterých se prokázalo, že zvýšená půdní respirace po aplikaci biocharu se vyskytuje především u nestabilních částí biocharu. Zvýšená emise oxidu uhličitého byla sledována především u materiálů, která byly zpyrolyzovány při teplotách vyšších jak 350 °C. Při nižších teplotách pyrolýza produkuje menší podíl stabilního uhlíku (Sun et al. 2014). Po vyšších aplikačních dávkách takto vytvořeného biocharu byly sledovány malé změny zvýšení půdní respirace (Sagrilo et al. 2014).

Dále je biochar propagován jako půdní doplněk, který zlepšuje kvalitu půdy. Někdy ho označujeme jako mechanismus dlouhodobé sekvence uhlíku v půdě. Na toto téma byla vytvořena studie, kde se testovala hypotéza, že biochar je v půdě inetrní. Výsledky však prokázaly, že po přidání biocharu do půdy se zvýší emise oxidu uhličitého z půdy, a tím se zvýší i respirace půdy. Výzkum byl prováděn na vzorku půdy bez biocharu a s biocharem. Během prvních 5 dnů, nebyl mezi oběma vzorky rozdíl. Zlom nastal 6 den inkubace, což naznačuje, že se uhlík pomalu rozkládá. Tato krátkodobá mineralizace může znamenat zvýšení půdního uhlíku pomocí mladého biocharu skutečně dlouhodobý mechanismus uhládání uhlíku (Smith et al. 2010).

Podle pokusů John et al. (2011), bylo prokázáno, že aplikací biocharu do půdy se zvýší půdní respirace. V této studii byly zkoumány mechanické základy těchto reakcí. Předpokládalo se, že ke zvýšeným emisím oxidu uhličitého může dojít: zaprvé biouhlem vyvolanými fyzikálními změnami vlastností půdy (hustota, porovitost, obsah vlhkosti), za druhé biologický rozkladem organického uhlíku z biocharu, za třetí abiotické uvolnění anorganického uhlíku obsaženého v biocharu, a za čtvrtý biouhlem indikovaná stimulace rozkladu přirozené půdní organické hmoty (SOM), která se může vyskytovat jak abioticky, tak bioticky. Vlastní biologická aktivita biocharu vede k emisím oxidu uhličitého z půdy. Výsledky prokazují, že většina oxidu uhličitého navíc produkovaného po přidání biocharu do půdy pochází ze stejného rozkladu organického uhlíku a uvolněním anorganického uhlíku obsaženého v biocharu. Pomocí dlouhodobím působením SOM, se ukázalo, že biochar potlačoval nativní rozklad SOM, čímž snížil uvolňování oxidu uhličitého z biocharu. Přesto, že biochar vyvolal významné změny fyzikálních vlastností půdy, celkově to nepřispělo ke změnám půdní respirace. Studie naznačují, že změny v rozpustných polyfenolech napomáhají vysvětlit respirační reakci. Stručně a jednoduše řečeno, biochar vyvolal čisté uvolnění oxidu uhličitého z půdy, a všech tato ztráta byla velmi malá vzhledem k množství uhlíku uloženého v samotném biocharu (cca 0,1 %). Toto krátkodobé uvolnění uhlíku by nemělo ohrozit jeho schopnost přispívat dlouhodobé sekvenci uhlíku v půdním prostředí.

4 Metodika

Pro praktickou část mé diplomové práce byly odebrány půdní vorky na třech různých lokalitách ve Středočeském kraji a v kraji Vysočina. Každý půdní vzorek má odlišné půdní vlastnosti. Půdní typ z kraje Vysočina, přesněji na území obce Humpolec, byl stanoven jako půdní typ kambizem, kde se odebral půdní vzorek. Ostatní dva půdné vzorky odebrané ve Středočeském kraji, konkrétně v Semicích, odkud byl půdní vzorek stanoven jako regozem a Milčicích, kde byl odebrán půdní typ černice.

Již dříve byly tyto lokality na Katedře pedologie a ochrany půd (KPOP) na České zemědělské univerzitě vybrány pro různé vědecké účely. Stanovená data z těchto lokalit, byla použita např. v publikacích Kodešová et al. 2015; Kodešová et al; 2016 a Kodešová et al. 2020.

Odebrané porušené i neporušené půdní vzorky byly převezeny do laboratoře. Porušené půdní vzorky byly vysušeny na vzduchu, rozdrčeny a přesáty přes 2 mm síto. Při analýze použitých půdních vzorků jsme určovali jejich základní fyzikální a chemické vlastnosti za konstantní laboratorní teploty 20 °C pomocí standardizovaných metod. Větší část vzorků byla použita pro samotný experiment měření emise oxidu uhličitého z půdy s různým poměrem biocharu.

Dále byly mé výsledky emisí CO₂ po inkubaci porovnávány s výsledky emisí CO₂ před inkubací. Ty byly použity v DP u slečny Barbory Kalkušové.

4.1 Popis místa odběru vzorků

Pro účely výzkumné části diplomové práce byly odebrány půdní vzorky na třech lokalitách ve Středočeském kraji a v kraji Vysočina, a to konkrétně v obci Semice, Milčice a na území Humpolce. Všechny vzorky byly odebrány v březnu 2020 z orničního horizontu Ap z hloubky 0 – 20 cm.

Vzorky byly odebrány v neporušené a porušené formě. Neporušené půdní vzorky byly využity na stanovení celkové pórovitosti a objemové hmotnosti půdy. Z porušených půdních vzorků byly stanoveny základní půdní charakteristiky a také byly použity na samotné měření emise CO₂ z půdy.

V Tabulce 3 jsou uvedeny průměrné roční teploty, úhrny srážek a nadmořské výšky jednotlivých odběrových lokalit.

Tabulka 3 - Průměrné roční teploty, úhrny srážek a nadmořské výšky odběrových lokalit (zdroj ČHMU)

| Odběrová lokalita | průměrná teplota | úhrn srážek | nadmořská výška |
|-------------------|------------------|--------------|-----------------|
| Semice | 6,8 °C | 780 mm | 179 m n. m. |
| Humpolec | 7,1 – 9 °C | 601 – 800 mm | 561 m n. m. |
| Milčice | 8 – 0 °C | 500 – 600 mm | 190 m n. m. |

Půdní typy na daných lokalitách byly určeny pomocí Taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček et al. 2011). Půdní typ ze Semic byl klasifikován jako regozem, půdní typ z Milčic pak jako černice a půdní typ z Humpolce jako kambizem. Tedy byly odebrány tři různé vzorky a každý byl klasifikován na jiný půdní typ.

Odběrová lokalita Semice byla podle Taxonomického klasifikačního systému učena, jako půdní typ regozem. Regozem vzniká ze sypkých sedimentů, a je to jediný půdní typ, který patří do referenční třídy Regosolů. Jsou to půdy chudé na minerály a vyznačují se vznikem z nezpevněných sedimentů, jako jsou písky, štěrkopísky a spraše. Typické je pro ně nevyvinutost a mělkost horizontu A, která je uložena přímo na zmiňovaném půdotvorném substrátu. Nevyznačují se skeletovitostí ani chemismem (Němeček et al. 2011, Pavlů 2018).

Na lokalitě v Milčicích byl klasifikován půdní typ černice. Tento půdní typ společně s černozemí spadá do referenční skupiny Černosoly. Jedná se o skupinu půd, které se nacházejí v oblasti suššího klimatu a vyvinuly se ze sypkých karbonátových substrátů tzv. spraší. Černosoly jsou velice kvalitní půdy, které hodnotíme jako optimální pro zemědělské využití, díky jejich úrodnosti, fyzikálním vlastnostem a chemickému složení. Charakteristické jsou svými novotvary, zvané krotoviny, které vznikají zaplněním nor materiálem pocházejícím z jiných půdních horizontů. Specifickým znakem je vysoká schopnost bioakumulace, tedy proces, který dlouhodobě ukládá organickou hmotu do půdního profilu. Organická hmota se stabilizuje, po přeměně na humus, tedy po procesu humifikace. Humusové horizonty těchto půd mohou dosahovat mocnosti i více jak 60 cm, protože humifikace je dlouhodobý proces, který může trvat i několik tisíc let. Především tomu tak je u černozemí.

Černice bývají často ovlivňovány vodou, protože mívají mělký humusový horizont Ac. Vyznačují se morfologickým znaky hydromorfismu. Tento znak se projevuje mramorováním v horizontu C, nebo zvýšeným obsahem uhlíku. Jedná o velice úrodné půdy, které se obvykle nacházejí v depresních polohách černozemí. Negativní vliv na jejich výnosy může mít sucho (Němeček et al. 2011; Pavlů 2018).

Kambizem, která byla podle Taxonomického klasifikačního systému zjištěna v lokalitě Humpolec, patří do referenční třídy Kambisolů. Kambizoly jsou nejrozšířenější půdní skupinou v České republice, která zaujímá asi 45 % rozlohy. Jedná se o skupinu, která je svým chemickým složením velice variabilní, což způsobuje chemismus substrátu, který může být z žuly, bazalty, břidlice či pískovce. Kambizoly jsou charakteristické přítomností kambického horizontu B,

který vznikl vnitropůdním zvětráváním. Tento proces se u Kambizemí nazývá braunifikací. Při procesu braunifikaci dochází k pozušení půdních částic, přeměně slíd za vzniku jílu a uvolnění železa, což způsobuje charakteristické hnědnutí horizontu. Další půdní typ, který patří do třídy Kambisolů je pelozem (Němeček et al 2011).

4.2 Analýza půdních vzorků

Všechyn tři půdní vzorky, byly převezeny do laboratoře na České zemědělské univerzitě, kde byly vysušeny na vzduchu a pomocí 2 mm síta přesáty. Každý vzorek byl vzájemně smíchán v různých koncentracích s biocharem. Následně byly na těchto vzorcích měřeny půdní charakteristiky, jakými jsou výměnná půdní reakce, aktivní půdní reakce, půdní salinita, a především emise oxidu uhličitého, což je zároveň náplní mé diplomové práce.

4.2.1 Základní půdní vlastnosti

Ze základních fyzikálních vlastností byla stanovena specifická hmotnost půdy, která je značena ρ_z a je změřena pomocí pletometru. Objemová hmotnost a pórovitost půdy byly stanoveny podle metodiky Dane & Topp 2002, a zrnitost dle Novákovy metody.

Ze základních chemických vlastností byla stanovena aktivní a výměnná půdní reakce dle standardizované normy ISO 10390 (1994). Elektrická vodivost, dle standardizované metody Rhoades 1996 pomocí alkoholového extraktu. Dále obsah organického uhlíku pomocí standardizované laboratorní metody (Skjemstad and Baldock, 2008), při níž je uhlík obsažený v organické hmotě zoxidován kyslíkem dvojchromanu draselného v prostředí kyseliny sírové. A kvality humusu, která byla hodnocena dle metodiky navržené Pospíšilem (1981), která byla převzata od studie Chen et al. 1977. Všechny dílčí metody probíhaly dle standardizovaných metod v laboratoři. Přesně naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Tabulce 4.

Tabulka 4 – Základní půdní vlastnosti půd před a po inkubaci, kde pH KCl je výměnná půdní reakce, pH H₂O je aktivní půdní reakce, EC je elektrická vodivost, C_{ox} je obsah oxidovatelného uhlíku, Q4/6 je kvalita půdní organické hmoty a ρ_z je specifická hmotnost zeminy

| Lokalita | Semice | Humpolec | Milčice | Semice | Humpolec | Milčice |
|--------------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| | před inkubací | před inkubací | před inkubací | po inkubaci | po inkubaci | po inkubaci |
| pH KCl | 4.40 | 4.68 | 6.60 | 5.07 | 4.76 | 7.11 |
| pH KCl sm.od. | 0.037 | 0.011 | 0.870 | 0.055 | 0.037 | 0.077 |
| pH H ₂ O | 6.06 | 6.10 | 8.34 | 6.32 | 5.91 | 8.27 |
| pH H ₂ O sm. Od. | 0.046 | 0.330 | 0.011 | 0.043 | 0.004 | 0.007 |
| EC (μS cm ⁻¹) | 23.6 | 50.6 | 162.2 | 16.7 | 27.3 | 144.5 |
| EC sm.odch. | 0.50 | 0.15 | 0.15 | 0.75 | 0.60 | 1.72 |
| C _{ox} (%) | 0.40 | 1.46 | 3.50 | 0.35 | 1.31 | 2.62 |
| C _{ox} sm.odch | 0.06 | 0.02 | 0.74 | 0.04 | 0.20 | 0.02 |
| Q4/6 | 3.32 | 3.30 | 2.88 | 1.74 | 3.02 | 2.65 |
| Q4/6 sm.odch. | 0.092 | 0.170 | 0.163 | 0.113 | 0.188 | 0.001 |
| ρ _z (g cm ⁻³) | 2.623 | 2.538 | 2.504 | 2.564 | 2.554 | 2.466 |
| ρ _z sm. Odch | 0.028 | 0.018 | 0.049 | 0.028 | 0.023 | 0.013 |

4.3 Míchání půdních vzorků s biocharem

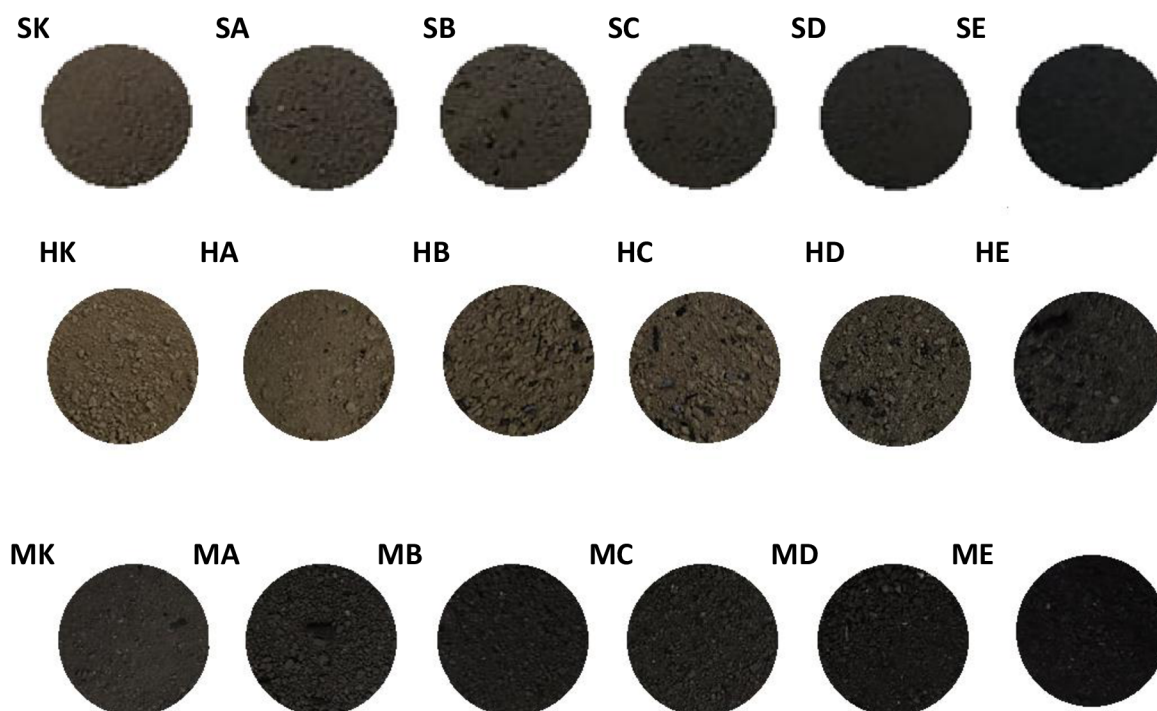
Hlavní cíl mé diplomové práce spočíval v měření aktuální emise oxidu uhličitého z odebraných půdních vzorků. Z každého půdního typu, bylo připraveno 6 stejných vzorků, tedy dohromady 18 variant vzorků. U každého půdního typu byla vždy první varianta čistý půdní vzorek bez přidaného biocharu tzv. vzorek kontrolní. Do následujících 5 variant bylo přimícháno určité množství biocharu. Hmotnostní zastoupení biocharu v namíchaných variantách odpovídalo 0,5, 1, 2, 5, a 10 %. Jednotlivá procentuální zastoupení biocharu byla zvolena podle literární rešerše, aby odpovídaly reálnému množství biocharu používaného v praxi v zemědělství 5 a 10 t/ha. Dále byly použity i dávky 25, 50 a 100 t/ha, které simulují zvýšenou dotaci zemědělských půd biocharem.

Tabulka 5 značí přehled použitých půdních vzorků podle hmotnostního procenta zastoupení biocharu ve vzorku. Vzorky ze Semic jsou označeny písmenem S, vzorky z Humpolce písmenem H a vzorky z Milčic písmenem M.

Tabulka 5 – Označení půdních vzorků pro půdu ze Semic (S), Humpolce (H) a Milčic (M)

| Označení vzorku | Biochar (%) |
|-----------------|-------------|
| SK/HK/MK | 0 |
| SA/HA/MA | 0,5 |
| SB/HB/MB | 1 |
| SC/HC/MC | 2,5 |
| SD/HD/MD | 5 |
| SE/HE/ME | 10 |

Vizuální rozdíly v namíchaných půdních vzorcích jsou zřejmé na Obrázku 4



Obrázek 4 - Rozdíly v jednotlivých půdních vzorcích půdy z odběrových lokalit Semice (S), Humpolec (H) a Milčice (M), rozdělených dle hmotnostních obsahů biocharu, kde xK značí 0 % hm. biocharu, xA 0,5 % hm. biocharu, xB 1 % hm. biocharu, xC 2,5 % hm. biocharu, xD 5 % hm. biocharu a xE 10 % hm. biocharu (zdroj DP. Barbora Kalkušová)

Na všech namíchaných variantách, byla pro přípravu vzorků potřeba naměřit ve dvou opakováních aktivní půdní reakce (pH H₂O), výměnná půdní reakce (pH KCl), salinita (EC), kvalita půdní organické hmoty (Q4/6) a magnetická susceptibilita.

4.3.1 Základní chemické vlastnosti

Na všech namíchaných variantách, byla pro přípravu vzorků potřeba naměřit ve dvou opakováních aktivní půdní reakce (pH H₂O), výměnná půdní reakce (pH KCl) dle standardizované normy ISO 10390 (1994), salinita (EC) Rhoades 1996 pomocí alkoholového extraktu a kvalita půdní organické hmoty (Q4/6) která byla hodnocena dle metodiky navržené Pospíšilem (1981), která byla převzata od studie Chen et al. 1977. Všechny dílčí metody probíhaly dle standardizovaných metod v laboratoři.

4.4 Inkubace vzorků

Připravené vzorky (namíchané s různým poměrem biocharu) byly následně rozděleny na polovinu.

První část vzorků byla ihned zpracována, měřili se na ní půdní vlastnosti a emise oxidu uhličitého z půdy. Tyto změřené hodnoty byly použity v diplomové práci Ing. Barbory Kalkušové.

Druhá část půdních vzorků podléhala inkubaci. Inkubace probíhala venku na volném prostranství a trvala necelých šest měsíců, od 09.09.2020 do 04.12.2020. Vzorky byly podle jednotlivých lokalit a obsahů biocharu vloženy do samostatných kbelíků (Obrázek 5). Na dně kbelíků byly vytvořeny díry, aby z nich mohla voda samovolně vytékat a byly opatřeny geotextílií. U kontrolních vzorků a vzorků s největším podílem biocharu byla sledována vlhkost a teplota pomocí senzoru TMS4 (Obrázek 6). Hodnoty vlhkosti a teploty půdy byly zaznamenávány v intervalu 15 minut. Smyslem inkubace bylo porovnat data emisí CO₂ ze vzorků před inkubací a z dat emisí CO₂ ze vzorků po inkubaci. Data emisí oxidu uhličitého před inkubací jsou použity v DB Barbory Kalkušové.



Obrázek 5 - Vzorky podle jednotlivých lokalit a množství biocharu ve kbelících (vlastní fotografie)



Obrázek 6 - Systém TMS4, který měří v kontrolním vzorku a ve vzorku s největším množstvím biocharu vlhkost a teplotu každých 15 min. (vlastní fotografie)

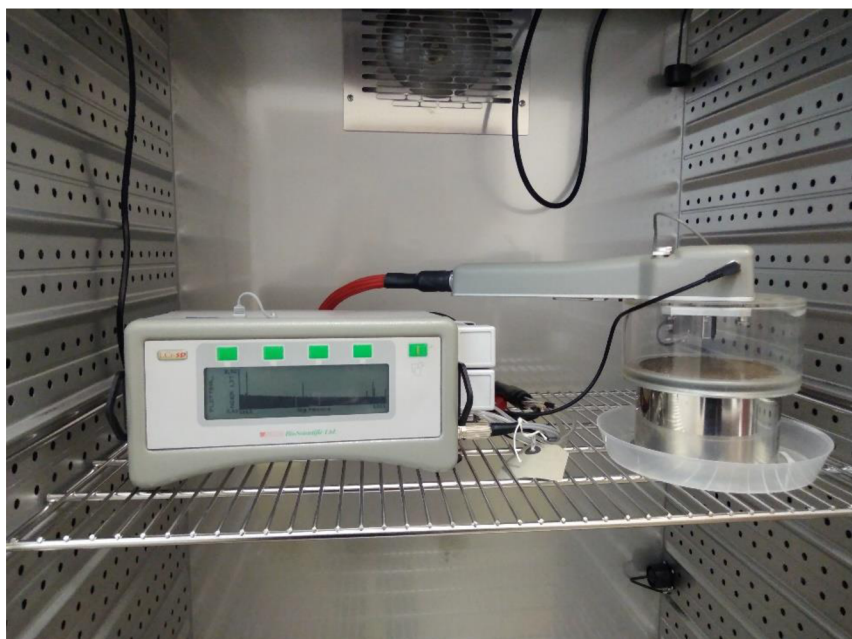
4.5 Emise CO₂ z půdy

Každý z 18 vzorků byl postupně vpraven do ocelového límce, ve kterém se měřila emise. Ocelový límec má průměr 11 cm a výšku 7,5 cm. Půdní vzorek v ocelovém límci je zobrazen na Obrázku 7



Obrázek 7 - Půdní vorek v ocelovém límci (vlastní fotografie)

Po zvažení půdního vzorku v ocelovém límci byl vzorek přemístěn do klimatizované boxu, kde se měřila aktuální emise oxidu uhličitého pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (Obrázek 8). V uzavřeném klimatizovaném boxu probíhalo měření za tmy, při konstantní teplotě 20 °C, bez ovlivňování vnějších vlivů, které by mohli narušit proces měření. Tento proces měření byl využit i u mé bakalářské práce (Ptáčnicková 2020), kde se metoda osvědčila.



Obrázek 8 - Systém LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (vlastní fotografie)

Postupně byl každý vzorek podroben měření při různých hmotnostních vlhkostech. Nejprve byl vzorek změřen za suchého stavu LCi-SD portable photosynthesis. Měření aktuální emise CO₂ probíhalo 24 hodin, v minutém intervalu za konstantní teploty 20 °C. Po 24 hodinách byl vzorek z klimatizovaného boxu vyjmut a zvážen. Navážená hodnota byla zapsána a dále se zjistilo kolik ml H₂O je potřeba přidat, aby se hmotnost zvýšila na požadovanou a předem určenou hodnotu. Dále byl vzorek z ocelového límce vysypán na umělohmotný táč, rovnoměrně rozprostřen, ovlhčen na požadovanou vlhkost pomocí stříčky a umělohmotnou lžičkou zamíchán. Takto ovlhčený vzorek se postupně zpětně nasyplával a hutnil do ocelového límce. Poté byl vzorek znovu zvážen a hodnota se opět zapsala. Stejným postupem probíhalo měření každého z osmnácti vzorků pro pět vlhkostních kroků. Vybrané hmotností vlhkosti pro zjištění vlivů vlhkosti na emisi CO₂ byly následující: 0 %, 5 %, 10 %, 15 % a 20 %.

Z každé půdy bylo tímto způsobem měřeno 6 vzorků. Dohromady celé měření aktuální emise CO₂ z půdy při různých hmotnostních vlhkostech a různých poměrech biocharu trvalo 18 týdnů.

Při samotném měření v minutovém intervalu byly v systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace zaznamenávány hodnoty čistého výparu CO₂ (NCER).

Čistý molární průtok oxidu uhličitého z půdy nebo do ní tzv. půdní respirace (C), je vyjádřena následující rovnicí:

$$C = u \times (-\Delta c)$$

V rovnici je molární průtok ($\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$) značen u , a rozdíl koncentrací CO₂ přes půdní komoru ($\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$) je značen Δc , jehož výpočet je znázorněn v rovnici. Výsledné hodnoty půdní respirace C jsou vyjádřeny v $\text{p}\cdot\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}$.

$$\Delta c = C_{ref} - C_{an}$$

kde C_{ref} značí koncentraci CO_2 proudícího do půdní komory a C_{an} koncentraci CO_2 proudící z půdní komory, výsledná hodnota také vychází v $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$.

Čistá výměna oxidu uhličitého (NCER) je vyjádřena rovnicí:

$$NCER = U_s (-\Delta c)$$

kde je molární tok vzduchu na 1 m^2 půdy vyjádřen U_s a jeho jednotkou je $\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ (ADC BioScientific 2015).

Z každého jednotlivého měření emisí CO_2 byly zjištěny následující charakteristiky: maximální emise CO_2 z půdy, kumulativní emise CO_2 , hodnoty počáteční a konečné CO_2 z půdy a průměrné hodnoty emise CO_2 z půdy

Všechny půdní vzorky byly po změření aktuální emise oxidu uhličitého vyjmuty z ocelového límce, vysušeny na vzduchu a znovu přesáty přes 2 mm síto. Po přesátí byly na vzorcích opětovně změřeny některé půdní charakteristiky, aby se zjistily rozdíly po měření emise CO_2 .

4.6 Biochar

Biochar, který byl v mé diplomové práci použit, nám poskytla Akademie věd České republiky, Ústav chemických procesů. Od Akademie věd, jsme také dostali naměřené vlastnosti biocharu, které jsou vidět v Tabulce 6.

Tabulka 6 - Uvedené vlastnosti biocharu používaného v diplomové práci

| vlastnost, veličina | vzorek | jednotka |
|--|--------|----------------------------------|
| frakce > 5 mm | 0,5 | % |
| frakce 2 – 5 mm | 14,8 | % |
| frakce 0,5 – 2 mm | 40,9 | % |
| frakce < 0,5 mm | 43,8 | % |
| sypná hmotnost | 195 | $\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ |
| zdánlivá hustota, ρ_{Hg} | 0,389 | $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ |
| skeletální hustota, ρ_{He} | 2,08 | $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ |
| porozita, e | 0,813 | – |
| specifický povrch, S_{BET} | 525 | m^2/g |
| specifický povrch mesopórů, S_{meso} | 222 | m^2/g |
| specifický celkový objem pórů, V_{tot} | 389 | $\text{mm}^3\text{liq}/\text{g}$ |
| specifický objem mikropórů, V_{micro} | 147 | $\text{mm}^3\text{liq}/\text{g}$ |
| specifický intruzní objem, V_{intr} | 1,79 | cm^3/g |
| pH | 11 | – |
| vodivost, EC | 1325 | $\mu\text{S}/\text{cm}$ |
| vlhkost, W | 2,07 | % hm. |
| popel, A^d | 11,4 | % hm. |
| hořlavina, h^d | 88,6 | % hm. |

| | | |
|---|--------|---------------------|
| prchavá hořlavina, V ^d | 4,09 | % hm. |
| fixní uhlík, FC ^d | 84,5 | % hm. |
| spalné teplo, Q _s ^d | 30,1 | MJ.kg ⁻¹ |
| výhřevnost, Q _i ^d | 29,9 | MJ.kg ⁻¹ |
| obsah uhlíku, C ^d | 84,6 | % hm. |
| obsah organického uhlíku, C _{org} ^d | 87 | % hm. |
| obsah vodíku, H ^d | 0,671 | % hm. |
| obsah dusíku, N ^d | 0,18 | % hm. |
| obsah kyslíku, O ^d | 3,09 | % hm. |
| H/C _{org} | 0,0918 | – |
| H/C | 0,0944 | – |
| O/C | 0,0274 | – |
| C/N | 547 | – |
| obsah celkové síry, S1 ^d | 0,0227 | % hm. |
| obsah spalitelné síry, S2 ^d | 348 | mg.kg ⁻¹ |
| obsah chloru, Cl ^d | 707 | mg.kg ⁻¹ |
| obsah fluoru, Fd | 22 | mg.kg ⁻¹ |
| Suma 12 PAH | < 0,5 | mg kg ⁻¹ |
| Suma 16 PAH | < 0,5 | mg kg ⁻¹ |

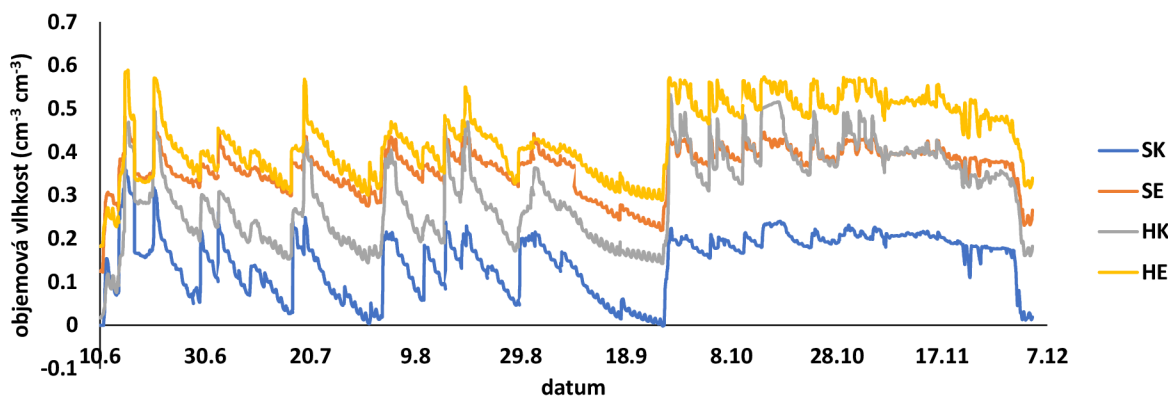
4.7 Statistika

Pro porovnání datových souborů změřených půdních vzorků před inkubací a po inkubaci, byly vybrány tři charakteristiky (maximální, kumulativní a průměrné hodnoty), které pomocí programu Statistika 12 (StatSoft, Inc. 2013) vyhodnotily vliv aplikace biocharu na emise CO₂ pomocí Obecného lineárního modelu (GLM). Posuzovaly efekty vlivu dávky biocharu, doby inkubace vzorku a vlhkosti půdy společně s interakcí mezi biocharem a dobou inkubace. Všechny efekty v modelu byly hodnoceny jako fixní a rozdíly mezi jednotlivými variantami jsou prezentovány pomocí Fisherova LSD testu na hladině významnosti 0,05.

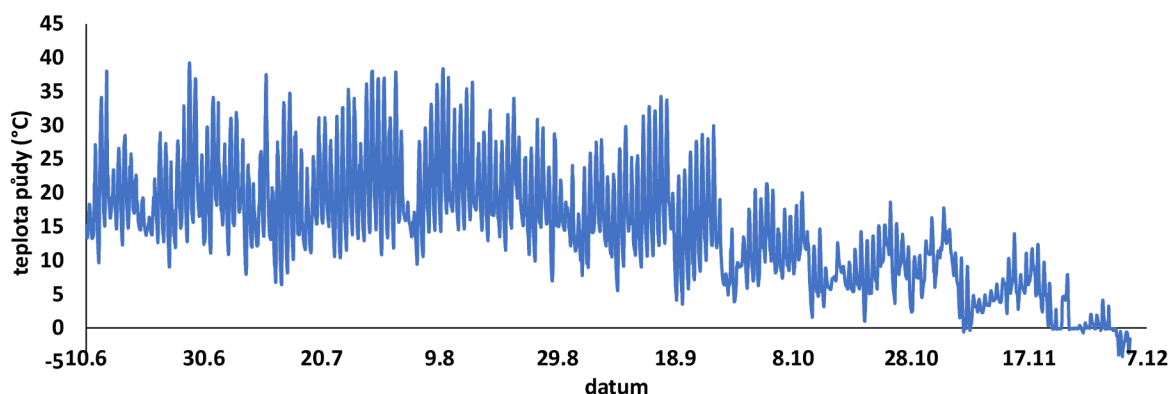
5 Výsledky

Pro mou diplomovou práci byly použity půdní vzorky ze třech různých odběrových lokalit: ze Semic, Milčic a Humpolce. Na vzorcích jsem určila půdní typ podle Klasifikačního systému půd. Půdní vzorek ze Semic byl klasifikován jako regozem, vzorek z Milčic jako černice a půdní vzorek z Humpolce jako kambizem.

Během inkubace byla měřena teplota a vlhkost půdy. Výsledná data vlhkosti jsou zobrazena na Obrázku 9. a průměrná teplota na Obrázku 10.



Obrázek 9 – Objemová vlhkost vybraných vzorků změřená při inkubaci (SK - Semice kontrola, SE – Semice největší hmotnostní obsah biocharu (10%), HK- Humpolec kontrola, HE – Humpolec největší hmotnostní obsah biocharu (10%).



Obrázek 10 - průměrná teplota půdy během inkubace

Dne 4.12.2021 po 6 měsících inkubace se jednotlivé porušené vzorky převezli do laboratoře, kde se připravily pro analýzu sušením na vzduchu a přesátím přes 2 mm síto. Z každého půdního druhu bylo připraveno 6 variant vzorků, s rozdílným hmotnostním obsahem biocharu. Na těchto jednotlivých půdních vzorcích byly změřeny základní fyzikální a chemické půdní vlastnosti. Pro stanovení objemové hmotnosti a pórovitosti byly použity neporušené půdní vzorky.

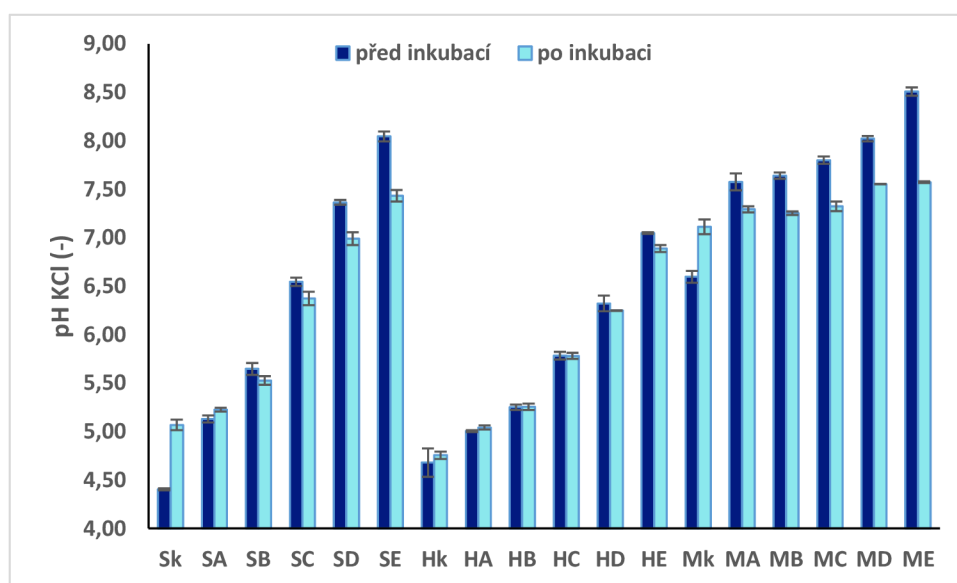
Na veškerých půdních vzorcích byla po stanovení základních analýz postupně měřena emise CO₂ z půdy při různých vlhkostech půdy.

K měření jednotlivých fyzikálních a chemických vlastností půd na vzorcích došlo ještě jednou, po poměření emise CO₂ z půdy. Tento krok byl důležitý pro porovnání změn v naměřených hodnotách po dlouhodobější přítomnosti biocharu v půdních vzorcích.

5.1 Půdní vlastnosti vzorků před a po inkubaci

Ze základních půdních vlastností byly mezi sebou porovnávány chemické vlastnosti půdních vzorků před inkubací a po inkubaci, z odběrových lokalit Semice (regozem), Humpolec (kambizem) a Milčice (černice). Porovnávány byly charakteristiky jako výměnná půdní reakce (pH KCl), aktivní půdní reakce (pH H₂O), obsah oxidovatelného uhlíku (C_{ox}), kvalita půdní organické hmoty (Q4/6) a specifická hmotnost zeminy (ρ_z). Veškeré postupy probíhaly dle standardizovaných metod v laboratoři.

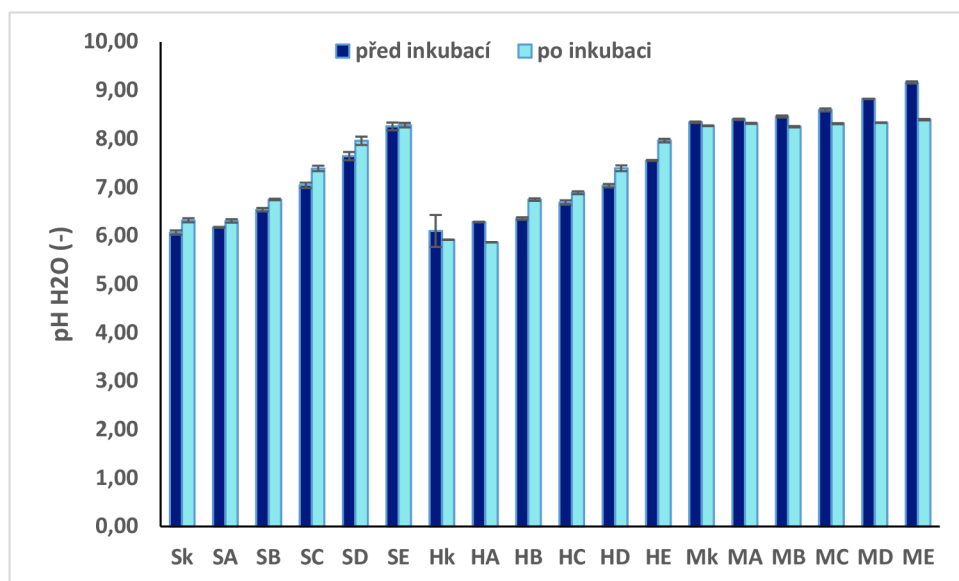
Na Obrázku 11 je vidět rozdíl hodnot mezi výměnnou půdní reakcí (pH KCl) u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Již na první pohled je vidět, že půdní vzorky odebrané ze Semice, Humpolce a Milčice po 6měsíční inkubační době, mají nižší hodnoty, než půdní vzorky před inkubací. Pouze u půdních vzorků, které byly kontrolní bez přidání biocharu (Sk, Hk, Mk), byly naměřené hodnoty vyšší u půdních vzorků před inkubací než po inkubaci.



Obrázek 11 – Rozdíl mezi výměnnou půdní reakcí (pH KCl) půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Kde S jsou Semice, H je Humpolec, M jsou Milčice, k je kontrolní půdní vzorek, A je půdní vzorek s 0,5 % biocharu, B je půdní vzorek s 1 % biocharu, C je půdní vzorek s 2,5 % biocharu, D je půdní vzorek s 5 % biocharu a E je půdní vzorek s 10 % biocharu.

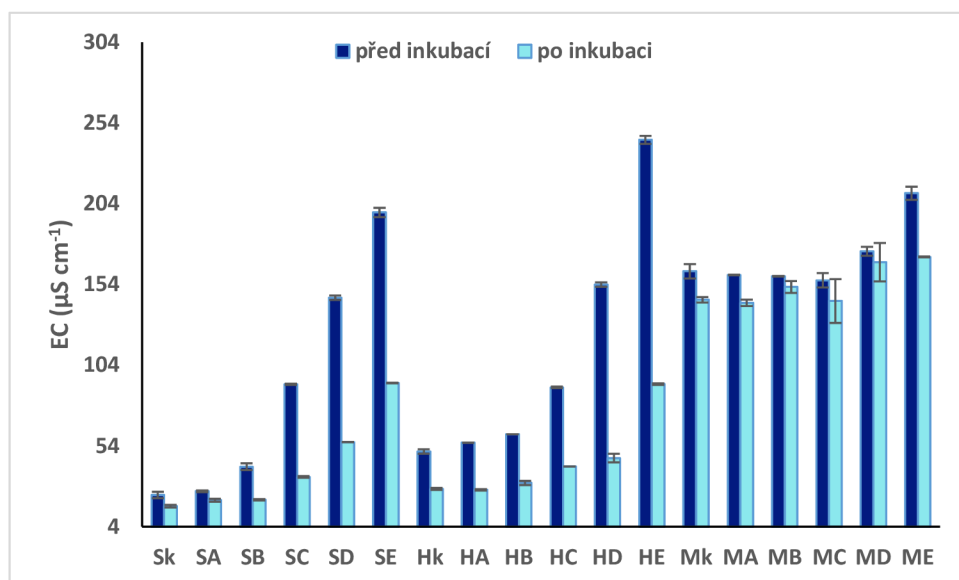
Rozdíly mezi aktivní půdní reakcí (pH H₂O) půdních vzorků před inkubací a po inkubaci je zobrazena na Obrázku 12. Kde je vidět, že půdní vzorky z odběrové lokality Semice (regozem) a Milčice (černice) mají u kontrolního půdního vzorku vyšší hodnoty u půdního vzorku po inkubaci, než před inkubací, ale postupným přidáváním biocharu se nám hodnoty mění. U půdních vzorků s největším hmotnostním obsahem biocharu jsou hodnoty u půdních vzorků po inkubaci nižší, než u vzorků před inkubací. Hodnoty půdních vzorků z odběrové lokality Humpolec (kambizem), měli opačný průběh, než tomu bylo u předchozích dvou typů půd. Půdní vzorek před inkubací měl hodnoty u kontrolního vzorku (Hk) vyšší hodnoty a u vzorku

s největším hmotnostním obsahem biocharu (půdní vzorek HE) zas nižší hodnoty než tomu bylo u půdního vzorku po inkubaci.



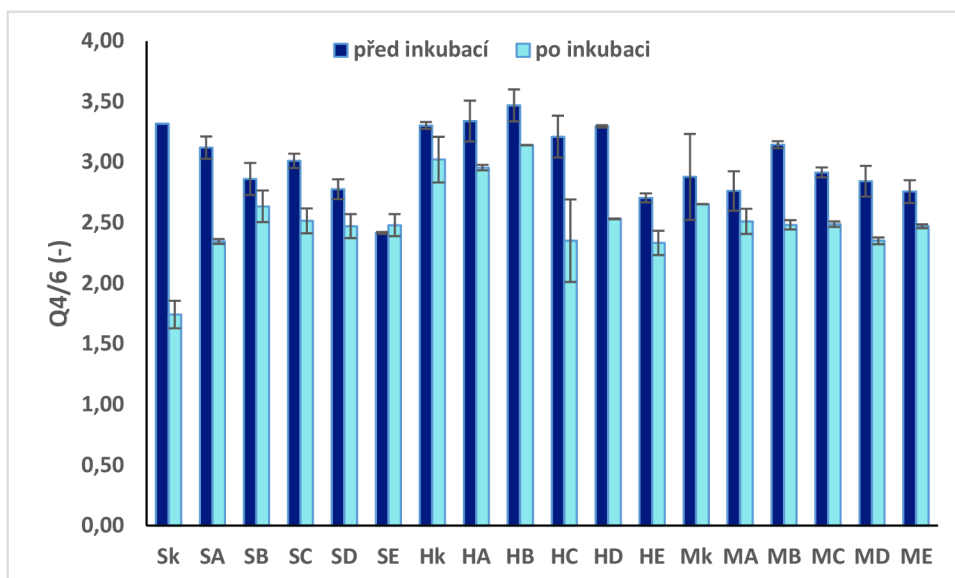
Obrázek 12 – Rozdíl mezi aktivní půdní (pH H₂O) reakcí půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Kde S jsou Semice, H je Humpolec, M jsou Milčice, k je kontrolní půdní vzorek, A je půdní vzorek s 0,5 % biocharu, B je půdní vzorek s 1 % biocharu, C je půdní vzorek s 2,5 % biocharu, D je půdní vzorek s 5 % biocharu a E je půdní vzorek s 10 % biocharu.

Obrázek 13 zobrazuje rozdílné hodnoty elektrické vodivosti (EC) mezi půdními vzorky před inkubací a po inkubaci. U všech typu půd (regozem, kamnizem, černice), bylo zjištěno, že půdní vzorky před inkubací mají vyšší elektrickou vodivost, než půdní vzorky po inkubaci.



Obrázek 13 – Rozdíl mezi elektrickou vodivostí (EC) půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Kde S jsou Semice, H je Humpolec, M jsou Milčice, k je kontrolní půdní vzorek, A je půdní vzorek s 0,5 % biocharu, B je půdní vzorek s 1 % biocharu, C je půdní vzorek s 2,5 % biocharu, D je půdní vzorek s 5 % biocharu a E je půdní vzorek s 10 % biocharu.

Rozdíly mezi kvalitou půdní organické hmoty (Q4/6) jsou vidět na obrázku 14, kde jsou rozdílné hodnoty jednoznačné. Půdní vzorek před inkubací má u všech půdních typů (regozem, kambizem, černice) vyšší hodnoty, než půdní vzorky po inkubaci. U půdní organické hmoty je to tak, že čím nižší jsou naměřené hodnoty, tím je půdní vzorek kvalitnější. Tedy to znamená, že 6měsíční inkubační doba měla vliv na kvalitu půdní organické hmoty všech třech zemin.



Obrázek 14 – Rozdíl mezi kvalitou půdní organické hmoty (Q6/4) půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Kde S jsou Semice, H je Humpolec, M jsou Milčice, k je kontrolní půdní vzorek, A je půdní vzorek s 0,5 % biocharu, B je půdní vzorek s 1 % biocharu, C je půdní vzorek s 2,5 % biocharu, D je půdní vzorek s 5 % biocharu a E je půdní vzorek s 10 % biocharu.

5.2 Emise CO₂ z půdy po inkubaci

Půdní vzorky po inkubaci ze všech třech odběrových lokalit byly po stanovení fyzikálních a chemických vlastností půd vpraveny do ocelového límce, kde následujících 24 hodin probíhalo měření emise CO₂ z půdy pomocí systému systému LCI-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Celý průběh měření probíhal v růstové komoře, aby se zamezilo vnějším vlivům při stálé teplotě 20 °C a za tmy.

Systém zaznamenával hodnoty aktuální emise CO₂ každou minutu. První měření vždy probíhalo na nenavlhčeném půdním vzorku. Po změření prvního vzorku došlo k jeho vyjmutí z růstové komory, následovalo jeho zvážení a tím se zjistilo snížení hmotnosti vlhkosti. Vzorek byl poté vysypán z ocelového límce na táč, zvlhčen na předem určenou hmotnostní vlhkost, opět vpraven do ocelového límce, zvážen a pak opět vložen do růstové komory k dalšímu 24hodinovému měření aktuální půdní emise CO₂

Každý vzorek byl měřen při 5 hmotnostních vlhkostech. Jednotlivé vlhkostní kroky pro jednotlivé půdní vzorky jsou uvedeny v Tabulce 7.

Tabulka 7 – hmotnostní vlhkosti vzorků

| vlhkostní kroky | hmotností vlhkosti (%) |
|-----------------|------------------------|
| 1. | 0 |
| 2. | 5 |
| 3. | 10 |
| 4. | 15 |
| 5. | 20 |

V následující Tabulce 8 jsou uvedeny hmotnostní procenta biocharu v jednotlivých vzorcích. S jsou značeny vzorky ze Semic, M značí vzorky z Milčic a H vzorky z Humpolce.

Tabulka 8 – obsah biocharu v jednotlivých vzorcích v hmotnostních procentech.
S značí vzorky ze Semic, M půdní vzorky z Milčic a H vzorky z Humpolce

| vzorek | biochar (%) |
|----------|-------------|
| SK/HK/MK | 0 |
| SA/HA/MA | 0,5 |
| SB/HB/MB | 1 |
| SC/HC/MC | 2,5 |
| SD/HD/MD | 5 |
| SE/HE/ME | 10 |

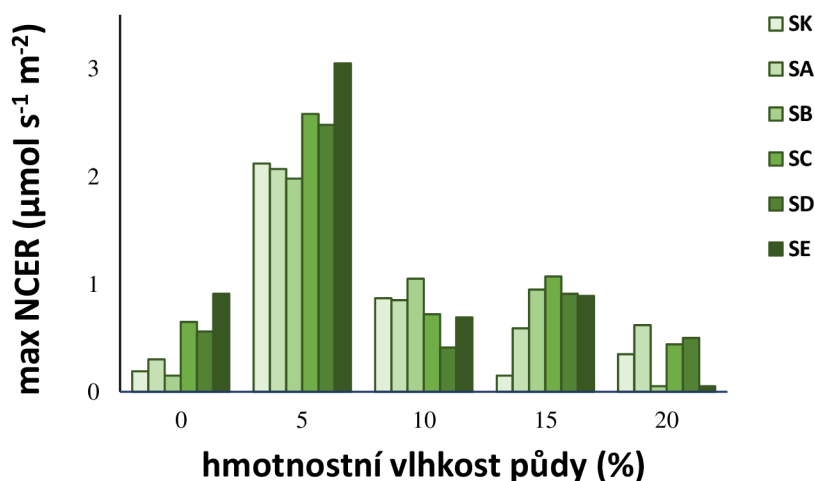
Změření aktuálních emisí CO₂ jednoho půdního vzorku ve všech vlhkostních stupních trvalo dohromady pět dní. Od každé jednotlivé lokality ze zmíněných třech půdních typů, bylo šest vzorků, od vzorku bez přidání biocharu až po vzorek s největším obsahem biocharu. Celková doba měření trvala ve výsledku 90 dní.

Z každého jednotlivého měření emisí CO₂ byly zjištěny následující charakteristiky: maximální emise CO₂ z půdy, kumulativní emise CO₂, hodnoty počáteční a konečné CO₂ z půdy a průměrné hodnoty emise CO₂ z půdy. Všechny uvedené hodnoty jsou zobrazeny v následujících kapitolách.

5.2.1 Emise CO₂ z půdních vzorků regozemě po inkubaci

5.2.1.1 Maximální hodnoty emise CO₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci

Pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace byla v minutovém intervalu na všech připravených vzorcích měřena aktuální emise CO₂. Z půdních vzorků ze Semic z regozemě na Obrázku 15 jsou vyobrazeny nejvyšší hodnoty aktuální emise oxidu uhličitého v průběhu celého měření jednotlivých vzorků (max NCER).



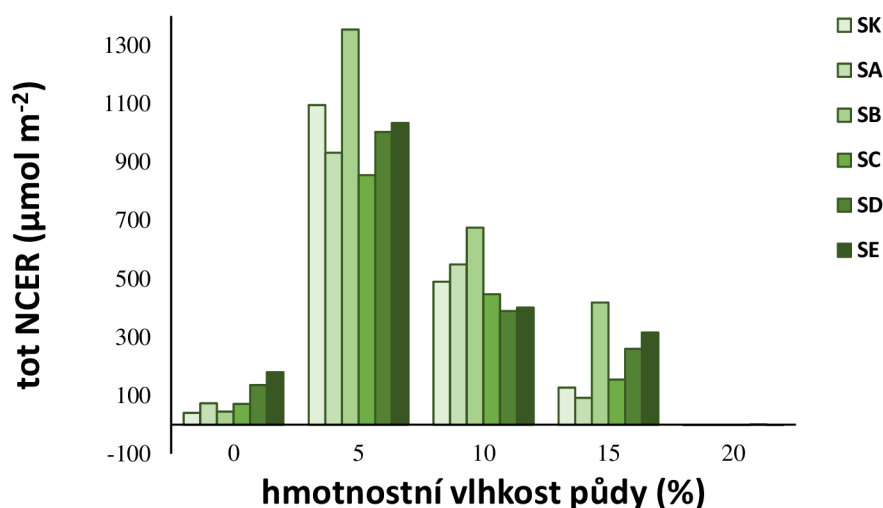
Obrázek 15 - Maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

Z grafu je viditelné, že nejvyšší naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ z půdních vzorků byly sledovány při hmotnostní vlhkosti půdy 5 %, tedy v druhém vlhkostním kroku. Hodnoty v tomto vlhkostním kroku se pohybovaly v rozmezí od nejnižší hodnoty 1,99 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ u vzorku SB po nejvyšší hodnotu 3,05 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ u vzorku SC.

V dalších vlhkostních krocích následovalo postupné snižování maximální naměřené emise oxidu uhličitého z půdy. Přesné hodnoty jsou zobrazeny v Příloze 1.

5.2.1.2 Kumulativní hodnoty emise CO₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci

Stejný způsob měření byl použit i pro vyhodnocení hodnot kumulativní emise CO₂ z půdních vzorků. Jedná se o součet jednotlivých naměřených aktuálních emisí oxidu uhličitého. Na Obrázku 16 jsou zaznamenány kumulativní emise CO₂ pro půdní vzorky regozemě ze Semic, které jsou označeny jako totNCER (total emissions).



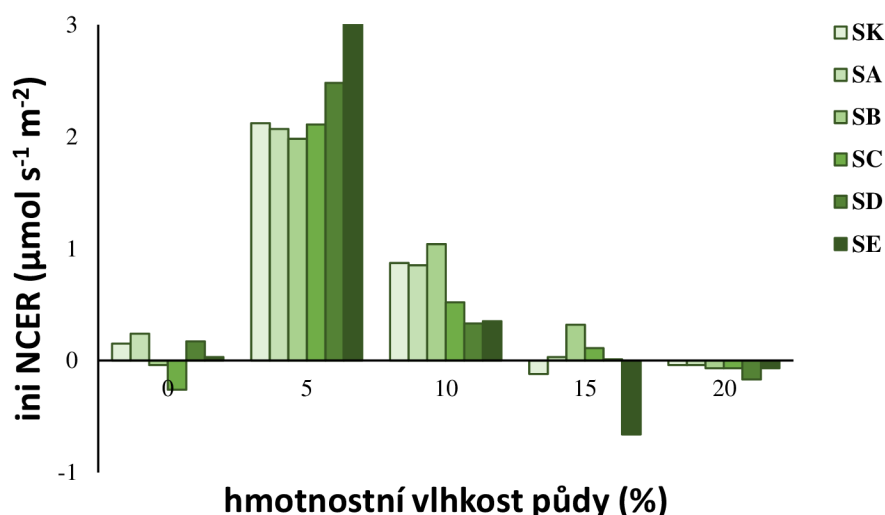
Obrázek 16 - hodnoty kumulativní emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

Z grafu je viditelné, že nejvyšší naměřené hodnoty kumulativní emise CO₂, byly při 5 % hmotnostní vlhkosti, tedy u druhého vlhkostního kroku. Nejvyšší naměřená hodnota byla u vzorku SB 1353,41 $\mu\text{mol m}^{-2}$, naopak nejnižší naměřená hodnota byla u vzorku SC 855,13 $\mu\text{mol m}^{-2}$.

U posledního vlhkostního kroku, tedy u vzorků při 20 % hmotnostní vlhkosti došlo u všech naměřených hodnot k záporným hodnotám kumulativní emise, kromě u vzorku SD, kdy byla naměřena kladná hodnota kumulativní emise 0,4701 $\mu\text{mol m}^{-2}$. Naměřené záporné hodnoty se pohybovaly mezi hodnotami od -0,04 $\mu\text{mol m}^{-2}$ do -0,07 $\mu\text{mol m}^{-2}$. Dle ADC BioScientific 2015 se v takovém případě vzorek v ocelovém límci nemineralizuje, což znamená, že se CO₂ spotřebovává. Tím, že jsou všechny hodnoty aktuální emise CO₂, kromě jedné, záporné, zůstává po sečtení záporá i celková kumulativní emise. Další hodnoty jsou zobrazeny v Příloze 2.

5.2.1.3 Počáteční hodnoty emise CO₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci

Totožným způsobem byly naměřeny i hodnoty počáteční emise CO₂ z půdních vzorků, které značíme jako iniNCER. Jsou to hodnoty, které se měřily v první minutě pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis. Hodnoty jsou zobrazeny na Obrázku 17.



Obrázek 17 - hodnoty počáteční emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

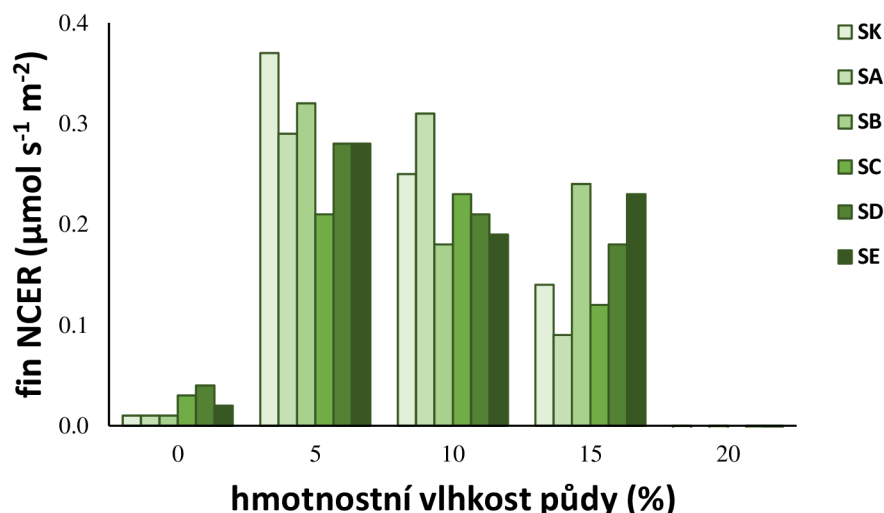
Na grafu je vidět, že v nevolhčených vzorcích se objevily i záporné hodnoty, a to u vzorku SB (-0,04 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) a u vzorku SC (-0,26 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$). Ostatní hodnoty byly kladné, s nejvyšší hodnotou iniciální emise CO₂ z půdy u vzorku s 0,5 % biocharu.

Opět vidíme, že nejvyšší naměřené hodnoty byly u druhého vlhkostního kroku, tedy při 5 % hmotnostní vlhkosti půdy. Hodnoty se pohybovaly od 1,98 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ (vzorek SB) po 3,05 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ (vzorek SE). Průběh je zde dost podobný jako u hodnot maximální emise CO₂ v tomto vlhkostním kroku. První dvě hodnoty (vzorek SK a SA) aktuální emise CO₂ se zvyšují, pak dochází k mírnému poklesu u vzorku SB a od vzorku SC následuje znovu nárůst hodnot.

Poslední krok při 20 % hmotnostní vlhkosti je celý v záporných číslech. Hodnoty se zde pohybují od -0,04 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ po -0,17 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ u vzorku SD. Naměřené hodnoty počáteční emise CO₂ z půdních vzorků jsou zobrazeny v Příloze 3.

5.2.1.4 Konečné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci

Dále byly zaznamenány i konečné hodnoty, které značíme jako fin NCER. Tyto hodnoty byly oproti předchozí kapitole poslední změřené hodnoty aktuální emise CO₂ z půdních vzorků. Průběh je graficky zobrazen na Obrázku 18.



Obrázek 18 - hodnoty konečné emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

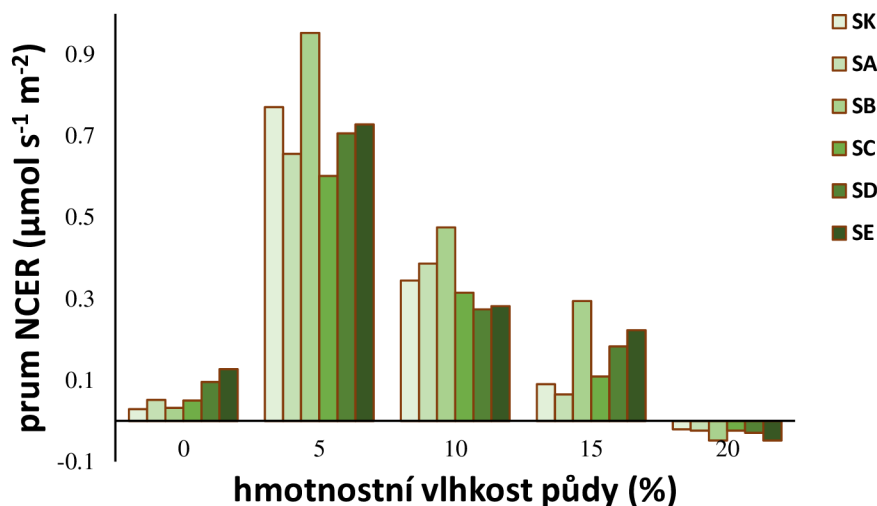
U tohoto grafu pozorujeme u jednotlivých vlhkostních kroků velké rozdíly. Hodnoty u neovlhčeného vzorku mají dost podobná čísla, pohybují se mezi 0,01 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ až 0,04 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ (vzorek SD).

Opět největší naměřené hodnoty můžeme pozorovat u druhého vzorku při 5 % hmotnostní vlhkosti, nejvyšší naměřená hodnota je u vzorku SK 0,37 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ a nejmenší byla u vzorku SC 0,21 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$.

Hodnoty u posledního kroku při 20 % hmotnostní vlhkosti se pohybovaly kolem 0,00 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ až po záporná čísla -0,02 (vzorek SB a SE). Veškeré naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Příloze 4.

5.2.1.5 Průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků regozemě po inkubaci

Jako poslední hodnoty byly spočítány průměrné emise CO₂, které označujeme jako prům NCER. Tyto hodnoty byly oproti předchozí kapitole dopočítány z ostatních hodnot emisí CO₂ z půdních vzorků. Průběh je graficky zobrazen na Obrázku 19.



Obrázek 19 – průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

Z grafu je viditelné, že u neovlhčených vzorků byly naměřeny nízké hodnoty. Nejnižší naměřenou hodnotou bylo 0,03 μmol s⁻¹ m⁻² u kontrolního vzorku (vzorek SK), Naopak nejvyšší hodnota byla u vzorku s největším hmotnostním obsahem biocharu, a to 0,13 μmol s⁻¹ m⁻² (vzorek SE).

U druhého vlhkostního kroku, tedy při 5 % hmotnostní vlhkosti, byly zaznamenány opět nejvyšší hodnoty. Nejvyšší naměřené hodnoty se objevily u vzorku s 1 % hmotnostního obsahu biocharu, a to 0,95 μmol s⁻¹ m⁻² (vzorek SB). Naopak vzorek SC měl nejnižší hodnoty 0,60 μmol s⁻¹ m⁻². Následující dva vzorky měly rostoucí průběh.

Vzorky při 10 % a 15 % hmotnostní vlhkosti měly dost podobné průběhy jako předchozí vlhkostní krok, pouze dosahovaly nižších hodnot. Opět byly nejvyšší naměřené hodnoty u vzorku SB, tedy u vzorku s 1 % hmotnostního obsahu biocharu. Nejnižší naměřené hodnoty se objevily u vzorku SD při 10 % hmotnostní vlhkosti (0,27 μmol s⁻¹ m⁻²) a při 15 % hmotnostní vlhkosti u vzorku SA (0,06 μmol s⁻¹ m⁻²).

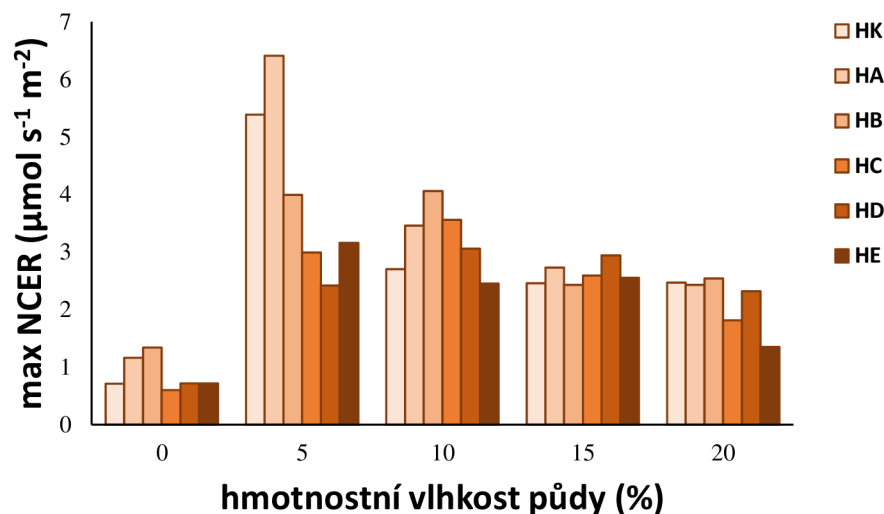
Při posledním měření 20 % hmotnostní vlhkosti byly zjištěny u všech vzorků od Sk až po SE záporné hodnoty. Nejvyšší naměřené hodnoty byly u vzorků SK, SA a SC (-0,02 μmol s⁻¹ m⁻²). Nejnižší naměřená hodnota u vzorků SB a SE (-0,05 μmol s⁻¹ m⁻²). Jednotlivé naměřené hodnoty jsou v Příloze 5.

5.2.2 Emise CO₂ z půdních vzorků kambizemě po inkubaci

Na půdních vzorcích kambizemě z odběrové lokality Humpolec byly stejně jako na předchozím vzorku ze Semic změřeny hodnoty maximální, kumulativní, počáteční a konečné emise CO₂ z půdy.

5.2.2.1 Maximální hodnoty emise CO₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci

V následujícím Obrázku 20 jsou zobrazeny maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ z půdních vzorků kambizemě z Humpolce.



Obrázek 20 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

I zde je z grafu viditelné, že neovlhčené půdní vzorky vykazují velmi nízké hodnoty aktuální emise CO₂. U vzorku HK po HB jsme pozorovali růst aktuální emise, kdy nejvyšší hodnota byla právě u vzorku HB 1,34 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Následující vzorek HC měl nejnižší hodnotu z celkového měření aktuální emise, která byla 0,60 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Poslední dva vzorky HD a HE měli hodnoty vyšší než vzorek HC, a dokonce jejich aktuální emise CO₂ byla stejná 0,72 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$.

U druhého vlhkostního kroku, při hmotnostní vlhkosti 5 %, jsme zaznamenali nejvyšší hodnoty maximální naměřené aktuální emise CO₂. Nejvyšší naměřená hodnota aktuální emise byla 6,41 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ u vzorku HA s 0,5 % hmotnostním obsahem biocharu. Vzorky HB až HD měly klesající hodnoty, kdy nejnižší hodnota u vzorku HD byla 2,42 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Vzorek HE měl hodnoty aktuální emise rostoucí.

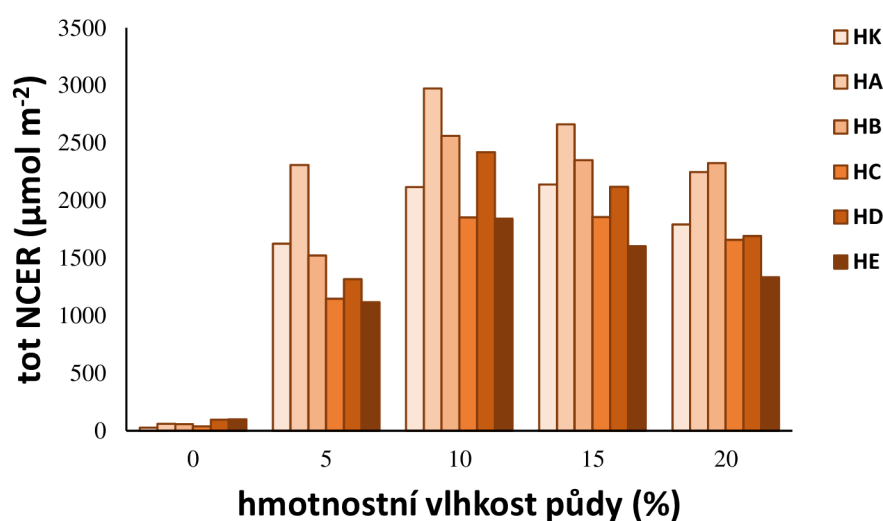
Třetí vlhkostní krok s hmotnostní vlhkostí půdy 10 % měl nižší hodnoty. Maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ měly vzrůstající trend, a to od vzorku HK po HB, posléze došlo opět ke snížení hodnot. Nejvyšší naměřená hodnota byla 4,06 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ u vzorku HB. Nejnižší hodnota v tomto vlhkostním kroku byla 2,45 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ u vzorku s největším hmotnostním obsahem biocharu 10 % (vzorek HE).

Hodnoty u posledního vlhkostního kroku při 20 % hmotnostní vlhkosti se pohybovaly v rozmezí 2,54 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ až po 1,35 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ (vzorek HB a HE).

Naměřené maximální hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků kambizemě z Humpolce zobrazují v následující Příloha 6.

5.2.2.2 Kumulativní hodnoty emise CO₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci

Obrázek 21 znázorňuje kumulativní hodnoty emise CO₂ z půdních vzorků kambizemě



Obrázek 21 - hodnoty kumulativní emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

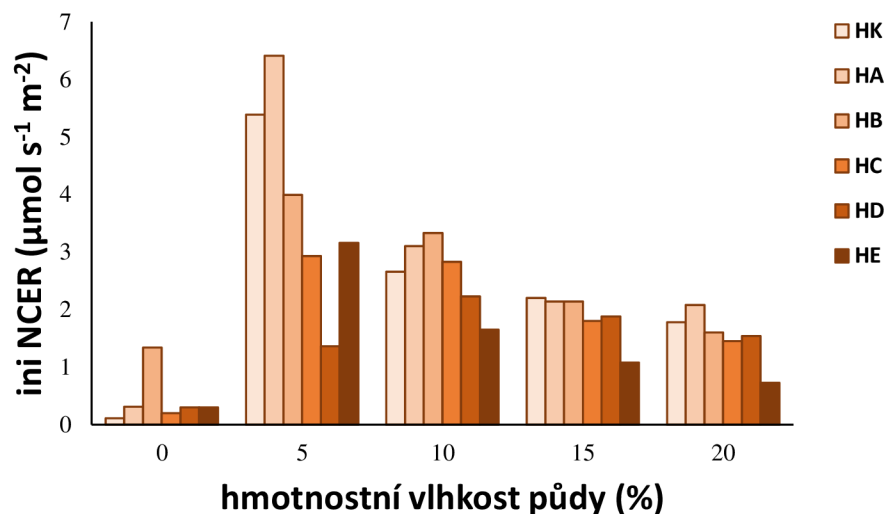
I zde pozorujeme nejnižší naměřené hodnoty kumulativní emise CO₂ z půdy u neovlhčených vzorků. Nejvyšší hodnota byla naměřena u vzorku HE a to 97,89 μmol m⁻², nejnižší u vzorku HK s hodnotou 28,27 μmol m⁻².

Druhý, třetí a čtvrtý vlhkostní krok, tedy kroky s 5 %, 10 % a 15 % vlhkosti měly průběhy naměřených kumulativních hodnot emise CO₂ podobné. Na začátku byl průběh naměřených hodnot rostoucí, kdy nejvyšší hodnota byla naměřena vždy u druhého vzorku HA, tedy u vzorku s 0,5 % hmotnostním obsahem biocharu. Nejvyšší hodnota kumulativní emise těchto půdních vzorků byla 2974,48 μmol m⁻², u vzorku HA s 10 % vlhkosti. Další hodnoty měly klesající spád, až po vzorek HD, kde byly hodnoty opět rostoucí.

U posledního vlhkostního kroku s 20 % vlhkosti pozorujeme u vzorku HK po vzorek HB rostoucí průběh, kdy nejvyšší hodnota byla zaznamenána právě u vzorku HB a to 2324,64 μmol m⁻², posléze došlo opět ke snížení hodnot. Nejnižší naměřená hodnota v tomto vlhkostním kroku byla u vzorku HE, a to 1334,56 μmol m⁻². Konkrétní naměřené kumulativní hodnoty jsou zobrazeny v Příloze 7.

5.2.2.3 Počáteční hodnoty emise CO₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci

Naměřené hodnoty počáteční emise CO₂ z půdních vzorků kambizemě jsou zobrazeny na Obrázku 22.



Obrázek 22 - hodnoty počáteční emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

I zde byly u neovlhčených vzorků naměřeny nejnižší počáteční hodnoty emise CO₂ z půdy. Nejnižší hodnota byla u vzorku HK, a to 0,11 μmol s⁻¹ m⁻². Nejvyšší počáteční hodnota byla u vzorku 1 % hmotnostním obsahem biocharu (vzorek HA), a to 0,34 μmol s⁻¹ m⁻², následující vzorky měly klesající hodnoty.

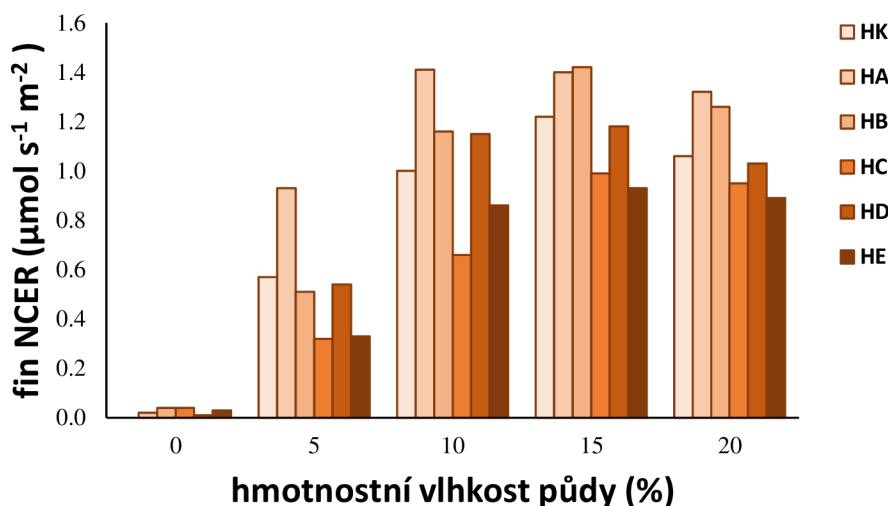
U druhého vlhkostního kroku s hmotnostní vlhkostí 5 %, jsme naměřili nejvyšší počáteční emise ze všech vlhkostních kroků. Vzorek bez přídavku biocharu měl počáteční hodnotu emise CO₂ 5,39 μmol s⁻¹ m⁻², poté došlo k navýšení hodnoty až na 6,41 μmol s⁻¹ m⁻² u vzorku HA, který je v tomto kroku hodnotou nejvyšší. Následující tři vzorky měly klesající průběh, až vzorek HE měl hodnoty rostoucí. Nejnižší naměřená hodnota byla u vzorku HD, a to 1,36 μmol s⁻¹ m⁻².

Vzorky s hmotnostní vlhkostí půdy 10 % byl průběh od HK po HB rostoucí, kdy nejvyšší naměřená hodnota byla 3,33 μmol s⁻¹ m⁻², a to právě u vzorku HB, posléze byl průběh klesající. Nejnižší hodnota byla u vzorku HE, a to 1,65 μmol s⁻¹ m⁻².

U posledního vlhkostního kroku s 20 % vlhkostí se hodnoty pohybovaly v rozmezí 2,08 μmol s⁻¹ m⁻² až po 0,73 μmol s⁻¹ m⁻² (vzorek HA a HE). Naměřené počáteční hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků kambizemě z Humpolce zobrazují v následující Příloze 8.

5.2.2.4 Konečné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci

Na Obrázku 23 jsou zaznamenány poslední naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ z půdních vzorků, tedy konečné hodnoty, které značíme fin NCER.



Obrázek 23 - hodnoty konečné emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

I u konečných hodnot emise CO₂ vidíme, že u neovlhčených vzorků jsou zaznamenány nejnižší hodnoty. Hodnoty se pohybovaly v rozmezí 0,00 μmol s⁻¹ m⁻² až po 0,04 μmol s⁻¹ m⁻² (vzorky HK a HC).

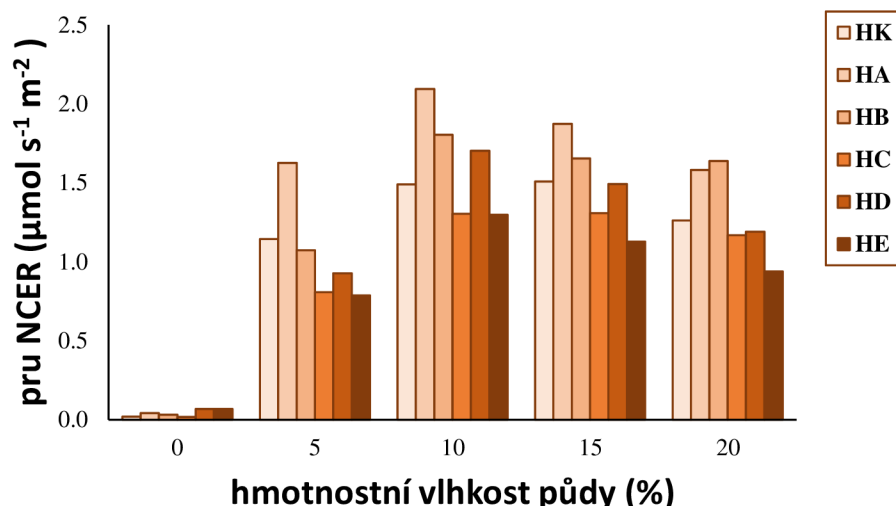
Při hmotnostní vlhkosti 5 % a 10 % byly průběhy konečných emisí CO₂ podobné. Od vzorku HK po vzorek HA byl průběh rostoucí. Největší naměřená hodnota byla vzorku HA při 10 % hmotnostní vlhkosti, a to 1,41 s⁻¹ m⁻². Poté byl až po vzorek HC průběh klesající. U vzorku s 5 % hmotnostním obsahem biocharu (vzorek HD) se hodnoty zvýšily a u posledního vzorku se hodnoty opět snížily. Nejmenší naměřená hodnota byla u vzorku HE s hmotnostní vlhkosti 5 % a to 0,33 s⁻¹ m⁻².

Při hmotnostní vlhkosti 15 % byly rostoucí hodnoty až po vzorek HB, který dosáhl i nejvyšší hodnoty, a to 1,42 s⁻¹ m⁻². Vzorek HC měl klesající spád a stejně jako u předešlých dvou kroků, vzorek HD byl opět rostoucí.

Poslední vlhkostní krok s 20 % hmotnostní vlhkosti měl podobný průběh jako krok s 5 % a s 10 % hmotnostní vlhkosti. Jeho hodnoty se pohybovali od 0,26 s⁻¹ m⁻² až po 0,89 s⁻¹ m⁻² (vzorky HB a HE). Veškeré naměřené hodnoty konečné emise CO₂ jsou v Příloze 9.

5.2.2.5 Průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků kambizemě po inkubaci

Průběh hodnot průměrné emise oxidu uhličitého je vidět na Obrázku 24.



Obrázek 24 – průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

Jako tomu bylo u předchozích hodnot, i zde jsou nejnižší naměřené hodnoty u neovlhčených vzorků. Nejvyšší hodnota byla naměřena u vzorku SD a HE a to 0,07 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$, nejnižší naopak u vzorku HK a SC s hodnotou 0,02 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$.

Druhý, třetí a čtvrtý vlhkostní krok, tedy kroky s 5 %, 10 % a 15 % vlhkosti měly průběhy vypočítaných průměrných hodnot emise CO₂ podobné. Na začátku byl průběh naměřených hodnot rostoucí, kdy nejvyšší hodnota byla naměřena vždy u druhého vzorku HA, tedy u vzorku s 0,5 % hmotnostním obsahem biocharu. Vzorek s 5 % hmotnostní vlhkosti měl hodnoty 1,63 02 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$, vzorek s 10 % hmotnostní vlhkosti 2,09 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ a vzorek s 15 % hmotnostní vlhkosti 1,87 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Další vzorky (SB a SD) měly klesající průběh. Poslední vzorek s největším hmotnostním obsahem biocharu (10 %) byl opět rostoucí.

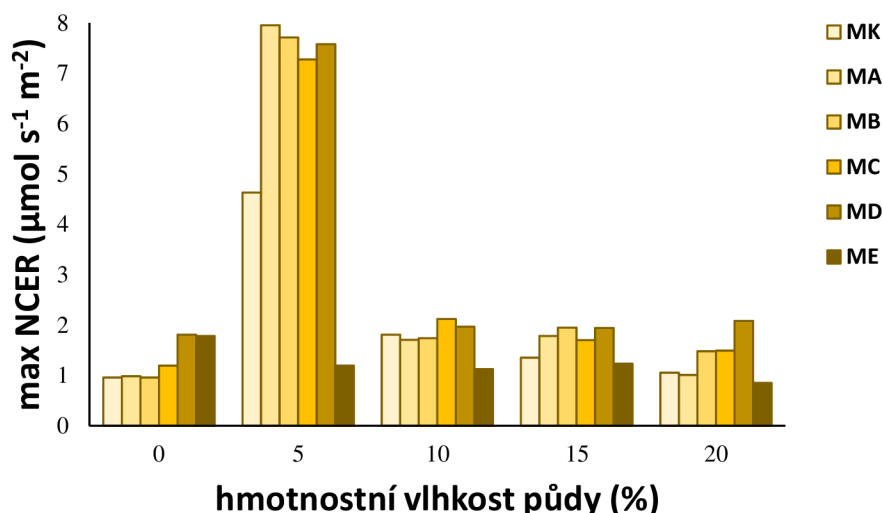
U posledního vlhkostního kroku s 20 % vlhkosti pozorujeme od vzorku HK po vzorek HB rostoucí průběh, kdy nejvyšší hodnota byla zaznamenána právě u vzorku HB, a to 1,64 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Posléze došlo opět ke snížení hodnot. Nejnižší naměřená hodnota v tomto vlhkostním kroku byla u vzorku HE, a to 0,94 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Jednotlivé naměřené průměrné hodnoty jsou zobrazeny v Příloze 10.

5.2.3 Emise CO₂ z půdních vzorků černice po inkubaci

I u poslední stanovené půdy, kterou byla černice z Milčic, byly půdní vzorky zpracovány stejným způsobem jako u předchozích dvou odběrových lokalit, kterými byly Semice a Humpolec.

5.2.3.1 Maximální hodnoty emise CO₂ půdních vzorků černice po inkubaci

Obrázek 25 zobrazuje maximální naměřené hodnoty emise oxidu uhličitého u půdních vzorků černice, které byly odebrané z Milčic.



Obrázek 25 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

Stejně jako tomu bylo u předchozích dvou půd, tak i zde jsou nejnižší naměřené hodnoty u neovlhčeného vzorku. Vzorky od MK po MB měly stejné hodnoty, a to 0,96 μmol s⁻¹ m⁻². Od vzorku MC byl průběh rostoucí s největší dosaženou hodnotou 1,81 μmol s⁻¹ m⁻² u vzorku MD. Vzorek s největším hmotnostním obsahem biocharu měl klesající tendence.

U druhého kroku, s hmotnostní vlhkostí 5 %, byly naměřeny nejvyšší maximální hodnoty aktuální emise CO₂. Jako u předchozího vzorku kambizemě i zde je nejvyšší naměřená hodnota u vzorku MA, a to 7,95 μmol s⁻¹ m⁻². I vzorky HK, HB, HC a HD dosáhly v tomto vlhkostním kroku nejvyšších hodnot v porovnání s dalšími vlhkostmi. Nejnižší naměřená hodnota byla u vzorku ME, a to 1,19 μmol s⁻¹ m⁻².

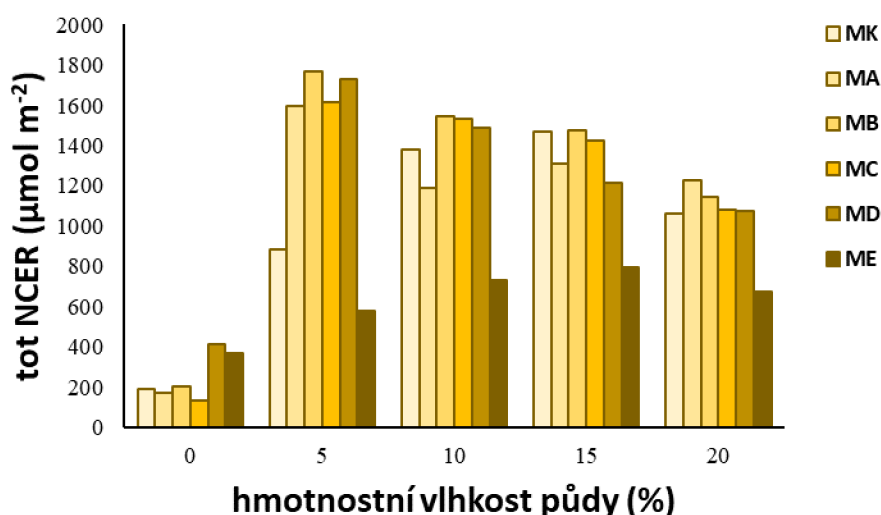
V posledních třech vlhkostních krocích při hmotnostních vlhkostech 15 % a 20 % je zřejmý trend poklesu maximálních hodnot emisí CO₂ z půdy. Nejprve byl průběh aktuálních emisí rostoucí, kdy největší dosažená hodnoty u vzorku MC s 10 % hmotností vlhkosti byly 2,12 μmol s⁻¹ m⁻². U čtvrtého vlhkostního kroku s 15 % u vzorku MB a to 1,95, a u vzorku s 20 % hmotnostní vlhkosti 2,08 μmol s⁻¹ m⁻², a to vzorek MD.

Nejnižší naměřená hodnota z celkové maximální emise CO₂ byla u posledního vlhkostního kroku, a to u vzorku s největším hmotnostním obsahem biocharu (10 %), která dosáhla hodnot 0,58 μmol s⁻¹ m⁻².

V případě maximální dosažené hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků černice z odběrové lokality Milčice jsme z hlediska vlhkostních kroků sledovali podobný trend jako ve studii Fér et al. (2020), kde byly měřeny hodnoty maximální emise CO₂ z půdních vzorků fluvizemě modální. Všechny hodnoty maximální aktuální emise CO₂ jsou uvedeny v následující Příloze 11.

5.2.3.2 Kumulativní hodnoty emise CO₂ půdních vzorků černice

V Obrázku 26 jsou zobrazeny kumulativním vyjádřením veškerých naměřených hodnot pro půdní vzorky z Milčic.



Obrázek 26 - hodnoty kumulativní emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

I zde je vidět, že nejnižší naměřené hodnoty jsou u neovlhčeného vzorku. Kdy nejnižší hodnota byla u vzorku MC, a to 133,39 $\mu\text{mol m}^{-2}$, a nejvyšší dosažená hodnota u vzorku s druhým nejvyšším hmotnostním obsahem biocharu 412,10 $\mu\text{mol m}^{-2}$ (MD).

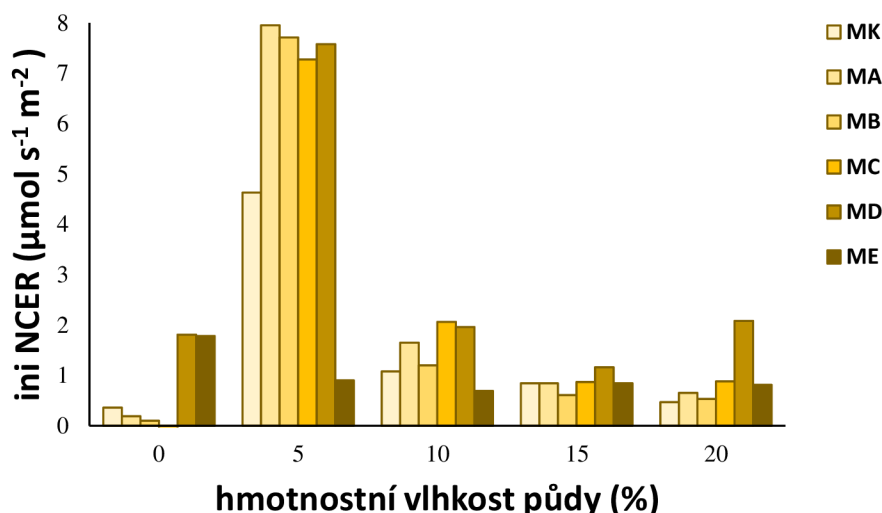
U druhého vlhkostního kroku došlo k naměření nejvyšších hodnot kumulativní emise, a to u vzorku MA až po vzorek MD, kdy nejvyšší naměřenou hodnotou byl vzorek s 1 % hmotnostním obsahem biocharu, který měl 1768,72 $\mu\text{mol m}^{-2}$ (MB). Oproti tomu vzorek MK a vzorek s největším hmotnostním obsahem biocharu (vzorek ME) měli hodnoty nižší, kdy nejnižší hodnota byla právě u ME, a to 576,68 $\mu\text{mol m}^{-2}$.

V následujících dvou vlhkostních krocích při hmotnostních vlhkostech 10 % a 15 % byl zaznamenán podobný průběh kumulativních emisí. Vzorek bez přídavku biocharu měl vyšší hodnoty než vzorek s 0,5 % hmotnostním obsahem biocharu (MA). K nejvyšším hodnotám došlo u vzorku MB, 1548,370 $\mu\text{mol m}^{-2}$ při 10 % vlhkosti a u vzorku s 15 % vlhkostí 1472,86 $\mu\text{mol m}^{-2}$. Poté měl průběh kumulativních emisí klesající hodnoty. Nejnižší hodnoty byly u vzorků ME.

V případě posledního vlhkostního kroku, při 20 % hmotnostní vlhkosti měl vzorek HK hodnotu 1061,10 $\mu\text{mol m}^{-2}$, HE potom pouze 671,95 $\mu\text{mol m}^{-2}$. Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v Příloze 12.

5.2.3.3 Počáteční hodnoty emise CO₂ půdních vzorků černice po inkubaci

Hodnoty zobrazené na Obrázku 27 jsou naměřené počáteční hodnoty pro půdní vzorky z Milčic.



Obrázek 27 - hodnoty počáteční emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

I zde byly v prvním vlhkostním kroku naměřeny nízké počáteční hodnoty emise CO₂ z půdy. Nejnižší hodnoty dosáhl vzorek MC, který byl v záporných hodnotách, a to - 0,22 μmol s⁻¹ m⁻². Vyjma tohoto vzorku jsme v neovlhčených vzorcích sledovali navyšování počátečních hodnot emisí od vzorku MB s 0,10 μmol s⁻¹ m⁻² po nejvyšší v tomto kroku naměřenou hodnotu 1,81 μmol s⁻¹ m⁻² u vzorku MD.

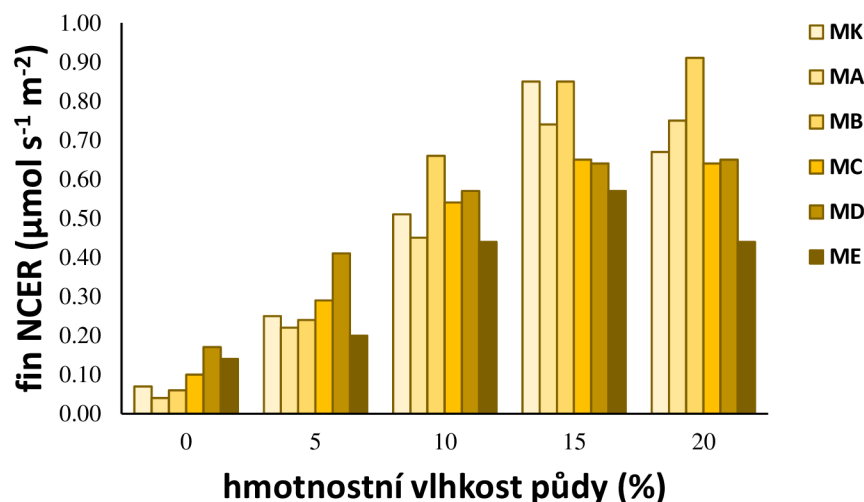
U počátečních hodnot emise CO₂ při hmotnostní vlhkosti 5 % jsme pozorovali stejný průběh jako u maximálních hodnot aktuální emise oxidu uhličitého. Opět je v tomto vlhkostním kroku zřejmé zvyšování hodnot aktuální emise od MK po MA s největší naměřenou hodnotou 7,95 μmol s⁻¹ m⁻² a následovné snížení dvou nadcházejících hodnot počáteční emise CO₂ (SB a SC). Vzorek MD měl hodnoty vyšší a nejnižší naměřenou hodnotou byla hodnota 0,90 μmol s⁻¹ m⁻² u vzorku ME.

U vzorků měřených při 15 % hmotnostní vlhkosti jsme zaznamenali obdobné hodnoty, které se pohybovaly v rozmezí od nejnižší hodnoty 0,61 μmol m⁻² u vzorku MB až po nejvyšší hodnotu 1,16 μmol m⁻² u vzorku MD.

Poslední vlhkostní krok měl počáteční hodnotu emise CO₂ nejvyšší u vzorku MD s hodnotou 2,08 μmol s⁻¹ m⁻², a nejnižší počáteční hodnotu u vzorku bez hmotnostní obsahu biocharu (MK) 0,47 μmol s⁻¹ m⁻². Naměřené hodnoty počáteční emise CO₂ z půdních vzorků jsou zobrazeny v Příloze 13.

5.2.3.4 Konečné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků černice po inkubaci

Na Obrázku 28 jsou vyjádřeny závěrečné hodnoty měření emise CO₂ z půdních vzorků černice z Milčic.



Obrázek 28 - hodnoty konečné emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

U vzorků s nulovou hmotnostní vlhkostí půdy byly naměřeny opět nejnižší hodnoty konečné emise CO₂ z půdy. Nejnižší hodnota byla v tomto kroku naměřena u vzorku MB (0,04 μmol s⁻¹ m⁻²) a nejvyšší u ME (0,17 μmol s⁻¹ m⁻²).

Při hmotnostní vlhkosti 5 % se naměřené hodnoty pohybovaly v podobném rozmezí, a to mezi hodnotami 0,20 μmol s⁻¹ m⁻² (ME) – 0,29 μmol s⁻¹ m⁻² (MC). Překvapivé navýšení hodnot nastalo u vzorku MD, které dosáhlo až hodnoty 0,41 μmol s⁻¹ m⁻².

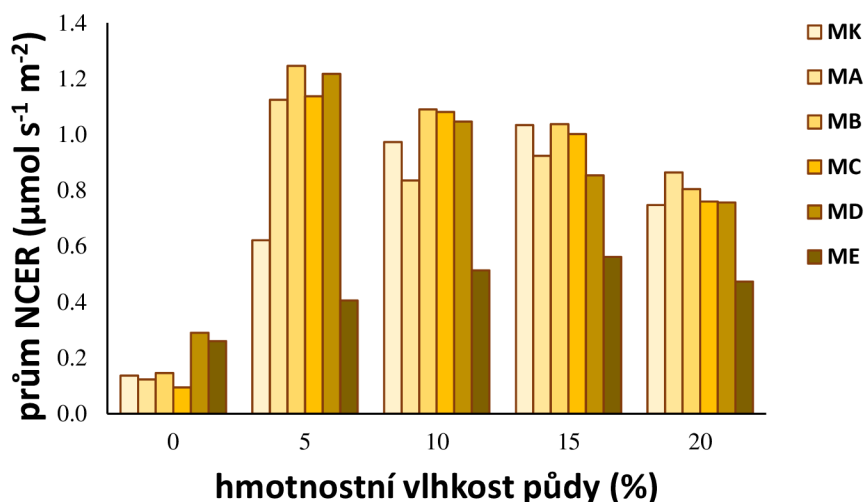
U třetího a čtvrtého vlhkostního kroku sledujeme podobný trend – lehké snížení hodnot konečné emise u vzorku MA oproti vzorku MK, následovné zvýšení emise vzorku MB, který dosáhl i nejvyšších hodnot u těchto jednotlivých vlhkostních kroků. Nejnižší hodnoty měly vzorky s nejvyšším hmotnostním obsahem biocharu (vzorky ME).

Při hmotnostní vlhkosti 20 % byly rostoucí hodnoty až po vzorek MB, který dosáhl i nejvyšší konečné hodnoty z celého měření u půdních vzorků černice, a to 0,91 s⁻¹ m⁻². Nejnižší naměřená hodnota byla u vzorku s největším hmotnostním obsahem biocharu, a to 0,44 s⁻¹ m⁻² (ME)

Ostatní naměřené konečné hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků černice z Milčic jsou zobrazují v následující Příloze 14.

5.2.3.5 Průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků černice po inkubaci

Obrázek 29 zobrazuje průměrné hodnoty emise oxidu uhličitého veškerých naměřených hodnot pro půdní vzorky z Milčic.



Obrázek 29 - průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

I zde je z grafu viditelné, že neovlhčené půdní vzorky vykazují velmi nízké hodnoty aktuální emise CO₂. Nejnižší naměřená hodnota byla u vzorku MC 0,09 μmol s⁻¹ m⁻². Nejvyšší hodnota pak u následujícího vzorku MD 0,29 μmol s⁻¹ m⁻².

U druhého vlhkostního kroku, při hmotnostní vlhkosti 5 % jsme zaznamenali nejvyšší hodnoty průměrné emise CO₂. Od vzorku MK jsme pozorovaly rostoucí hodnoty po vzorek MB, který měl i nejvyšší naměřenou hodnotu a ta byla 1.25 μmol s⁻¹ m⁻². Vzorek MC a ME měli klesající hodnoty, kdy nejnižší hodnota u vzorku ME byla 0,41 μmol s⁻¹ m⁻². Vzorek MD měl průměrné hodnoty emise rostoucí.

Třetí a čtvrtý vlhkostní krok s hmotnostní vlhkostí půdy 10 % a 15 % měl podobný průběh. Nejvyšší naměřené hodnoty byly u vzorků s hmotnostním obsahem biocharu 1 % (vzorek MB). Nejnižší naměřené hodnoty pak u vzorků ME s největším množstvím biocharu (10 %).

Hodnoty u posledního vlhkostního kroku při 20 % hmotnostní vlhkosti se pohybovaly v rozmezí 0,86 μmol s⁻¹ m⁻² až po 0,47 μmol s⁻¹ m⁻² (vzorek MA a ME).

Naměřené průměrné hodnoty emise oxidu uhličitého z půdních vzorků černice jsou podrobně rozepsány v Příloze 15.

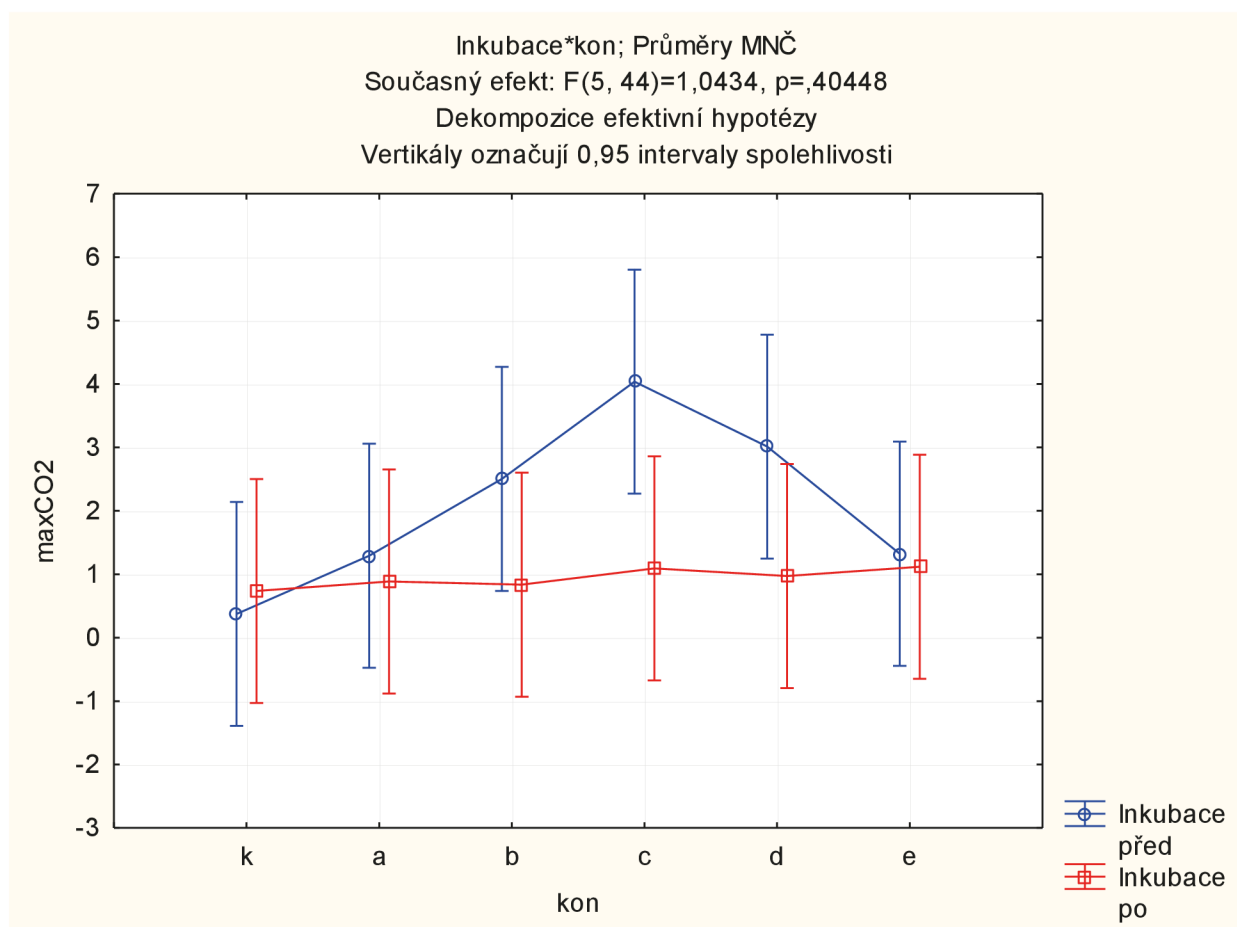
5.3 Statistické zhodnocení výsledků

Pomocí programu Statistika 12 byl hodnocen vliv aplikace biocharu na emise CO₂ pomocí Obecného lineárního modelu (GLM) na půdních vzorcích před inkubací a po inkubaci. Pro hodnocení byly vybrány tři charakteristiky (maximální, kumulativní a průměrné hodnoty). Vzorky byly posuzovány pomocí efektů jako je vliv dávky biocharu, doby inkubace vzorku a vlhkosti půdy společně s interakcí mezi biocharem a dobou inkubace. Všechny efekty v modelu byly hodnoceny jako fixní. Rozdíly mezi jednotlivými variantami jsou v následujících grafech a obrázcích prezentovány pomocí Fisherova LSD testu na hladině významnosti 0,05.

5.3.1 Statistické zhodnocení maximálních naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci

5.3.1.1 Maximální hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků ze Semic před inkubací a po inkubaci

Pomocí programu Statistika 12 byl hodnocen vliv aplikace biocharu na emise CO₂ pomocí Obecného lineárního modelu (GLM). Na Obrázku 30 jsou vyobrazeny vlivy jednotlivých efektů a interakce na průběh maximálních aktuálních hodnot na půdních vzorcích regozemě před inkubací a po inkubaci.

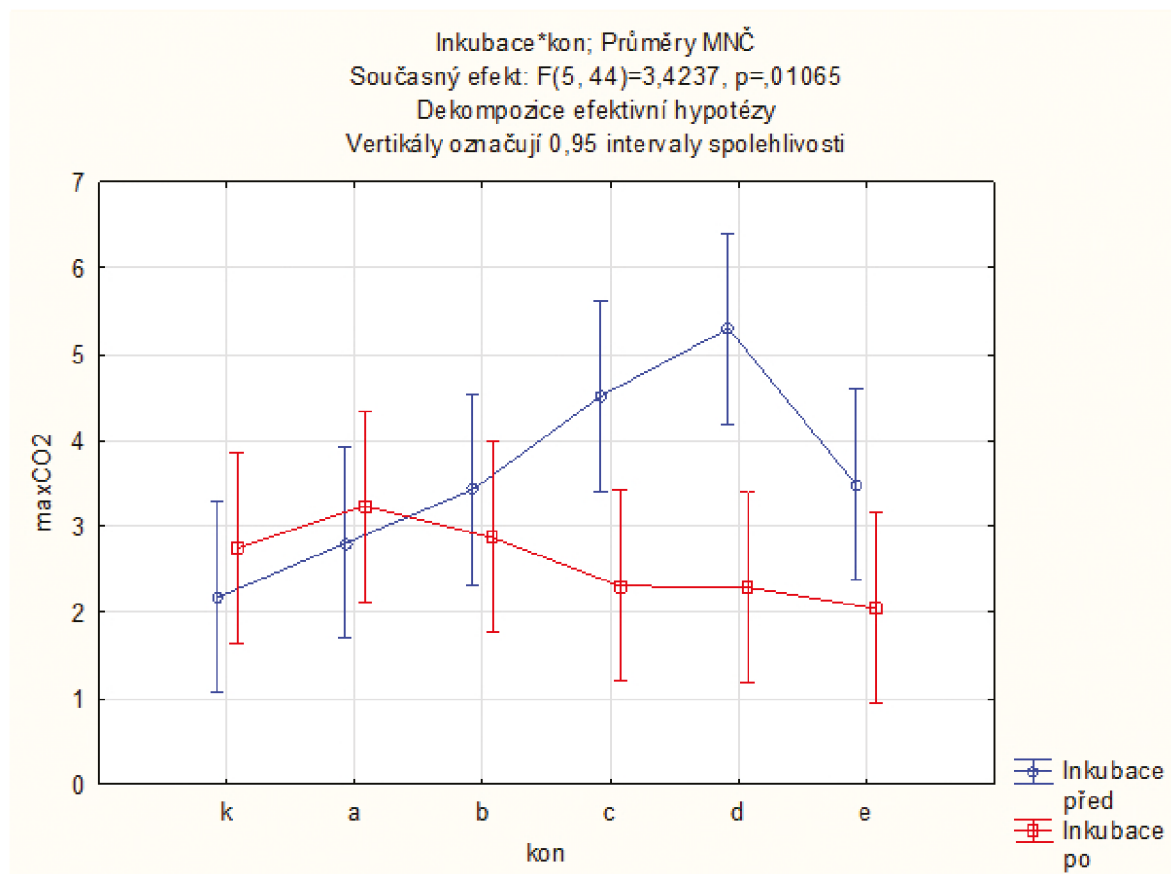


Obrázek 30 – Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic před inkubací a po inkubaci

Z grafu je viditelné, že inkubace naměřené hodnoty průkazně snižuje. Samotná koncentrace biocharu neměla významný vliv na průběh hodnot ve vzorcích před inkubací a po inkubaci. Zato vlhkost průkazně ovlivňuje průběhy s maximem při 5 %. Interakce ukazuje, že u půdy regozemě dávka aplikovaného biocharu lineárně zvyšuje emise CO₂, ale tento efekt již není patrný po 6měsíční inkubaci. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 16.

5.3.1.2 Maximální hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků z Humpolce před inkubací a po inkubaci

V následujícím Obrázku 31 jsou zobrazeny pomocí programu Statistika 12, Obecného lineárního modelu (GLM) vlivy jednotlivých efektů a interakce na průběh maximálních aktuálních hodnot na půdní vzorky kambizemě z Humpolce.

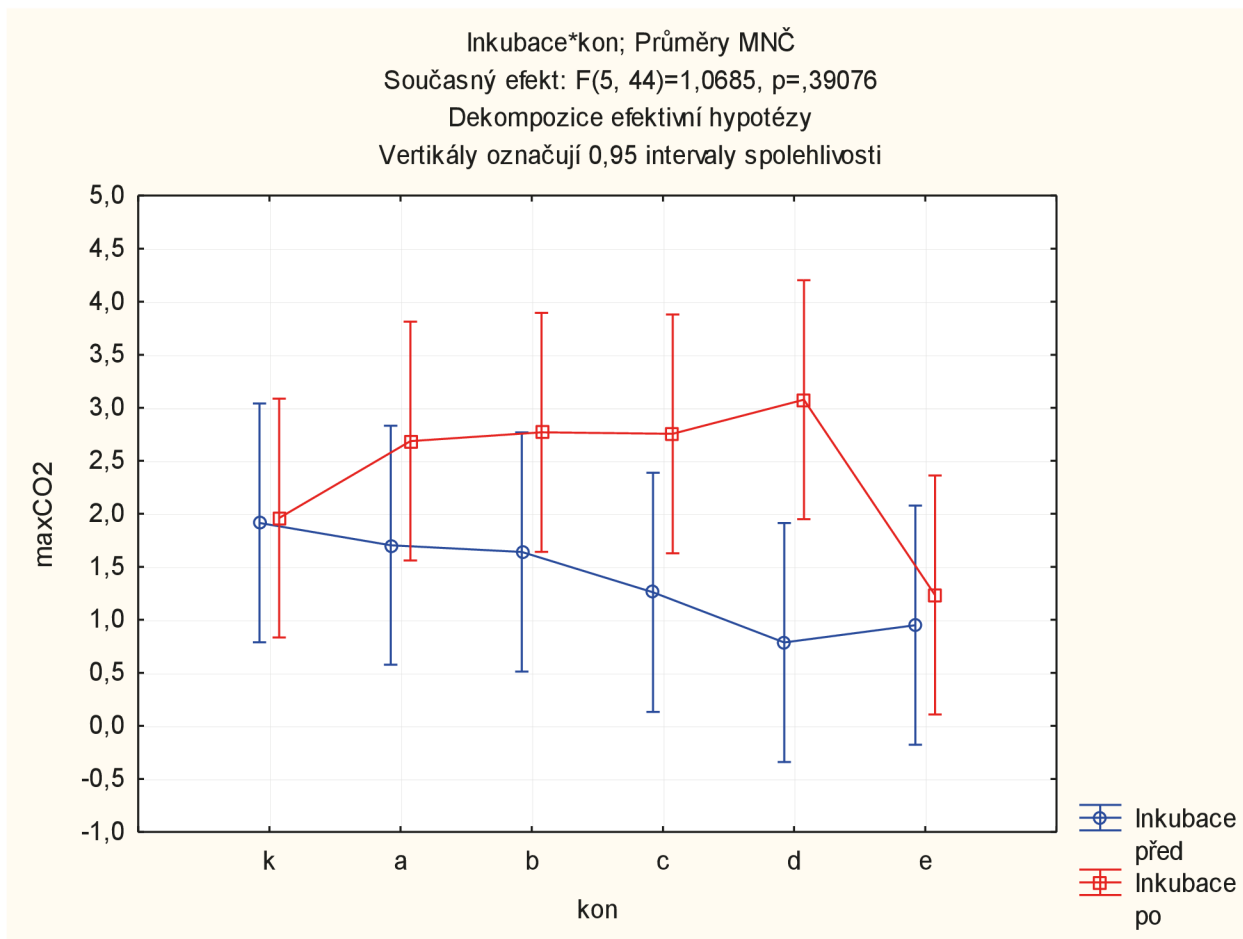


Obrázek 31 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce před inkubací a po inkubaci

Z grafu je jednoznačně vidět, že inkubace naměřené hodnoty průkazně snižuje, ale naopak samotná koncentrace biocharu neměla významný vliv na průběh hodnot. Vlhkost průkazně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 10 %. Interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy kambizemě má aplikovaná dávka biocharu význam. Tedy, že 6měsíční inkubační doba, měla významný vliv na průběh emisí CO₂ z půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 17.

5.3.1.3 Maximální hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků z Milčic před inkubací a po inkubaci

Obrázek 32 zobrazuje pomocí programu Statistika 12, Obecného lineárního modelu (GLM) vliv jednotlivých efektů a interakce na průběh maximálních aktuálních hodnot u půdních vzorků černice, které byly odebrané na odběrové lokalitě Milčice.



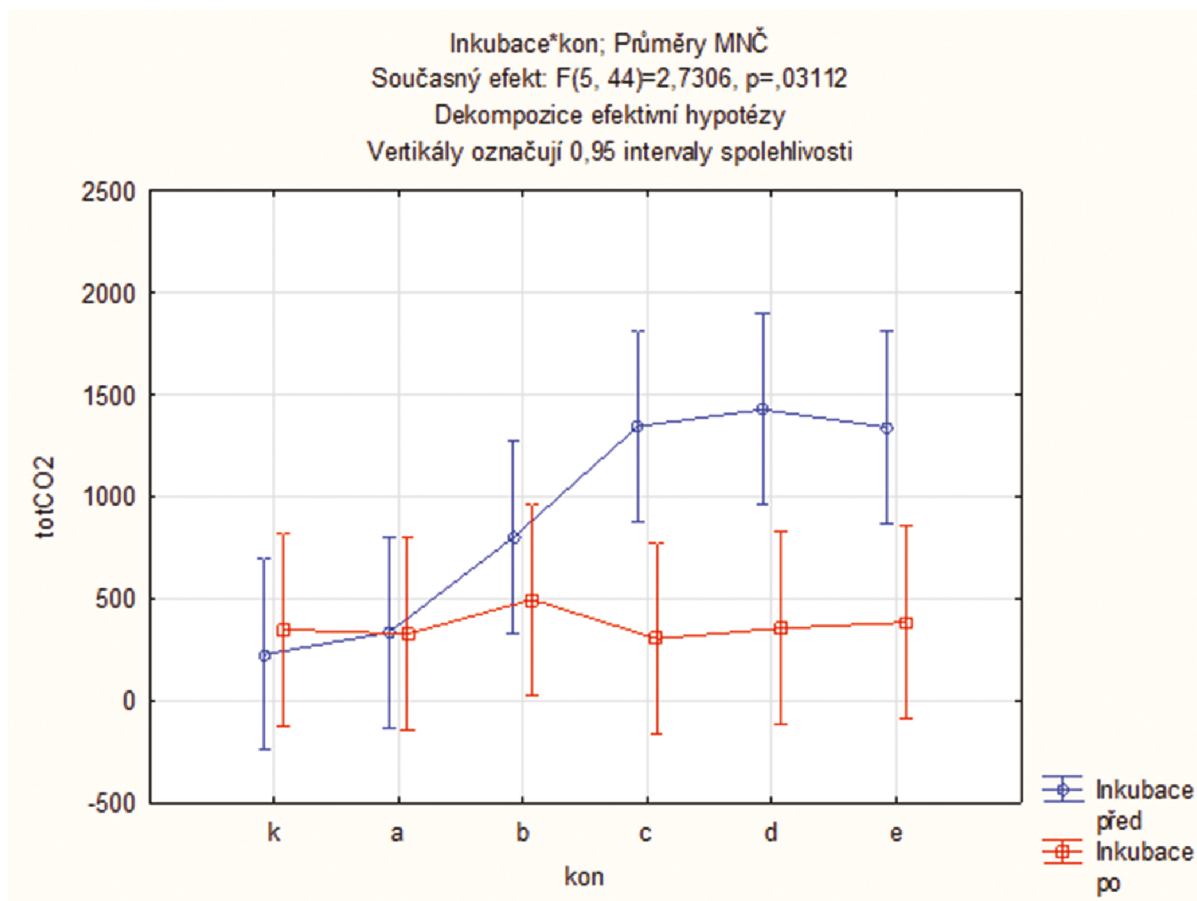
Obrázek 32 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

Na grafu je poznat, že inkubace naměřené hodnoty průkazně v čase zvyšuje. Samotná koncentrace biocharu neměla významný vliv na průběh hodnot. Naopak vlhkost průkazně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 5 %. Interakce ukazuje, že u půdy černice dávka aplikovaného biocharu lineárně zvyšuje emise CO₂, ale tento efekt již není patrný po 6měsíční inkubaci. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 18.

5.3.2 Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci

5.3.2.1 Kumulativní hodnoty emise CO₂ půdních vzorků ze Semic po inkubaci

Stejným způsobem bylo pro porovnání kumulativních hodnot emise CO₂ z půdních vzorků před inkubací a po inkubaci užit program Statistika 12. Jedná se opět o metodu Obecného lineárního modelu (GLM), která posuzovala efekty vlivu dávky biocharu, doby inkubace vzorku a vlhkosti půdy společně s interakcí mezi biocharem a dobou inkubace. Přesnější rozdíly půdních vzorků regozemě ze Semic jsou zobrazeny na Obrázku 33.

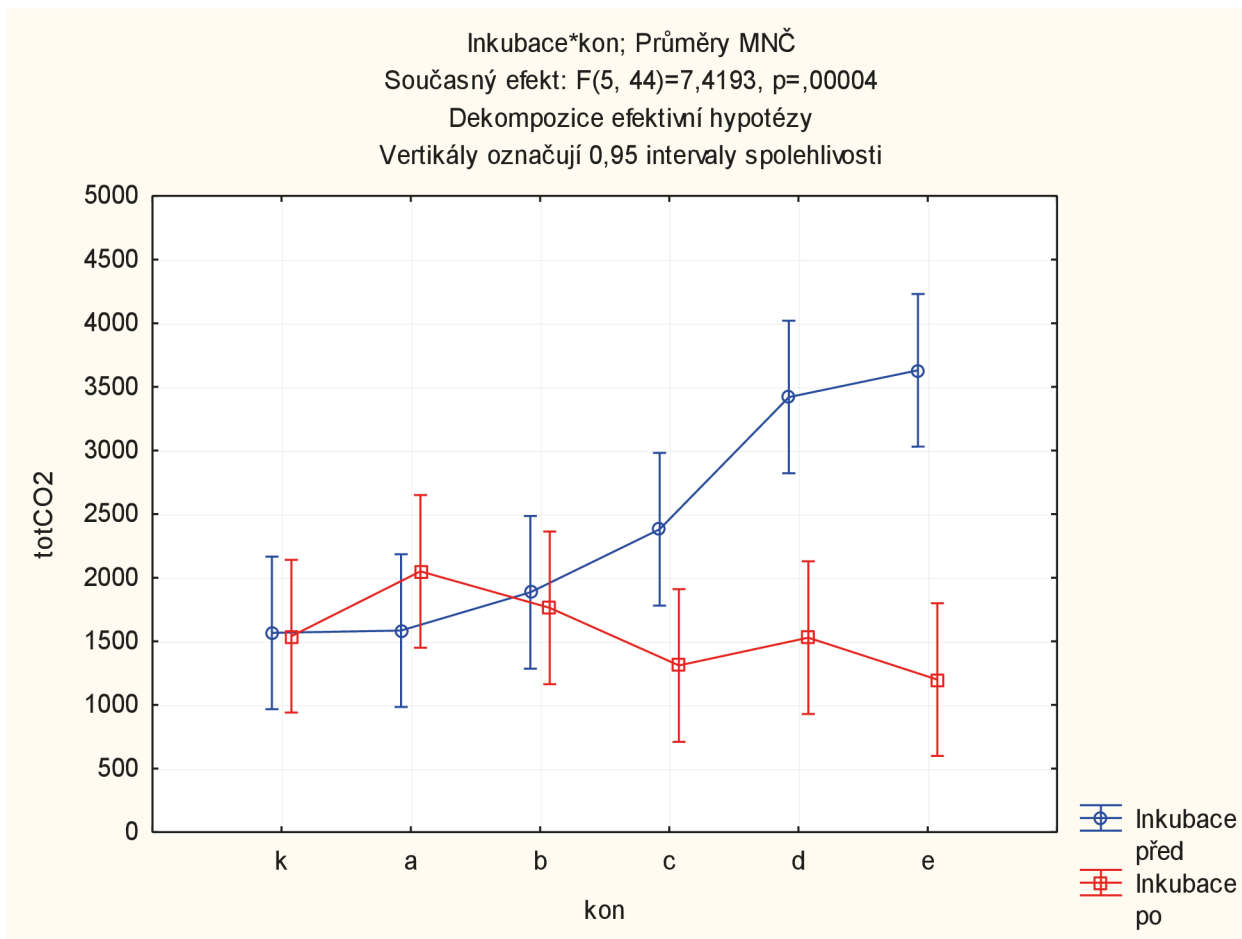


Obrázek 33 - Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semi před inkubací a po inkubaci

Z grafu je poznat, že jednotlivé efekty i interakce měli prokazatelný vliv na hodnoty vzorků před inkubací a po inkubaci. Například inkubace naměřené hodnoty průkazně snižuje. Samotná koncentrace biocharu měla významný vliv na průběhy hodnot. Dokonce i vlhkost průkazně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 5 %. A interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy regozemě má aplikovaná dávka biocharu význam vliv na rozdílný průběh kumulativních hodnot emise CO₂. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 19.

5.3.2.2 Kumulativní hodnoty emise CO₂ půdních vzorků z Humpolce po inkubaci

Obrázek 34 znázorňuje změny kumulativních hodnot emise CO₂ z půdních vzorků kambizemě před inkubací a po inkubaci.

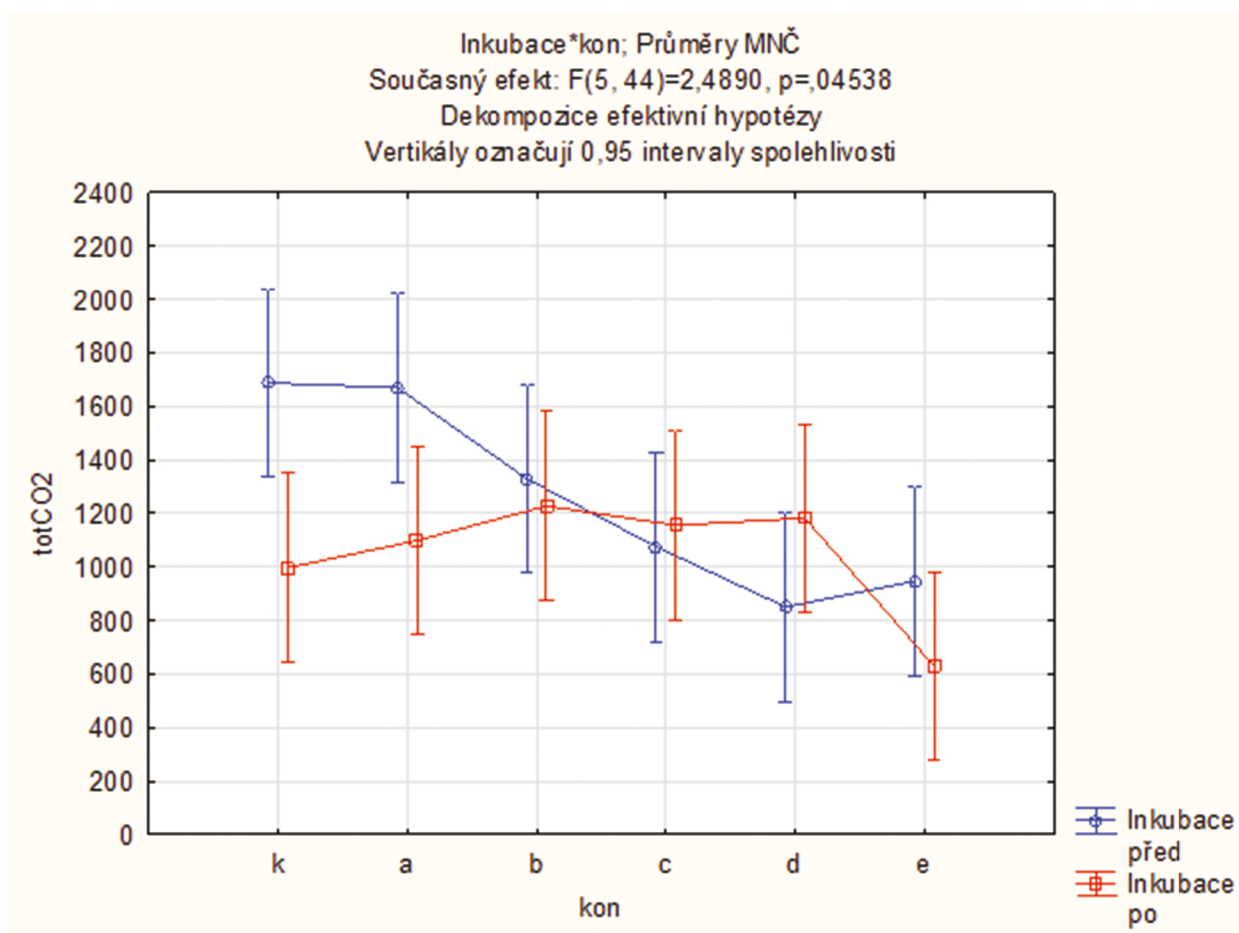


Obrázek 34 - Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

Na grafu je vidět, že i u vzorků z odběrové lokality Humpolec mají jednotlivé efekty i interakce prokazatelný vliv na hodnoty vzorků před inkubací a po inkubaci. Inkubace naměřené hodnoty průkazně snižuje. Samotná koncentrace biocharu měla významný vliv na průběhy hodnot. Dokonce i vlhkost prokazatelně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 10 %. A interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy kambizemě má aplikovaná dávka biocharu význam vliv na rozdílný průběh kumulativních hodnot emise CO₂. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 20.

5.3.2.3 Kumulativní hodnoty emise CO₂ půdních vzorků z Milčic po inkubaci

V Obrázku 35 jsou zobrazeny změny kumulativních hodnot emise CO₂ z půdních vzorků černice před inkubací a po inkubaci.



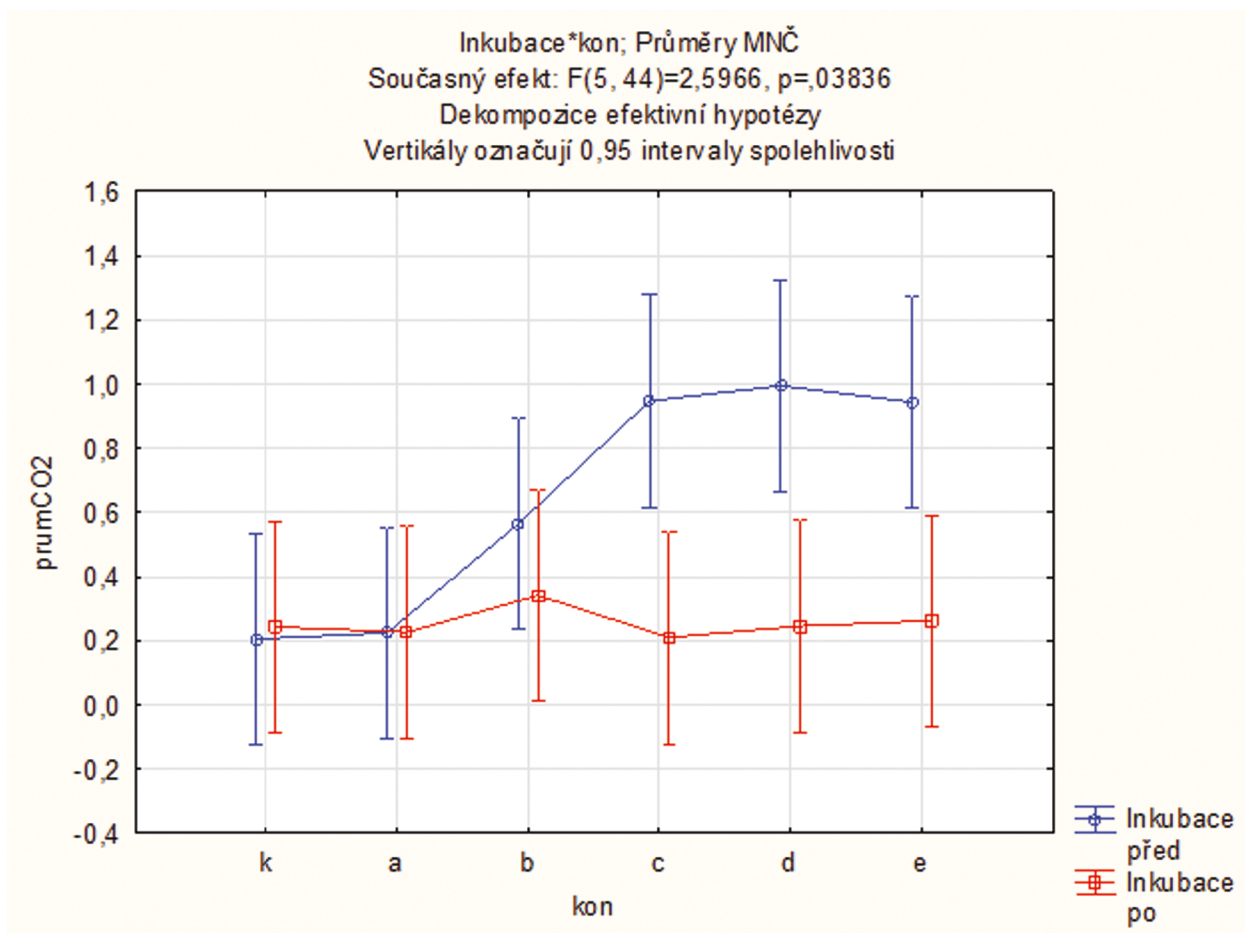
Obrázek 35 - Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

Stejně jako tomu bylo u půdních vzorků regozemě a kambizemě, i zde u půdního vzorku černice je z grafu jednoznačně vidět, že jednotlivé efekty i interakce mají prokazatelný vliv na hodnoty vzorků před inkubací a po inkubaci. Inkubace naměřené hodnoty průkazně v čase mírně zvyšuje. Samotná koncentrace biocharu měla významný vliv na průběhy hodnot. Dokonce i vlhkost prokazatelně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 10 %. A interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy kambizemě má aplikovaná dávka biocharu význam vliv na rozdílný průběh kumulativních hodnot emise CO₂. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 21.

5.3.3 Statistické zhodnocení průměrných hodnot emise CO₂ u půdních vzorků před inkubací a po inkubaci

5.3.3.1 Průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků ze Semic po inkubaci

Poslední charakteristický rozdíl, který byl hodnocen podle programu Statistika 12, metodou Obecného lineárního modelu (GLM), byla průměrná emise CO₂, která posuzovala efekty jako vliv dávky biocharu, doby inkubace vzorku a vlhkosti půdy společně s interakcí mezi biocharem a dobou inkubace. Průběh půdních vzorků z regozemě je graficky zobrazen na Obrázku 36.



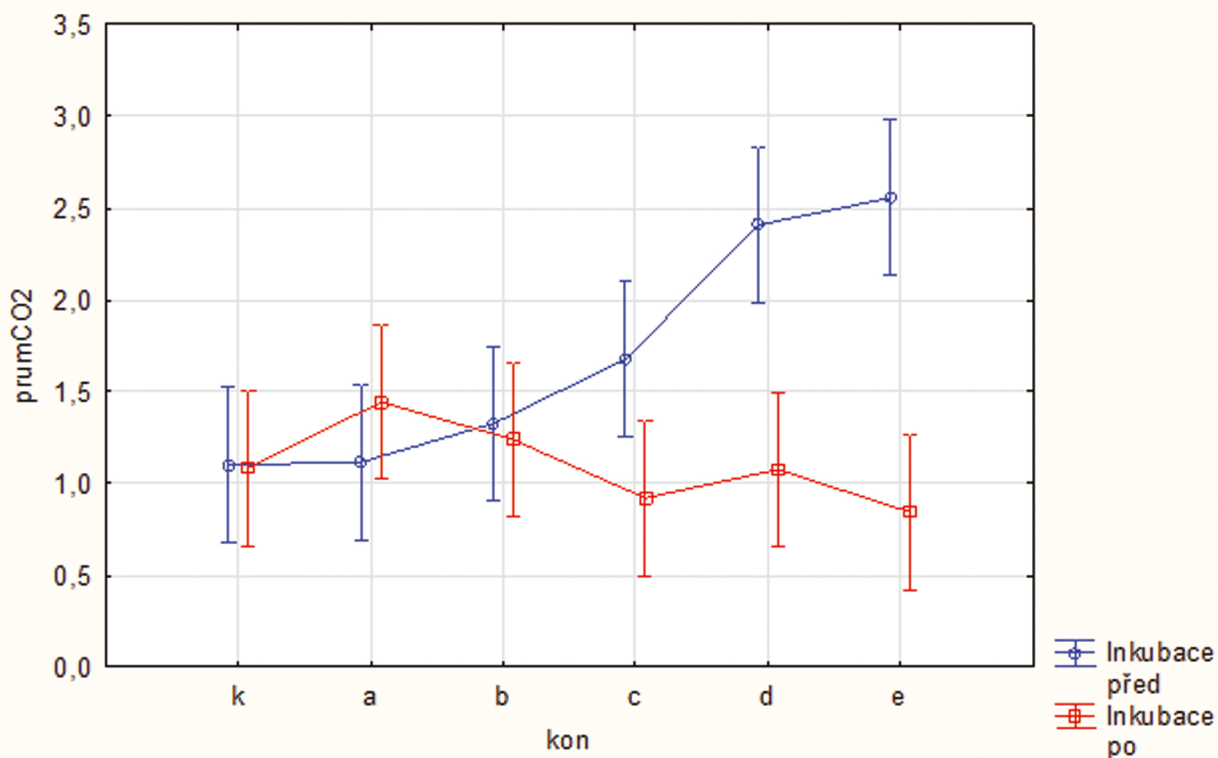
Obrázek 36 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

Z grafu je jednoznačně vidět, že inkubace naměřené hodnoty průkazně snižuje. I ostatní efekty jako je koncentrace biocharu a vlhkost prokazatelně ovlivňují průběhy hodnot. Vlhkost průkazně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 5 %. Interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy regozemě má aplikovaná dávka biocharu význam. Tedy, že 6měsíční inkubační doba, měla významný vliv na průběh emisí CO₂ z půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 22.

5.3.3.2 Průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků z Humpolce po inkubaci

Průběh hodnot na Obrázku 37 znázorňuje změny průměrných hodnot emise CO₂ z půdních vzorků kambizemě před inkubací a po inkubaci.

Inkubace*kon; Průměry MNČ
 Současný efekt: $F(5, 44)=7,4280$, $p=,00004$
 Dekompozice efektivní hypotézy
 Vertikály označují 0,95 intervaly spolehlivosti

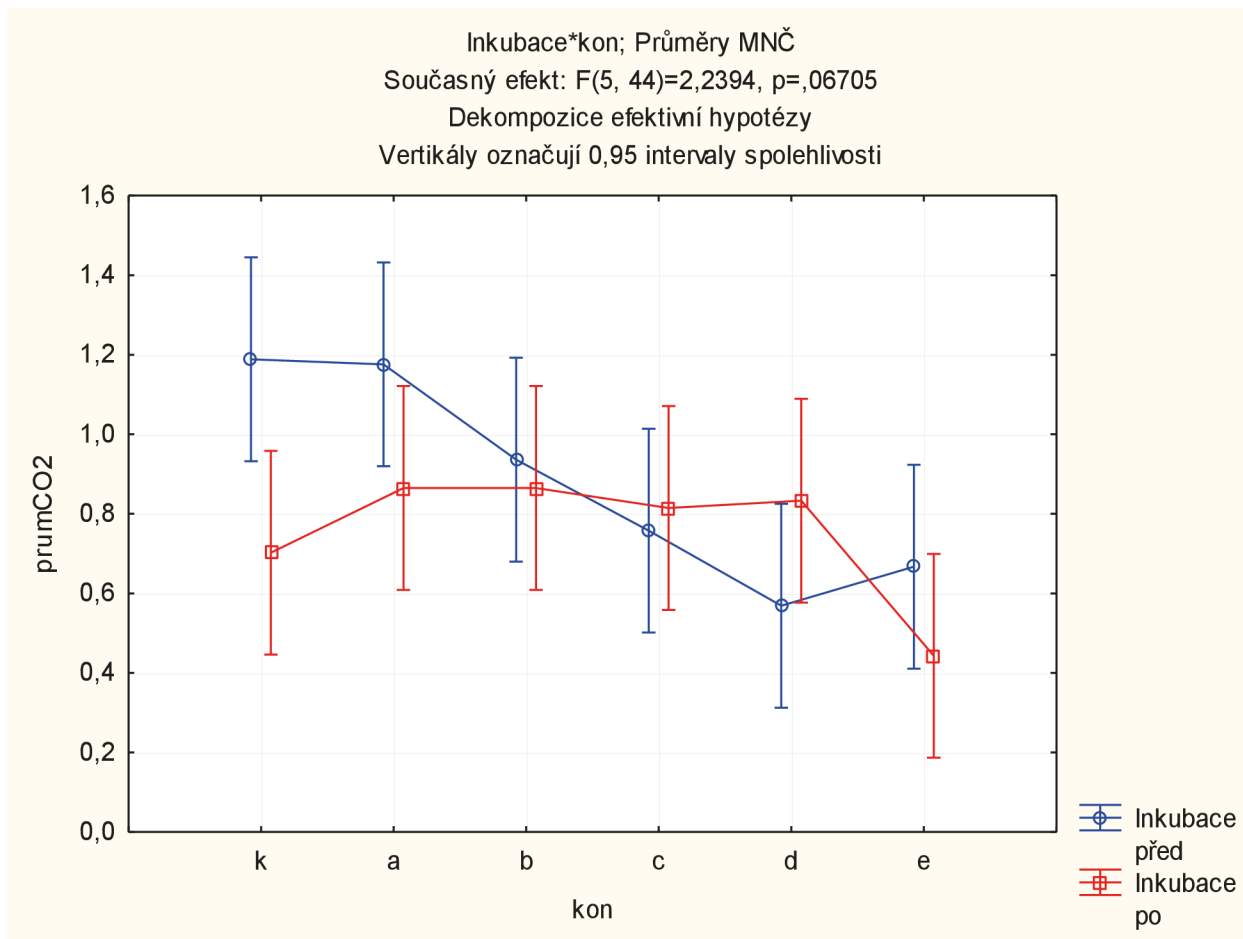


Obrázek 37 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

I zde je z grafu vidět, že mají jednotlivé efekty i interakce prokazatelný vliv na hodnoty vzorků před inkubací a po inkubaci. Inkubace naměřené hodnoty průkazně snižuje. Samotná koncentrace biocharu měla významný vliv na průběhy hodnot. Dokonce i vlhkost prokazatelně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 10 %. A interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy kambizemě má aplikovaná dávka biocharu význam vliv na rozdílný průběh průměrných hodnot emise CO₂. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 23.

5.3.3.3 Průměrné hodnoty emise CO₂ půdních vzorků z Milčic po inkubaci

Obrázek 38 zobrazuje změny průměrných hodnot emise CO₂ z půdních vzorků černice před inkubací a po inkubaci.



Obrázek 38 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

Na grafu je vidět, že inkubace neměla prokazatelný vliv na změny průběhů hodnot. Naopak tomu bylo u efektu koncentrace biocharu a vlhkosti, kteří měli prokazatelný vliv na průběhy hodnot u vzorků před inkubací a po inkubaci. Vlhkost prokazatelně ovlivňuje průběhy hodnot ve vzorcích s maximem při 15 %. Samotná interakce mezi inkubací a koncentrací biocharu prokazuje, že u půdy černice má aplikovaná dávka biocharu význam vliv na rozdílný průběh průměrných hodnot emise CO₂. Statistické zhodnocení zkoumaných faktorů a odpovídajících p-hodnot je zobrazeno v Příloze 24.

6 Diskuze

Půdní respirace je komplexní parametr, který je ovlivňován spoustou různých faktorů, ať už chemických (například aktivní a výměnná půdní reakce, obsah organického uhlíku, uhličitánů v půdních vzorcích a salinita půdy) nebo fyzikálních (zrnitostní složení, pórovitost a specifická hmotnost půdy), (Zhong et al. 2016). Respirace půdy je také značně závislá na fyziologických podmínkách mikroorganismů (Foukalová, 2011).

Půdní vzorky byly odebrány ze třech různých odběrových lokalit, a to ze Semic (S), Milčic (M) a Humpolce (H). Na vzorcích se určil půdní typ podle Klasifikačního systému půd. Půdní vzorek ze Semic byl klasifikován jako regozem, vzorek z Milčic pak jako černice a půdní vzorek z Humpolce jako kambizem. Bylo zjištěno, že každý půdní typ s odlišnými vlastnostmi má rozdílný průběh emise CO₂ po přidání odlišných poměrů uhlíku. Stejně tomu tak bylo i ve studii Martí et al. (2021), kde byl sledován vliv různého poměru uhlíku na různých půdních typech (po dobu jednoho roku) na respiraci půdy. Srovnání respirace různých druhů půd je možné pouze u těch půdních vzorků, které byly odebrány za srovnatelných teplotních a vlhkostních podmínek. Jako nejvýhodnější se ukázaly odběry jarní a podzimní. Respiraci půdy je nutné hodnotit v kontextu s fyzikálními, chemickými a dalšími biologickými parametry půd (Foukalová 2011).

Byly provedeny dva experimenty: 1) měření emise CO₂ z půd po odebrání (vysušení, přesátí a namíchání různého poměru biocharu) 2) na stejných vzorcích, které byly cca 6 měsíců inkubovány v přírodních podmínkách (na vzduchu). Pro tyto dva experimenty byly odebrány vzorky na třech různých lokalitách. Vzorky byly následně rozděleny na 6 variant pro každou půdu a byl přimíchán různý poměr biocharu (celkově tedy 18 vzorků). První varianta (SK, HK, MK) byla kontrolní bez obsahu biocharu. Druhá varianta (SA, HA, MA) byla smíchána s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 %. Třetí varianta (SB, HB, MB) byla smíchána s 1 % biocharu. Čtvrtá varianta (SC, HC a MC) byla smíchána s množstvím biocharu 2,5 %. Následující dvě varianty pátá (SD, HD, MD) a šestá (SE, HE, ME) byly smíchány s 5 % a 10 % hmotnostním obsahem biocharu. Dále byl každý ze vzorků ovlhčován v pěti vlhkostních krocích. První krok představoval vlhkost 0 % (bez přidání vody). Následné kroky představovaly hmotnostní vlhkosti 5 %, 10 %, 15 % a 20 %. Každý ze vzorků byl měřen po dobu 5 dnů každou minutu v uzavřeném klimatizovaném boxu bez světla.

Z naměřených dat u inkubovaných půdních vzorků bylo vyhodnoceno pět základních charakteristik: maximální, kumulativní, počáteční, konečná a průměrná emise CO₂.

U půdního vzorku, který byl odebraný na lokalitě Semice, bylo zjištěno, že nejvyšší naměřené maximální hodnoty oxidu uhličitého byly u druhého vlhkostního kroku, tedy s 5 % hmotnostní vlhkosti a zároveň u vzorku, který měl nejvyšší obsah biocharu (20 %). Naopak nejnižší naměřené hodnoty byly u vzorku, který měl jak nejvyšší hmotnostní vlhkost, tak i nejvyšší obsah biocharu 20 %. Naměřená maximální emise CO₂ u půdního vzorku z odběrové lokality Humpolec měli opět nejvyšší naměřené hodnoty u druhého vlhkostního kroku s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 %. Nejnižší naměřené hodnoty u neovlhčeného půdního

vzorku s 2,5 % biocharu. Půdní vzorek z odběrové lokality Milčice, měl opět nejvyšší naměřenou hodnotu maximální emise CO₂ při druhém vlhkostním kroku s 5 % vlhkosti, ale pouze s 0,5 % hmotnostním obsahem biocharu. Nejnižší naměřená hodnota byla u druhého vlhkostního kroku u vzorku s 20 % hmotnostním obsahem biocharu. Ve studiích Fér et al. (2020) kde byly také hodnoceny maximální emise oxidu uhličitého z půdních vzorků, které byly podle klasifikačního systému hodnoceny jako fluvizem modální a černozem. I zde bylo vyzorováno z hlediska vlhkostních kroků dost podobný průběh maximálních dosažených hodnot emise CO₂, jako tomu bylo u půdních vzorků z kambizemě z odběrové lokality Humpolec, tak tou bylo i u půdních vzorků černice z odběrové lokality Milčice.

Další naměřenou charakteristikou byla kumulativní emise CO₂ z půdy. Kdy u půdního vzorku z odběrové lokality ze Semic byly zjištěny u půdních vzorků s hmotnostní vlhkostí 5 % nejvyšší naměřená hodnoty u všech vzorků s různým množstvím biocharu. Ostatní vlhkostní kroky měli kumulativní hodnoty emisí CO₂ nižší. Takový průběh ve svých studiích také sledovali Liu et al. (2002); Fér et al. (2018). Kdy při prvním ovlhčení půdního vzorku došlo k výraznému navýšení hodnot emise CO₂ z půdy. Takovému jevu se říká Birchův efekt, který je pojmenován podle pana Bircha (1958), který ve své studii popisuje, že i po aplikaci vody na suchý vzorek dojde ke zvýšené emisi CO₂, které se následně v čase snižuje. Takový průběh měření je vidět i v mé diplomové práci. Kdy u vzorků ovlhčených čistou vodou jsou zaznamenány stejné průběhy měření. Nejprve po ovlhčení vzorku hodnoty emisí rostly a v průběhu času se snižovaly. Obdobný trend byl sledován i ve studiích Fér et al. (2020), kde byl sledován průběh hodnot v rámci různých vlhkostních krocích na půdním typu černozem modální. I zde byly naměřeny nejvyšší hodnoty kumulativní emise CO₂ u vzorků s prvním ovlhčením. V dalších vlhkostních krocích docházelo k poklesu hodnot kvůli inhibici aerobních organismů (Moayno et al 2012). U půdního vzorku kambizemě, který byl odebrán na odběrové lokalitě Humpolec, bylo zjištěno, že nejvyšší naměřené hodnoty byly u půdních vzorků s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 % a s hmotnostní vlhkostí 5, 10 a 15 %. Naopak nejnižší naměřené hodnoty u všech vlhkostních kroků byly u půdních vzorků s nejvyšším hmotnostním množstvím biocharu (10 %). Kumulativní emise CO₂ u půdního vzorku z odběrové lokality Milčice měla jiné hodnoty, než tomu bylo u výše zmíněných půdních typů. Zde nebyly sledovány podobné průběhy nejvyšších hodnot mezi jednotlivými vlhkostními kroky. Zato nejnižší naměřené hodnoty byly vždy u vzorků s největším hmotnostním obsahem biocharu 10 %, kromě vzorku bez vody. I u kumulativních hodnot emise CO₂ jsme zaznamenali vzájemný vztah hodnot, které byly naměřeny na půdním typu fluvizemě modální ve studiích Fér et al. (2020). Hodnoty kumulativních emisí byly v obou případech rostly až po čtvrtý vlhkostní krok. Další, kdo se ve své vědecké práci zabýval snížením emisí oxidu uhličitého do atmosféry, po přidání biocharu do půdy byl Bovsun et al. (2021). Který pomocí kumulativních hodnot vysvětluje účinky snížení emisí CO₂ na 1 m². Byly připraveny 3 půdní vzorky. Bez přidání biocharu, s 1 kg a se 3 kg biocharu, studie probíhala po dobu jednoho vegetačního období roku 2019. Zjistilo se, že hned na začátku se kumulativní průtok emisí CO₂ u vzorků s 1 kg 3 kg biocharu snížil o 56,2 % oproti vzorku bez zapravení biocharu. Na konci vegetačního období byly účinky snížení emise oxidu uhličitého u půdy o 1,5 % vyšší.

Třetí charakteristikou byla počáteční emise oxidu uhličitého z půdy. Na půdním vzorku regozemě, který byl odebrán z půdní lokality Semice bylo zjištěno, že nejvyšší naměřená hodnota je u půdního vzorku nejvyšším množstvím biocharu a zároveň u druhého vlhkostního kroku s 5 % vlhkosti. Ostatní počáteční hodnoty emise CO₂ měly o dost menší hodnoty, některé až záporné. Počáteční emise oxidu uhličitého ze vzorků kambizemě i u vzorků černice vykazovali podobné průběhy. Nejvyšší naměřené hodnoty byly u půdního vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 % u druhého vlhkostního kroku s 5 % vlhkosti. Ostatní vlhkostní kroky měly nižší hodnoty.

Konečná emise oxidu uhličitého je čtvrtou zjišťovanou charakteristikou na půdních vzorcích z odběrových lokalit Semice, Humpolec a Milčice. Jako první byly hodnoceny vzorky z odběrové lokality Semice. Kde nejvyšší naměřenou konečnou emisí CO₂ z půdy, byla hodnota u druhého vlhkostního kroku a zároveň u vzorku bez přidaného biocharu (SK). Průběhy konečných hodnot byly ve všech hmotnostních vlhkost odlišné. Poslední vlhkostní krok s 20 % hmotnostní vlhkosti vykazoval pouze záporné hodnoty. Stejný průběh zaznamenal ve svých studiích i Ma et al. (2013), který při svém zkoumání alkalické půdy zaznamenal „anomální“ tok oxidu uhličitého, který do půdy spíše vstupuje, než z ní vystupuje. Bylo zjištěno, že tento děj se děje díky mikrobiální aktivitě, která veškerý uhlík spotřebuje. Vzorky z odběrové lokality Humpolec měly nejvyšší změřenou konečnou emisí oxidu uhličitého u třetího vlhkostního kroku s 15 % vlhkosti. Přesněji u půdního vzorku HA, který obsahoval 0,5 % hmotnosti biocharu. Průběhy konečných emisí CO₂ byly u 2, 3, 4 a 5 vlhkostního kroku stejné. Hodnoty u půdních vzorků HK a HA byly rostoucí, od vzorku HB po vzorek HC klesající. Poté se opět zvýšily HD a zase snížily HE. Poslední odebrané půdní vzorky byly z lokality Milčice. Bylo zjištěno, že čím vyšší hmotnostní obsah vlhkosti, tím vyšší byly hodnoty konečné emise oxidu uhličitého. Nejvyšší naměřené hodnoty byly u půdního vzorku s 1 % biocharu při posledním vlhkostním kroku s 20 % vlhkosti.

Poslední měřenou charakteristikou byla průměrná emise oxidu uhličitého z půdy. Na půdním vzorku z odběrové lokality Semice bylo zjištěno, že průběhy průměrných hodnot emisí CO₂ byly u 5, 10 a 15 % hmotnostní vlhkosti podobné. Nejvyšší naměřené hodnoty byly u vzorků MB, který měl hmotnostní obsah biocharu 1 %. U posledního vlhkostního kroku byly naměřeny jen záporné hodnoty. Půdní vzorek, který je podle klasifikačního systému vyhodnocen jako kambizem, byl odebrán na lokalitě Humpolec. U neovlhčeného půdního vzorku, byly nejvyšší naměřené průměrné emise CO₂ u půdního vzorku HA, který měl hmotnostní obsah biocharu 0,5 %. Bylo tomu tak i u vlhkostních kroků s 5, 10 a 15 % hmotnostní vlhkosti. U posledního vlhkostního kroku byla nejvyšší naměřená průměrná hodnota u vzorku s 1 % biocharu. Na odběrové lokalitě Milčice byly nejvyšší průměrné emise oxidu uhličitého u druhého vlhkostního kroku s 5 % hmotnostní vlhkosti a u vzorku s hmotnostním obsahem biocharu 1 %. Třetí a čtvrtý vlhkostní krok měl průběh naměřených průměrných hodnot podobný. Půdní vzorek měl hodnoty MK rostoucí, MA klesající, MB rostoucí a od vzorku MC po ME klesající. Oxid uhličitý vzhledem ke své roli v uvolňování uhlíku z ekosystému dostává větší pozornost, a počet studií respirace půdy stoupá (Ryan, 2005).

Podle veškerých naměřených charakteristik půdy, bylo zjištěno, že množství vody ovlivňuje průběh emise oxidu uhličitého z půdy. Vždy po prvním ovlhčení bylo patrné, že emise CO₂ oproti kontrolním vzorkům viditelně zvýšila. Každé další ovlhčení způsobovalo úbytek emise oxidu uhličitého z půdy. Mezi 5 % a 20 % hmotnostní vlhkostí byly rozdíly v řádech desetin $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Rahman (2013) ve svém článku popisuje experiment, který zkoumal emise CO₂ z půdy za podmínek střídavého smáčení a sušení a trvale vlhkého prostředí. Stejně jako v této diplomové práci bylo zjištěno, že trvalý obsah hmotnostní vlhkosti má prokazatelný vliv na emisi CO₂ z půdy. Prokázalo se, že čím větší měl půdní vzorek hmotnostní vlhkosti, tím méně probíhala emise oxidu uhličitého. Tedy bylo pozorováno, že při zvýšené vlhkosti půdy se zvyšuje obsah uhlíku v půdě. Je tomu tak, protože kyslík je ve vodě málo rozpustný. A to malé množství kyslíku ve formě rozpuštěného O₂ je rychle spotřebováno metabolickými procesy.

Jednotlivé charakteristiky ukazují, že přidání biocharu do půdy se sníží emise oxidu uhličitého z půdy. Podobným výzkumem ve svých studiích zabýval Cheng et al. (2020), který se zaměřil na snížení emisí u sanačních půd, které byly kontaminovány těžkými kovy. Bylo prokázáno, že biochar vykazuje četné výhody ve zvýšení hodnoty pH půdy a obsahu organického uhlíku, zlepšení schopnosti půdy zadržovat vodu, snížení dostupné frakce těžkých kovů, zvýšení výnosu zemědělských plodin a inhibice příjmu a akumulace těžkých kovů. Přidáním biocharu se sníží emise oxidu uhličitého a zároveň emisí těžkých kovů. Tak tomu bylo i ve článku Zhank et al. (2013).

7 Závěr

Cílem diplomové práce bylo prozkoumat vliv aplikace biocharu na emisi CO₂ z půdy při jejích různých vlhkostech a různém průměru biocharu. Dále zhodnotit změny výsledků půdních vlastností a emise CO₂ z půdy změřených na vzorcích před inkubací a na vzorcích, které se nechaly půl roku inkubovat na otevřeném prostranství. Data před inkubací jsou detailněji popsány v diplomové práci Bc. Barbory Kalkušové.

Pro účely této práce byly odebrány porušené a neporušené půdní vzorky ze třech odlišných odběrových lokalit s odlišnými půdními vlastnostmi. Odběrová lokalita Semice a Milčice se nachází ve Středočeském kraji, a odběrová lokalita Humpolec v kraji Vysočina. Odebrané půdní vzorky byly podle klasifikačního systému vyhodnoceny jako půdní typ regozem v Semicích, černice v Milčicích a kambizem v Humpolci. Každý půdní typ rozdělen na šest vzorků s odlišným hmotnostním obsahem biocharu. Na vzorcích byly stanoveny dle standardizovaných metod vybraných půdních vlastností a pak na nich probíhal samotný experiment měření emise CO₂ z půdy pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Každý vzorek byl měřen v růstové komoře po dobu 24 hodin, kde se v intervalu 1 minuty zaznamenávaly hodnoty aktuální emise oxidu uhličitého. Vždy po celodenním měření byl vzorek z růstové komory odebrán, zvážen a ovlhčen na následující předem stanovenou hmotnostní vlhkost. Poté opět zvážen a vrácen zpět do růstové komory k dalšímu celodennímu měření emise CO₂. Z každého jednotlivého měření emisí CO₂ byly zjištěny následující charakteristiky: maximální emise CO₂ z půdy, kumulativní emise CO₂, hodnoty počáteční a konečné CO₂ z půdy a průměrné hodnoty emise CO₂ z půdy.

U 1. hypotézy (bude odezva emise CO₂ stejná u různých půdních typů v závislosti na různé vlhkosti půdy?) bylo prokázáno, že odezva emise CO₂ u různých půdních typů v závislosti na různých vlhkostech půdy má rozdílné průběhy výsledných hodnot emisí. U každého z půdních vzorků z odlišných odběrových lokalit byl vysledován rozdíl v hodnotách maximální i kumulativní emisí. Nejvyšší hodnoty emise CO₂ u jednotlivých půdních vzorků dosahovaly při odlišných objemových vlhkostech i podílech biocharu ve vzorcích. Z odběrové lokality Semice dosahovaly půdní vzorky nejvyšších hodnot emise CO₂ při 5 % hmotnostní vlhkosti, a to u všech půdních vzorků nezávisle na podílu biocharu v nich obsaženém. Nejvyšší maximální hodnoty emise CO₂ v souvislosti s množstvím biocharu byly naměřeny u půdního typu regozemě u vzorku s 10 % obsahem biocharu při hmotnostní vlhkosti 5 % a to v hodnotě 3,05 μmol s⁻¹ m⁻². U kumulativních hodnot byly opět nejvyšší naměřené emise CO₂ u vzorku s 5 % hmotnostním obsahem vlhkosti a s obsahem biocharu 1 %, a to v hodnotě 1353,4 μmol m⁻². Nejvyšší dosažené hodnoty emise oxidu uhličitého u půdních vzorků z odběrové lokality Humpolec byly vzhledem k hmotnostní vlhkosti odlišné. Maximální hodnoty emise CO₂ u půdních vzorků kambizemě byly stejně jako u půdních vzorků regozemě naměřeny při prvním vlhkostním kroku, a to při hmotnostní vlhkosti 5 %. Z hlediska množství biocharu obsaženém ve vzorcích byly maximální hodnoty dosaženy opět u půdních vzorků s 5 % hmotnostní vlhkostí při 0,5 % obsahu biocharu, a to s hodnotou 6,41 μmol s⁻¹ m⁻². Nejvyšší kumulativní hodnota byla u

půdního vzorku s 0,5 % obsahem biocharu, u třetího vlhkostního kroku s 10 % hmotnostní vlhkostí, kde emise CO₂ z půdního vzorku dosáhla hodnoty 2974,5 μmol m⁻². Hmotnostní vlhkosti, při kterých byly dosaženy nejvyšší hodnoty u půdních vzorků z odběrové lokality Milčice byly v porovnání s předchozími dvěma půdními typy nejnižší. Opět nejvyšší naměřené maximální hodnoty emise oxidu uhličitého byly u půdních vzorků s 5 % hmotností vlhkosti s hmotnostním obsahem biocharu 0,5 %, a to hodnotě 7,95 μmol s⁻¹ m⁻². U půdních vzorků černice byly nejvyšší kumulativní hodnoty emise naměřeny u vzorku s 1 % obsahem biocharu a s hmotnostní vlhkostí 5 %, kde bylo dosaženo hodnoty 1768,7 μmol m⁻².

Z hlediska porovnání dat ze vzorků před inkubací a po půl roční inkubaci na otevřeném prostranství byla zhodnocena hypotéza 2 (bude rozdíl v emisi CO₂ z půdy při měření ihned po zapravení biocharu do půdy a po několika měsíční inkubaci?), která procházala rozdíly emisí CO₂ z půdy při měření ihned po zapravení biocharu do půdy a po několika měsíční inkubaci. Bylo zjištěno, že inkubace má prokazatelný vliv na maximální a kumulativní hodnoty emisí CO₂. Co se týče měření hodnot u jednotlivých vlhkostních kroků, bylo zjištěno, že se průběhy od sebe viditelně neliší. Rozdíly byly pozorovány mezi jednotlivými vzorky s odlišnými obsahy biocharu. Největší rozdíly byly sledovány u naměřených hodnot, kdy hodnoty u vzorků po inkubaci byly většinou nižší. Dále měla 6měsíční inkubace vliv na vybrané půdní vlastnosti jako je výměnná půdní reakce (pH KCl), a aktivní půdní reakce (pH H₂O), kde se hodnoty u vzorků po inkubaci snížily oproti hodnotám u vzorků před inkubací. Stejně tomu tak bylo u elektrické konduktivity (EC), která měla opět nižší hodnoty u půdních vzorků po inkubaci, než u půdních vzorků před inkubací. Hodnotila se i vliv na kvalitu půdní organické hmoty (Q4/6), která se díky inkubaci zlepšila.

Jednoznačný rozdíl je vidět u maximálních a kumulativních hodnot u odběrové lokality Semice, kde v obou případech byly nejvyšší naměřené hodnoty u vzorků s hmotnostní vlhkostí 5 %. Nejvyšší maximální hodnoty u půdních vzorků před inkubací byly u vzorku s obsahem biocharu 2,5 %, a to v hodnotě 14,99 μmol s⁻¹ m⁻². U půdních vzorků po inkubaci byly nejvyšší maximální hodnoty emise CO₂ u vzorku s obsahem biocharu 10 %, v hodnotě 3,05 μmol s⁻¹ m⁻². Jinak tomu nebylo ani u kumulativních hodnot. Kdy nejvyšší naměřená hodnota u půdních vzorků před inkubací byla u vzorku s hmotnostní vlhkostí 5 % s 5 % obsahem biocharu, a to v hodnotě 4404,4 μmol m⁻². Nejvyšší kumulativní hodnota u půdního vzorku po inkubaci byla opět u vzorků s hmotnostní vlhkostí 5 % a s obsahem biocharu 1 %, v hodnotě 1353,4 μmol m⁻². Stejně tomu bylo i u odběrové lokality Humpolec, kdy nejvyšší maximální hodnoty emise CO₂ u vzorků před inkubací byly naměřeny u třetího vlhkostního kroku s hmotnostní vlhkostí 10 % a s 5 % obsahem biocharu, a to v hodnotě 9,35 μmol s⁻¹ m⁻². Nejvyšší maximální hodnota u vzorku po inkubaci byla 6,4135 μmol s⁻¹ m⁻² u vzorku s 5 % hmotností vlhkosti a obsahem biocharu 0,5. Půdní vzorky kambizemě měly před inkubací i po inkubaci nejvyšší kumulativní hodnoty u třetího vlhkostního kroku s hmotnostní vlhkostí 10 %. Vzorek před inkubací měl nejvyšší kumulativní hodnotu 5406 μmol m⁻² s obsahem biocharu 10 % a vzorek po inkubaci měl hodnotu 2974,5 μmol m⁻² s obsahem biocharu 0,5 %. Velké rozdíly byly sledovány u odběrové lokality Milčice, kde nejvyšší dosažená hodnota maximální emise CO₂ byla u vzorku

s hmotnostní vlhkostí 5 %. U půdního vzorku před inkubací byla maximální emise $3,61 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ s obsahem biocharu 1 %. U vzorku po inkubaci nastala změna, jelikož maximální emise CO_2 byla zde vyšší než u vzorku před inkubací, a to $7,95 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ s obsahem biocharu 0,5 %. Kumulativní hodnoty u půdního vzorku černice před inkubací, měly nejvyšší hodnotu ve čtvrtém vlhkostním kroku a to s 15 % hmotnostní vlhkosti a s obsahem biocharu 0,5 %, v hodnotě $1925,7 \mu\text{mol m}^{-2}$. Půdní vzorek po inkubaci měl nejvyšší kumulativní emise $1768,7 \mu\text{mol m}^{-2}$, ve druhém vlhkostním kroku (5 % vlhkost) a s obsahem biocharu 1 %.

Dle statistické metody Obecného lineárního modelu (GLM), byly zjištěny statisticky významné rozdíly v maximální, kumulativní a průměrné emisi CO_2 z půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Bylo zjištěno, že efekty vlivu dávky biocharu, doby inkubace vzorku a vlhkosti půdy společně s interakcí mezi biocharem a dobou inkubace měli prokazatelný vliv na průběhy hodnot. Na půdních vzorcích ze Semic (regozem) a Humpolce (kambizem) byly rozdíly jednoznačně viditelné. U všech naměřených charakteristik se hodnoty u vzorků po 6měsíční inkubaci snížily na rozdíl u vzorků před inkubací. U půdního vzorku z Milčic (černice), nebyly tyto rozdíly mezi měřenými vlastnostmi tak jednoznačné.

Rozdíly v množství emitovaného CO_2 z půdních vzorků vysoce pravděpodobně souvisí s fyzikálně chemickými vlastnostmi konkrétního vzorku, a 6měsíční inkubační dobou. Dle literatury s hodnotou emise z půdy souvisí zejména pH a obsah organického uhlíku půdních vzorků.

Výsledky jasně prokazují, že emise CO_2 z půdních vzorků s odlišnými charakteristikami mohou být také odlišné v závislosti na půdních vlastnostech, množství vlhkosti, obsahu biocharu a také na inkubaci půdních vzorků.

Diplomová práce probíhala formou laboratorního experimentu, kdy jsme mezi sebou porovnávaly výsledné hodnoty půdních vzorků před inkubací a po inkubaci. Pro podrobné ověření vlivu aplikace biocharu na emise CO_2 z půdy by bylo třeba provést měření v terénu v přirozených podmínkách.

8 Literatura

- Ahmed MB, Zhou JL, Ngo HH, Guo W. 2016. Insight into biochar properties and its cost analysis. *Biomass and Bioenergy* 84:76-86. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.11.002
- Archer D. 2010. *The Global Carbon Cycle*. Princeton University Press, Princeton, 205 s.
- Bárta Jiří. 2013. Biouhel snižuje emise skleníkových plynů. Gate2Biotecg. Available from <http://www.gate2biotech.cz/biouhel-snizuje-emise-sklenikovych-plynu/> (accessed October 2021)
- Bovsun MA., Castaldi S., Nesterova OV., Semal VA., Sakara NA., Brikmans AV., Khokhlova AI., Brady NC. 1984. *The Nature and Properties of Soils*. Macmillan Publishing Company, New York. ISBN: 0-02-313340-6
- Bridgwater AV, Meier D, Radlein D. 1999. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochem* 30:1479-1493. DOI: 10.1016/S0146-6380(99)00120-5
- Břendová K., Tlustoš P., Száková J., Bohuněk M. Can biochar from contaminated biomass be applied into soil for remediation purposes? *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, vol. 226, No. 6.
- Břendová K., Tlustoš P., Száková J., Bohuněk M. Can biochar from contaminated biomass be applied into soil for remediation purposes? *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, vol. 226, No. 6.
- CE Brewer CE, Brown RC. 2012. *Comprehensive Renewable Energy*. Available from <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/biochar> (accessed December 2021)
- Cross A, Sohi SP. 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry* 43(10):2127-2134. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.06.016
- Deng Q, Zhou G, Liu J, Liu S, Duan H, Zhang D. 2010. Responses of soil respiration to elevated carbon dioxide and nitrogen addition in young subtropical forest ecosystems in China. *Biogeosciences*. Available from <https://doi.org/10.5194/bg-7-315-2010> (accessed October 2021)
- Dias, B.O., Silva, C.A., Higashikawa, F.S., Roig, A. and Sánchez-Monedero, M.A. (2010). Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology*. 47:1239-1246.
- Downie A, Crosky A, Munroe P. 2009. *Physical properties of Biochar*. Biochar for environmental management. 20: ISBN9781849770552
- Edwards, C. A., Reichle D. E., Crossley D. A. 1970. *The Role of Soil Invertebrates in Turnover of Organic Matter and Nutrients*. D.E. Analysis of Temperate Forest Ecosystems, 1973, Springer-Verlag, Heidelberg
- EIA. 2019. *Energy and the environment explained*. Available from <https://www.eia.gov/energyexplained/> (accessed December 2021)
- Eshel A. a Beeckman T. 2013. *Plant Roots: The Hidden Half*, 4th edition. CRC Press. 848.

- Evans JR. 1983. Nitrogen and photosynthesis in the leaf of wheat (*Triticumaestivum* L.). *Plant Physiology*. Available from <https://doi.org/10.1104/pp.72.2.297> (accessed October 2021).
- Faimon, J., a Lang, M. 2018. What actually controls the minute to hour changes in soil carbon dioxide concentrations? *Geoderma* 323 (2018):52–64.
- Fér M, Kodešová R, Kalkušová B, Klement A, Nikodem A. 2020. An empirical model for describing the influence of water content and concentration of sulfamethoxazole (antibiotic) in soil on the total net CO₂ efflux. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 2020, 68(4), 351-358. ISSN 0042-790X. DOI:10.2478/johh-2020-0031
- Fér M, Kodešová R, Nikodem A, Jelenová K, Klement A. Influence of soil water content on CO₂ efflux within the elevation transect heavily impacted by erosion. *Ecohydrology*. 2018, 11(6), 1-13. ISSN: 1936-0584. DOI: 10.1002/eco.1989
- Fischer, D. and Glaser, B. (2012). Synergism between compost and biochar for sustainable soil amelioration, management and organic waste, in S. Kumer (ed.), *Management of Organic Wastes*, In Tech, pp 167 – 198.
- Foukalová, J. (2011): Sledování vybraných respiračních charakteristik černozemí na Moravě: Monitoring of selected respiration characteristics of chernozems in Moravia: monografie. Brno: Mendelova univerzita v Brně. *Folia Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. ISBN 9788073753177
- Gajalakshmi, S.; Abbasi, S. A. (2008). Solid Waste Management by Composting: State of the Art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 38:311-400.
- Galinato SP, Yoder JK, Granatstein D. 2011. The economic value of biochar in crop production and carbon sequestration. *Energy Policy* 39(10):6344-6350. DOI: 10.1016/j.enpol.2011.07.035
- Galloway JN, Cowling EB. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio: A Journal of the Human Environment*. DOI:10.1579/0044-7447-31.2.64
- Galloway JN, Cowling EB. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *A Journal of the Human Enviroment*. Available from <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.64> (accessed October 2021).
- Glaser B, Lehmann J, Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soil in the tropics with charcoal – a review. *Biology & Fertility of Soils*, 35, 219-230.
- GLOBE. 2009. An Introduction to the Global Carbon Cycle. University of New Hampshire. Available from <http://globecarboncycle.unh.edu/CarbonCycleBackground.pdf> (accessed December 2021)
- Goodwin P, Katavouta A, Roussenov MV, Foster LG, Rohling JE, Williams GR. 2018. Pathways to 1.5C and 2C warming based on observational and geological constraints. *Nature Geophysics*.
- Hanson P. J., Edwards N. T., Garten C. T. a Andrews J. A. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48: 115-146.

- Happelli JD., Chanton JP. 1993. Carbon remineralization in a North Florida swamp forest. *Global Biogeochem Cycles*. stránky 475–490. Sv. 7.
- Harvey D. 2000. *Global Warming. The Hard Science*. Pearson Education Limited, Harlow, XXVI + 336 s.
- Hashimoto H, Fujii R, Yanagi K, Kosumoto T. 2006. Structures and functions of carbon bound to reaction centres from purple photosynthetic bacteria. *Pure and Applied Chemistry* 78:1505-1518. DOI: 10.1351/pac200678081505
- Hollan J. 2021. Koloběh uhlíku v přírodě. *Metamater*. Available from <http://www.metamater.cz/sklenikovy-efekt/kolobeh-uhliku-v-prirode/> (accessed December 2021)
- Cheng S., Chen T., Xu W., Huang J., Jiang S., Yan B. 2020. Application Research of Biochar for the Remediation of Soil Heavy Metals Contamination: A Review. DOI: 10.3390/molecules25143167
- International Biochar Initiative (IBI) (2014a). Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil; accessed at http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI_Biochar_Standards_V2%200_final_2014.pdf
- J. Lehmann J. et J. Joseph, *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Earthscan, London 2009.
- Jerry M. Melillo et al. 2011. Soil warming, carbon–nitrogen interactions, and forest carbon budgets. *Cary Institute of Ecosystem Studies NY*.
- Jie Ma J., Wang ZY., Stevenson BA., Zheng XJ., Li Y. (2013) An inorganic CO₂ diffusion and dissolution process explains negative CO₂ fluxes in saline/alkaline soils. Available from <https://www.nature.com/articles/srep02025> (accessed March 2022)
- Jindo, K., Suto, K., Matsumoto, K., Garcia, C., Sonoki, T. and Sanchez-Monedero, M.A. (2012). Chemical and biochemical characterization of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresource Technology*. 110:396-404.
- Jones DL, Murphy DV, Khalid M, Ahmad W, Edwards-Jones G, DeLuca TH. 2011. Short-term biochar-induced increase in soil CO₂ release is both biotically and abiotically mediated. *Soil Biology and Biochemistry*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.018> (accessed December 2021)
- Káňa Jan. 2012. Biochar Foundation. Uhlíkovou stopu ukládají do polí a kravské podestýlky. Český fond zachytává CO₂ v biouhlu, který pak zlepšuje farmářům půdu. Available from <https://www.startupjobs.cz/newsroom/Uhlikovou-stopu-ukladaji-do-poli-a-kravske-podestylky-cesky-fond-zachytava-co2-v-biouhlu-ktery-pak-zlepsuje-farmarum-pudu> (accessed December 2021)
- Karpenko TY. (2021). Effect of Biochar on Soil CO₂ Fluxes from Agricultural Field Experiments in Russian Far East. Available from <https://doi.org/10.3390/agronomy11081559> (accessed March 2022)
- Khan, N., Clark, I., Sánchez-Monedero, M.A., Shea, S., Meier, S. and Bolan, N. (2013). Maturity indices in co-composting with biochar. 2nd International Conference on Solid Waste 2013: Innovation in Technology and Management, Hong Kong.

- Kirshbourn. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic carbon storage. : *Soil Biol Biochem*, stránky 747–754. Sv. 27.
- Kos M. Solární sušení kalu – klasická technologie v moderním provedení. *SOVAK*, 2018, 10, s. 8–11.
- Kos, M. Čistírenský kal obnovitelný zdroj pro výrobu paliva a hnojiva. *SOVAK*, 2016, 1, s. 16–20.
- Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, Bogomolova I, Xu X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2):210-219. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.10.016
- Kuzyakov Y. 2005. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry* 38:425-448. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.08.020
- Lehmann J, Joseph S. 2015. Biochar for environmental management. *Biochar for environmental management. Science, technology and implementation*. Taylor and Francis, London, pp 1–13
- Lehmann J. et al., *Mitig. Adapt. Strategies Glob. Chang.* 2006, 11, 403.
- Liang B. et al., *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 2006, 70, 1719.
- Liu W., Fox JED, and Xu Z. (2002) Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in Ailao Mountains, SW China. *Plant Ecology*, 164(2), 157–170. DOI: 10.1023/A:1021201012950
- Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, Lin Q, Brookes PC. 2011. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soil of different pH. *Soil Biology and Biochemistry* 43(11):2304-2314. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.07.020
- Luo Y, Zhou X. 2006. *Soil Respiration and the Environment*. ISBN 978-0-12-088782-8. Elsevier Academic Press. California.
- Luo Y, Zhou X. 2006. *Soil Respiration and the Environment*. ISBN 978-0-12-088782-8. Elsevier Academic Press. California.
- Luo, Y., a Xuhui, Z. 2006. *Soil Respiration and the Environment*. Elsevier.
- Marchetti M. and F. Castelli, *J. Environ. Qual.* 2013, 42 (3), 893.
- Martí E., Domene JSX., Mumbrú M., Cruañas R., Garau MA. 2021. One-year monitoring of nitrogen forms after the application of various types of biochar on different soils. *Geoderma*. Available from <https://www.sciencedirect.com/infodroje.czu.cz/science/article/pii/S0016706121002585> (accessed March 2022)
- Michal VM et al. 2011. *Uhlík v ekosystémech ČR v měnícím se klimatu*. Academia. ISBN: 978-2001-876-2
- Millar, R., et al. 2017. Emission budgets and pathways consistent with limiting warming to 1.5C. *Nature Geophysics*.
- Moayno FE, Vasilyeva N, Bouckaert L, Cook F, Craine J, Curiel YJ, Don D, Epron D, Formanek P, Franzluebbers A, Ilstedt U, Kätterer K, Orchard V, Reichstein M, Rey A, Ruamps L, Subke JA, Thomsen IK, Chenu C. 2012. The moisture response of soil heterotrophic respiration:

- interaction with soil properties. *Biogeosciences* 9:1173–1182. DOI:10.5194/bg-9-1173-2012
- Mohan D. et al., *Energy Fuels* 2006, 20, 848.
- Morley J., *The National Greenkeeper* 1929, 3, 8.
- Moyano FE, et al. 2012. The moisture response of soil heterotrophic respiration. *Biogeosciences*. Interaction with soil properties. Available from <https://doi.org/10.5194/bg-9-1173-2012> (accessed October 2021).
- Mulabagal V, Baah DA, Egiebor NO, Chen WY. 2015. Biochar from Biomass: A Strategy for Carbon Dioxide Sequestration, Soil Amendment, Power Generation, and CO₂ Utilization. *Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation* 1-31. DOI: 10.1007/978-1-4614-6431-0_80-1
- Mulabagal V, Baah DA, Egiebor NO, Chen WY. 2015. Biochar from Biomass: A Strategy for Carbon Dioxide Sequestration, Soil Amendment, Power Generation, and CO₂ Utilization. *Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation* 1-31. DOI: 10.1007/978-1-4614-6431-0_80-1
- Myers E. C. 2008. Policies to Reduce Emissions from Deforestation and Degradation (redd) in Developing Countries, *Resources for the future*, Washington. Available from http://www.rff.org/RFF/Documents/RFF-Rpt-REDD_final.2.20.09.pdf (accessed December 2021)
- Nátr L. 2006. Země jako skleník, Proč se bát CO₂?. *Academia*, Praha, 143 s.
- Paustian K, Six J, Rillott TE, Hunt WH. 2002. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48, 200. stránky str 147–163.
- Pohořelý M, Sedmíhradská A, Trakal L, Jevič P. Biochar – vlastnosti, certifikace, použití. *Waste forum* 3:197-210.
- Post WM, Peng TH, Emanuel WR, King AW, Dave VH, DeAngelis DL. 1990. The global carbon cycle. *American scientist* 78(4):310-326. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, TN 37831-6335.
- Rahman MM. Carbon Dioxide Emission from Soil. *Agric Res* 2, 132 – 139 (2013)
- Raich JW, Schlesinger WH. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationships to vegetation and climate. *Tellus* 44B:81-99.
- Raich JW, Tufekcioglu A. 2000. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry* 48:71-90.
- Rehman A., Nawaz S., Alghamdi HA., Alrumman S., Yan W., Naeaz MZ., 2020. Effects of manure-based biochar on uptake of nutrients and water holding capacity of different types of soils. Available from <https://www.sciencedirect.com/infodroje.czu.cz/science/article/pii/S2666016420300347> (accessed March 2022)
- Rogers HH, Prior SA, Runion GB, Mitchell RJ. 1996. Root to shoot ratio of crops as influenced by CO₂. *Plants and Soil* 187:229-248.
- Rosa J. et al., *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 2007, 72, 258.

- Sagrilo E, Jeffery S, Hofflanf E, Kuyper TW. 2014. Emission of CO₂ from biochar-amended soils and implications for soil organic carbon. *GCB Bioenergy* 7(6):1294-1304. DOI: 10.1111/gcbb.12234
- Scott RL, Jenerette DG, Potts LD, Huxman ET. 2009. Effects of seasonal drought on net carbon dioxide Exchange from a woody-plant-encroached semiarid grassland. 4 vydání. *Biogeosciences*. Sv. svazek 114.
- Shafizadeh F. 1982. Introduction fo pytolysis of biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 3(4):283-305. DOI:10.1016/0165-2370(82) 80017-x
- Shangguan Z, Shao M, Dyckmans J. 2000 . Nitrogen nutrition and water stresseffects on leaf photosynthetic gas Exchange and water use efficiency in winterwheat. *Environmental and Experimental Botany*. Available from [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(00\)0006-2](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(00)0006-2) (accessed October 2021).
- Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, Skiba U, Sutton MA, Zechmeister-Boltenstern S. 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science* 61(5):683-696. DOI:10.1111/j.1365-2389.2010.01277.
- Schimel DS, Wigley TML. 2005. *The Carbon cycle*. Cambirdge: Cambridge University Press. ISBN: 978-0-521-58337-4.
- Schimel DS, Wigley TML. 2005. *The Carbon cycle*. Cambirdge: Cambridge University Press. ISBN: 978-0-521-58337-4.
- Smith JL, Collins HP, Bailey VL. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry*. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071710003469> (accessed December 2021)
- Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. Chapter 2 - A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. *Advances in Agronomy*. 115: 47-82
- Sombroek W., Centre for Agricultural Publications and Documentation, 1966.
- Sommerfeld RA, Moiser AR, Musselman RC. 1993. CO₂, CH₄ and N₂O flux thr0000ough Wyoming snowpack and implications for global budgets. stránky 140–142. Sv. 361.
- StatSoft, Inc. (2013). *STATISTICA* (data analysis software system), version 12. www.statsoft.com.
- Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 41(6):1301-1310. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.03.016
- Steiner CB, Glaser WG, Teixeira G, Lehmann J, Blum WEH, Zech W. 2008. Nitrogen Retention and Plant Uptake on a Highly Weathered Central Amazonian Ferralsol mmended with Compost and Charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171(6): 893-899. DOI:10.1002/jpln.200625199
- Steiner CB, Glaser WG, Teixeira G, Lehmann J, Blum WEH, Zech W. 2008. Nitrogen Retention and Plant Uptake on a Highly Weathered Central Amazonian Ferralsol mmended with

- Compost and Charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171(6): 893-899.
DOI:10.1002/jpln.200625199
- Steward CE, Zheng J, Botte J, Cotrufo MF. 2012. Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *GCB Bioenergy* 5(2):153-164. DOI: 10.1111/gcbb.12001
- Sun Y, Gao B, Yao Y, Fang J, Zhang M, Zhou Y, Chen H, Yang L. 2014. Effects of feedstock type, production method, and pyrolysis temperature on biochar and hydrochar properties. *Chemical Engineering Journal* 240:574-578. DOI: 10.1016/j.cej.2013.10.081
- Šimek M. 2003. *Základy nauky o půdě 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice : Biologická fakulta. Jihočeská univerzita. str. 151 s.
- Šťastný V. Biouhel – nová perspektiva v technologii dočišťování odpadních vod, nebo slepá ulička?. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2019roč. 61, č. 3, str. 40–43.
- Teedr R.B., J.B. & David. 2000. On the assessment of root and soil respiration for soil of different textures: interactions with soil moisture contents and soil CO₂ concentrations.
- Tesařová M, Gloser J. 1976. Total CO₂ output from alluvial soil with two types of grassland communities. *Pedobiologica* 16:362-372.
- Trumbore S. 2006. Carbon respired by terrestrial ecosystems – recent progress and challenges. *Global Change Biology*, 12, 141–153.
- Uchimiya M., Lima I.M., Klassin K.T., Chang S.C., Wartelle L.H., and Rodgers J.E. Immobilization of heavy metal ions (Cu-II, Cd-II, Ni-II and Pb-II) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2010, 58, p. 38–44.
- Ussiri DAN, Lal R, Jarecki MK. 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under continuous corn cropping system in Ohio. *Soil*
- Verheijen FGA, Jeffery S, Bastos AC, van der Velde M, Diafas I. 2010. Biochar application to soils – a critical scientific review of effects on soil properties, processes and function. EUR24099EN. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Verheijen FGA, Jeffery S, Bastos AC, van der Velde M, Diafas I. 2010. Biochar application to soils – a critical scientific review of effects on soil properties, processes and function. EUR24099EN. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Weber K, Quicker P. 2018. Properties of Biochar. *Fuel* supports open access 217: 240-261
- Xu M, DeBiase TA, Qi Y, Goldstein A, Liu Z. 2001. Ecosystem respiration in a young ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada Mountains, California. *Tree Physiology* 21(5):309-318. DOI: 10.1093/treephys/21.5.309
- Yan Z, Liu C, Todd-Brown KE, Liu Y, Bond-Lamberty B, Bailey VL. 2016. Pore-scale investigation to moisture condition in heterogeneous soils. *Biochemistry* 131:121-134. DOI:10.1007/s10533-016-0270-0

- Yu L, Tang J, Zhang R, Wu Q, Gong M. 2012. Effects of biochar application on soil methane emission at different soil moisture levels. *Biology and Fertility of Soils* 49(2):119-128. DOI: 10.1007/s00374-012-0703-4
- Zhang X., Wang H., He L., Lu K., Sarmah A., Li J., Bolan NS., Pei J., Huang H. 2013. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. DOI: doi: 10.1007/s11356-013-1659-0
- Zhong Y, Yan W, Zong Y, Shangguan Z,. Biotic and abiotic controls on the diel and seasonal variations in soil respiration and its components in a wheat field under long-term nitrogen fertilization. . Available from <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.09.014> (accessed December 2018). [Online] *Field crops Research*, 2016.
- Zhong Y, Yan W, Zong Y, Shnagguan Z. 2016. Biotic and abiotic controls ont the diel and seasonal variations in soil respiration and its components in a wheat field under long-term nitrogen fertilization. *Field crop Research*. DOI: 10.1016/j.fcr.2016.09.014
- Zhou, X., Wan S., Luo Y. 2007. Source components and interannual variability of soil CO₂ efflux under experimental warming and clipping in a grassland ekosystem. *Global Change Biology*, 13, 761-775

9 Samostatné přílohy

Příloha 1 - Maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | maxNCER ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|--|------|------|------|------|------|
| | SK | SA | SB | SC | SD | SE |
| 0 | 0,19 | 0,30 | 0,15 | 0,65 | 0,56 | 0,91 |
| 5 | 2,12 | 2,07 | 1,98 | 2,58 | 2,48 | 3,05 |
| 10 | 0,87 | 0,85 | 1,05 | 0,72 | 0,41 | 0,69 |
| 15 | 0,59 | 0,59 | 0,95 | 1,07 | 0,91 | 0,89 |
| 20 | 0,62 | 0,62 | 0,05 | 0,44 | 0,5 | 0,05 |

Příloha 2 – hodnoty kumulativní emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | totNCER ($\mu\text{mol m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|------------------------------------|--------|---------|---------|---------|---------|
| | SK | SA | SB | SC | SD | SE |
| 0 | 40,85 | 73,46 | 45,2999 | 71,0102 | 135,91 | 180,16 |
| 5 | 1095,01 | 931,17 | 1353,41 | 855,13 | 1003,38 | 1034,18 |
| 10 | 489,97 | 548,54 | 675,03 | 446,86 | 388,11 | 400,55 |
| 15 | 127,35 | 92,11 | 418,11 | 154,9 | 260,11 | 316,02 |
| 20 | -0,04 | -0,04 | -0,07 | -0,07 | 0,4701 | -0,07 |

Příloha 3 – hodnoty počáteční emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | iniNCER ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| | SK | SA | SB | SC | SD | SE |
| 0 | 0,15 | 0,24 | 0,04 | -0,26 | 0,17 | 0,03 |
| 5 | 2,12 | 2,07 | 1,98 | 2,11 | 2,48 | 3,05 |
| 10 | 0,87 | 0,85 | 1,04 | 0,52 | 0,33 | 0,35 |
| 15 | -0,12 | 0,03 | 0,32 | 0,11 | 0,01 | -0,66 |
| 20 | -0,04 | -0,04 | -0,07 | -0,07 | -0,17 | -0,07 |

Příloha 4 - hodnoty konečné emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | fin NCER ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|---|------|-------|------|-------|-------|
| | SK | SA | SB | SC | SD | SE |
| 0 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,04 | 0,02 |
| 5 | 0,37 | 0,29 | 0,32 | 0,21 | 0,28 | 0,28 |
| 10 | 0,25 | 0,31 | 0,18 | 0,23 | 0,21 | 0,19 |
| 15 | 0,14 | 0,09 | 0,24 | 0,12 | 0,18 | 0,23 |
| 20 | -0,01 | 0,00 | -0,02 | 0,00 | -0,01 | -0,02 |

Příloha 5 – hodnoty průměrné emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | prum NCER (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|---|-------|-------|-------|-------|-------|
| | SK | SA | SB | SC | SD | SE |
| 0 | 0,03 | 0,05 | 0,03 | 0,05 | 0,10 | 0,13 |
| 5 | 0,77 | 0,66 | 0,95 | 0,60 | 0,71 | 0,73 |
| 10 | 0,35 | 0,39 | 0,48 | 0,31 | 0,27 | 0,28 |
| 15 | 0,09 | 0,06 | 0,29 | 0,11 | 0,18 | 0,22 |
| 20 | -0,02 | -0,02 | -0,05 | -0,02 | -0,03 | -0,05 |

Příloha 6 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | max NCER (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|--|------|------|------|------|------|
| | HK | HA | HB | HC | HD | HE |
| 0 | 0,71 | 1,16 | 1,34 | 0,60 | 0,72 | 0,72 |
| 5 | 5,39 | 6,41 | 3,99 | 2,99 | 2,42 | 3,16 |
| 10 | 2,70 | 3,46 | 4,06 | 3,56 | 3,06 | 2,45 |
| 15 | 2,46 | 2,73 | 2,43 | 2,59 | 2,94 | 2,55 |
| 20 | 2,47 | 2,43 | 2,54 | 1,81 | 2,32 | 1,35 |

Příloha 7 - hodnoty kumulativní emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | tot NCER (μmol m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | HK | HA | HB | HC | HD | HE |
| 0 | 28,27 | 60,03 | 57,75 | 37,92 | 96,39 | 97,89 |
| 5 | 1624,36 | 2308,15 | 1522,80 | 1147,07 | 1315,64 | 1117,81 |
| 10 | 2116,53 | 2974,48 | 2562,23 | 1852,23 | 2419,08 | 1843,41 |
| 15 | 2140,74 | 2660,74 | 2349,55 | 1856,79 | 2120,14 | 1601,70 |
| 20 | 1792,44 | 2246,62 | 2324,64 | 1658,44 | 1691,18 | 1334,56 |

Příloha 8 - hodnoty počáteční emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | ini NCER (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|--|------|------|------|------|------|
| | HK | HA | HB | HC | HD | HE |
| 0 | 0,11 | 0,31 | 1,34 | 0,20 | 0,30 | 0,30 |
| 5 | 5,39 | 6,41 | 3,99 | 2,93 | 1,36 | 3,16 |
| 10 | 2,66 | 3,10 | 3,33 | 2,83 | 2,23 | 1,65 |
| 15 | 2,20 | 2,14 | 2,14 | 1,80 | 1,88 | 1,08 |
| 20 | 1,78 | 2,08 | 1,60 | 1,45 | 1,54 | 0,73 |

Příloha 9 - hodnoty konečné emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | fin NCER (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|--|------|------|------|------|------|
| | HK | HA | HB | HC | HD | HE |
| 0 | 0,00 | 0,02 | 0,04 | 0,04 | 0,01 | 0,03 |
| 5 | 0,57 | 0,93 | 0,51 | 0,32 | 0,54 | 0,33 |
| 10 | 1,00 | 1,41 | 1,16 | 0,66 | 1,15 | 0,86 |
| 15 | 1,22 | 1,40 | 1,42 | 0,99 | 1,18 | 0,93 |
| 20 | 1,06 | 1,32 | 1,26 | 0,95 | 1,03 | 0,89 |

Příloha 10 - hodnoty průměrné emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | prum NCER (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|---|------|------|------|------|------|
| | HK | HA | HB | HC | HD | HE |
| 0 | 0,02 | 0,04 | 0,03 | 0,02 | 0,07 | 0,07 |
| 5 | 1,14 | 1,63 | 1,07 | 0,81 | 0,93 | 0,79 |
| 10 | 1,49 | 2,09 | 1,80 | 1,30 | 1,70 | 1,30 |
| 15 | 1,51 | 1,87 | 1,65 | 1,31 | 1,49 | 1,13 |
| 20 | 1,26 | 1,58 | 1,64 | 1,17 | 1,19 | 0,94 |

Příloha 11 - maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | max NCER (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|--|------|------|------|------|------|
| | MK | MA | MB | MC | MD | ME |
| 0 | 0,96 | 0,96 | 0,96 | 1,19 | 1,81 | 1,78 |
| 5 | 4,63 | 7,95 | 7,71 | 7,27 | 7,58 | 1,19 |
| 10 | 1,81 | 1,71 | 1,74 | 2,12 | 1,97 | 1,12 |
| 15 | 1,35 | 1,78 | 1,95 | 1,70 | 1,94 | 1,23 |
| 20 | 1,05 | 1,01 | 1,48 | 1,49 | 2,08 | 0,85 |

Příloha 12- hodnoty kumulativní emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | tot NCER (μmol m ⁻²) | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------------------|---------|---------|---------|---------|--------|
| | MK | MA | MB | MC | MD | ME |
| 0 | 194,25 | 173,97 | 207,52 | 133,39 | 412,10 | 369,50 |
| 5 | 882,05 | 1596,92 | 1768,72 | 1613,96 | 1729,02 | 576,68 |
| 10 | 1381,54 | 1186,69 | 1548,37 | 1535,11 | 1486,45 | 729,83 |
| 15 | 1467,88 | 1311,75 | 1472,86 | 1421,79 | 1212,59 | 797,22 |
| 20 | 1061,40 | 1227,33 | 1143,35 | 1079,16 | 1074,38 | 671,95 |

Příloha 13 - hodnoty počáteční emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | ini NCER ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|---|------|------|-------|------|------|
| | MK | MA | MB | MC | MD | ME |
| 0 | 0,36 | 0,19 | 0,10 | -0,22 | 1,81 | 1,78 |
| 5 | 4,63 | 7,95 | 7,71 | 7,27 | 7,58 | 0,90 |
| 10 | 1,08 | 1,65 | 1,20 | 2,06 | 1,96 | 0,69 |
| 15 | 0,84 | 0,84 | 0,61 | 0,87 | 1,16 | 0,84 |
| 20 | 0,47 | 0,65 | 0,53 | 0,88 | 2,08 | 0,81 |

Příloha 14 - hodnoty konečné emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčicích po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | fin NCER ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|---|------|------|------|------|------|
| | MK | MA | MB | MC | MD | ME |
| 0 | 0,07 | 0,04 | 0,06 | 0,10 | 0,17 | 0,14 |
| 5 | 0,25 | 0,22 | 0,24 | 0,29 | 0,41 | 0,20 |
| 10 | 0,51 | 0,45 | 0,66 | 0,54 | 0,57 | 0,44 |
| 15 | 0,85 | 0,74 | 0,85 | 0,65 | 0,64 | 0,57 |
| 20 | 0,67 | 0,75 | 0,91 | 0,64 | 0,65 | 0,44 |

Příloha 15 - hodnoty průměrné emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic po inkubaci

| hmotnostní vlhkost půdy (%) | prum NCER ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) | | | | | |
|-----------------------------------|--|------|------|------|------|------|
| | MK | MA | MB | MC | MD | ME |
| 0 | 0,14 | 0,12 | 0,15 | 0,09 | 0,29 | 0,26 |
| 5 | 0,62 | 1,12 | 1,25 | 1,14 | 1,22 | 0,41 |
| 10 | 0,97 | 0,84 | 1,09 | 1,08 | 1,05 | 0,51 |
| 15 | 1,03 | 0,92 | 1,04 | 1,00 | 0,85 | 0,56 |
| 20 | 0,75 | 0,86 | 0,81 | 0,76 | 0,76 | 0,47 |

Příloha 16 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro maxCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|---|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 137,7741 | 1 | 137,7741 | 35,86146 | 0,000000 |
| Inkubace | 19,8605 | 1 | 19,8605 | 5,16953 | 0,027920 |
| kon | 25,4357 | 5 | 5,0871 | 1,32414 | 0,271631 |
| vlhk | 177,7741 | 4 | 44,4435 | 11,56828 | 0,000002 |
| Inkubace*kon | 20,0421 | 5 | 4,0084 | 1,04336 | 0,404475 |
| Chyba | 169,0411 | 44 | 3,8418 | | |

Příloha 17 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků kambizemě z Humpolce před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro maxCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|---|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 577,1581 | 1 | 577,1581 | 380,5005 | 0,000000 |
| Inkubace | 16,0684 | 1 | 16,0684 | 10,5933 | 0,002186 |
| kon | 11,1377 | 5 | 2,2275 | 1,4685 | 0,219437 |
| vlhk | 123,3462 | 4 | 30,8365 | 20,3295 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 25,9660 | 5 | 5,1932 | 3,4237 | 0,010654 |
| Chyba | 66,7409 | 44 | 1,5168 | | |

Příloha 18 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro maxCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|---|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 215,3099 | 1 | 215,3099 | 137,7915 | 0,000000 |
| Inkubace | 16,1409 | 1 | 16,1409 | 10,3297 | 0,002452 |
| kon | 8,4589 | 5 | 1,6918 | 1,0827 | 0,383183 |
| vlhk | 74,9023 | 4 | 18,7256 | 11,9838 | 0,000001 |
| Inkubace*kon | 8,3481 | 5 | 1,6696 | 1,0685 | 0,390756 |
| Chyba | 68,7534 | 44 | 1,5626 | | |

Příloha 19 - Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ půdních vzorků regozemě ze Semi před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro totCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|---|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 24790272 | 1 | 24790272 | 91,30336 | 0,000000 |
| Inkubace | 4423921 | 1 | 4423921 | 16,29344 | 0,000213 |
| kon | 3659935 | 5 | 731987 | 2,69593 | 0,032849 |
| vlhk | 24419101 | 4 | 6104775 | 22,48408 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 3706981 | 5 | 741396 | 2,73059 | 0,031120 |
| Chyba | 11946680 | 44 | 271515 | | |

Příloha 20 - Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro totCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|---|-----------------|-----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 237180528 | 1 | 237180528 | 535,6427 | 0,000000 |
| Inkubace | 10730567 | 1 | 10730567 | 24,2337 | 0,000012 |
| kon | 6833595 | 5 | 1366719 | 3,0866 | 0,017899 |
| vlhk | 67419586 | 4 | 16854896 | 38,0647 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 16426222 | 5 | 3285244 | 7,4193 | 0,000040 |
| Chyba | 19483030 | 44 | 442796 | | |

Příloha 21 - Statistické zhodnocení kumulativních hodnot emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro totCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|---|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 79980412 | 1 | 79980412 | 522,6194 | 0,000000 |
| Inkubace | 669523 | 1 | 669523 | 4,3749 | 0,042277 |
| kon | 2582485 | 5 | 516497 | 3,3750 | 0,011480 |
| vlhk | 15291072 | 4 | 3822768 | 24,9793 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 1904554 | 5 | 380911 | 2,4890 | 0,045383 |
| Chyba | 6733654 | 44 | 153038 | | |

Příloha 22 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro prumCO ₂ (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|--|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 12,21364 | 1 | 12,21364 | 90,59500 | 0,000000 |
| Inkubace | 2,31081 | 1 | 2,31081 | 17,14050 | 0,000155 |
| kon | 1,70766 | 5 | 0,34153 | 2,53333 | 0,042345 |
| vlhk | 12,42942 | 4 | 3,10736 | 23,04889 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 1,75032 | 5 | 0,35006 | 2,59661 | 0,038358 |
| Chyba | 5,93190 | 44 | 0,13482 | | |

Příloha 23 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro průmCO2 (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|--|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 117,5626 | 1 | 117,5626 | 536,0378 | 0,000000 |
| Inkubace | 5,3302 | 1 | 5,3302 | 24,3036 | 0,000012 |
| kon | 3,3955 | 5 | 0,6791 | 3,0964 | 0,017628 |
| vlhk | 33,4955 | 4 | 8,3739 | 38,1815 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 8,1454 | 5 | 1,6291 | 7,4280 | 0,000040 |
| Chyba | 9,6500 | 44 | 0,2193 | | |

Příloha 24 - Statistické zhodnocení maximální naměřené hodnoty aktuální emise CO₂ půdních vzorků černice z Milčic před inkubací a po inkubaci

| Efekt | Jednorozměrné testy významnosti pro průmCO2 (statistika_DP) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy | | | | |
|--------------|--|-----------------|----------|----------|----------|
| | SČ | Stupně volnosti | PČ | F | p |
| Abs. člen | 40,15423 | 1 | 40,15423 | 496,5790 | 0,000000 |
| Inkubace | 0,24783 | 1 | 0,24783 | 3,0649 | 0,086972 |
| kon | 1,47877 | 5 | 0,29575 | 3,6575 | 0,007461 |
| vlhk | 7,73239 | 4 | 1,93310 | 23,9062 | 0,000000 |
| Inkubace*kon | 0,90539 | 5 | 0,18108 | 2,2394 | 0,067047 |
| Chyba | 3,55791 | 44 | 0,08086 | | |