

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Dlouhodobý vliv biocharu na vybrané biologické vlastnosti
půdy**

Diplomová práce

Bc. Magdaléna Přikrylová

Technologie odpadů

Vedoucí práce: prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

Konzultant: Mgr. Zubda Zahid, MSc

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Dlouhodobý vliv biocharu na vybrané biologické vlastnosti půdy" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí mé diplomové práce paní prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc., za její ochotu, vstřícnost a čas, který mi při tvorbě práce věnovala. Dále bych chtěla poděkovat paní Mgr. Zubdě Zahid, MSc a paní Ing. Tereze Hřebečkové, Ph.D. za pomoc v laboratoři a za poskytnuté informace. Děkuji také panu doc. Mgr. Lukášovi Trakalovi, Ph.D. za pomoc s odběrem vzorků. V neposlední řadě bych ráda poděkovala mé rodině za podporu během celého studia.

Dlouhodobý vliv biocharu na vybrané biologické vlastnosti půdy

Souhrn

Biologické vlastnosti půdy, především půdní mikroorganismy hrají klíčovou roli při udržování funkcí půdy včetně rozkladu a koloběhu živin. Činnost enzymů úzce souvisí s fyzikálně-chemickými a biologickými vlastnostmi půdy, přičemž právě mikroorganismy jsou jejich primárním zdrojem. Tato diplomová práce se zabývá tématem dlouhodobého vlivu biocharu na vybrané biologické vlastnosti půdy. Aplikace biocharu do půdy by mohla pomoci ke stabilizaci celého půdního ekosystému, čímž by se mohla zvýšit úrodnost a zdraví půdy.

V této diplomové práci byla použita řada analytických metod k posouzení vlivu aplikace biocharu na základní biologické vlastnosti půdy klasifikované jako písčitohlinitá regozem. Biochar použitý pro tuto studii byl vyroben z dřevní štěpky. Půda byla ošetřena jak samotným hnojem, tak i směsí biocharu a chlévského hnoje, přičemž vzorky byly odebrány 18 měsíců po aplikaci. Směs biocharu a chlévského hnoje byla aplikována v různých poměrech (MB10 – hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10, MB50 – hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50, MBh50 – hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50).

Vzorky půdy byly analyzovány na vybrané charakteristiky, včetně stanovení výměnného pH, kationtové výměnné kapacity a extrakce makro a mikroživin. Na závěr experimentu pak byly měřeny enzymatické aktivity na upravených i neupravených půdách. Následně byly vyhodnoceny rozdíly mezi jednotlivými variantami a kontrolou pomocí programu Microsoft Excel pro základní statistickou analýzu a programu Statistica 12 pro výpočet jednofaktorové ANOVY s Tukeyovým HSD testem. Výsledky byly prezentovány ve formě tabulek a grafů.

Aplikace biocharu společně s chlévským hnojem vedla ke zvýšení hodnoty pH, KVK, vybraných dostupných množství mikro a makroživin jako K, Mg, Cu, Mn. Projevila se také schopnost biocharu v kombinaci s hnojem zvýšit aktivitu některých půdních enzymů. K nárůstu došlo u aktivity kyselé fosfatázy, sulfatázy, chitinázy a leucin aminopeptidázy, β -D-glukosidázy i alanin aminopeptidázy, která se s větším množstvím vysokoteplotního biocharu zvyšovala. Lze tedy konstatovat, že biochar vyrobený z dřevní štěpky v kombinaci s chlévským hnojem má pozitivní vliv na vybrané biologické vlastnosti půdy, a tedy i na aktivitu půdních mikroorganismů.

Klíčová slova: biochar, živiny, dlouhodobý účinek, mikrobiální aktivita

Long-term effect of biochar on selected soil biological parameters

Summary

Soil biological properties, especially soil microorganisms, play a crucial role in maintaining soil functions, including nutrient decomposition and cycling. Enzyme activity is closely related to the physical, chemical, and biological properties of soil, with microorganisms being their primary source. This thesis examines the long-term impact of biochar on selected soil biological properties. Incorporating biochar into the soil could help stabilize the entire soil ecosystem, thereby increasing soil fertility and health.

This thesis employed various analytical methods to assess the effect of biochar application on fundamental soil biological properties classified as sandy loam regosol. The biochar used in this study was made from wood chips. The soil was treated with both manure alone and a mixture of biochar and farmyard manure, with samples collected 18 months post-application. The biochar and manure mixture were applied in different proportions (MB10 – manure + high-temperature biochar in a ratio of 90:10, MB50 – manure + high-temperature biochar in a ratio of 50:50, MBh50 – manure + medium-temperature biochar in a ratio of 50:50).

Soil samples were analyzed for selected characteristics, including exchangeable pH, cation exchange capacity, and extraction of macro and micronutrients. At the end of the experiment, enzymatic activities were measured on treated and untreated soils. Subsequently, differences between the various treatments and the control were evaluated using Microsoft Excel for basic statistical analysis and Statistica 12 for one-way ANOVA with Tukey's HSD test. The results were presented in the form of tables and graphs.

The application of biochar along with farmyard manure led to an increase in pH, CEC, and selected available quantities of micro and macronutrients such as K, Mg, Cu, and Mn. Additionally, the ability of biochar in combination with manure to increase the activity of certain soil enzymes was demonstrated. An increase was observed in the activity of acid phosphatase, sulfatase, chitinase, leucine aminopeptidase, β -D-glucosidase, and alanine aminopeptidase, with the activity of the latter increasing with higher amounts of high-temperature biochar. It can therefore be concluded that biochar made from wood chips in combination with farmyard manure has a positive impact on selected soil biological properties, including the activity of soil microorganisms.

Keywords: biochar, nutrients, long-term effect, microbial activity

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíl práce	9
3 Přehled literatury	10
3.1 Biochar	10
3.2 Výroba biocharu	10
3.2.1 Pomalá pyrolýza	12
3.2.2 Rychlá pyrolýza	13
3.2.3 Blesková pyrolýza	14
3.3 Vlastnosti biocharu	14
3.3.1 Vliv vstupní biomasy na vlastnosti biocharu	15
3.3.2 Vliv pyrolýzy na vlastnosti biocharu	16
3.4 Využití biocharu jako půdního doplňku	18
3.4.1 Zvýšení kvality půdy	18
3.4.2 Zmírnění emisí skleníkových plynů	18
3.4.3 Sorpce kontaminantů	19
3.5 Aplikace biocharu do půdy	20
3.5.1 Vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půdy	20
3.5.1.1 Vliv biocharu na půdní pórovitost	20
3.5.1.2 Vliv biocharu na objemovou hmotnost půdy	21
3.5.1.3 Vliv biocharu na půdní agregaci	22
3.5.1.4 Vliv biocharu na schopnost půdy zadržovat vodu	23
3.5.1.5 Vliv biocharu na pH a kationtovou výměnnou kapacitu půdy	24
3.5.2 Vliv na biologické vlastnosti půdy	25
3.5.2.1 Mikrobiální společenstva v půdách upravených biocharem	26
3.5.2.2 Vliv pH biocharu na mikroorganismy v půdě	27
3.5.2.3 Vliv biocharu na enzymatické aktivity v půdě	27
3.6 Aplikace biocharu v kombinaci s dusíkatými hnojivy	29
3.7 Potenciální negativní vliv biocharu	30
4 Metodika	32
4.1 Vzorkování	32
4.2 Materiál	34
4.3 Analytické metody	34
4.3.1 Stanovení půdní reakce	34
4.3.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity	34
4.3.3 Stanovení obsahu dostupných živin	35

4.3.4	Stanovení půdních enzymů.....	35
4.4	Statistické vyhodnocení	36
5	Výsledky	37
5.1	Odběr vzorků.....	37
5.1.1	Stanovení půdní reakce.....	37
5.1.2	Stanovení kationtové výměnné kapacity	38
5.1.3	Stanovení obsahu dostupných živin.....	39
5.1.3.1	Makroživiny	39
5.1.3.2	Mikroživiny	40
5.1.4	Stanovení půdních enzymů.....	42
6	Diskuze	46
7	Závěr.....	51
8	Literatura.....	52

1 Úvod

Degradace půdy, včetně snížení její úrodnosti a zvýšené eroze, je hlavním problémem světového zemědělství (Jianping 1999). Intenzivní a dlouhodobé obdělávání půd má často za následek jejich degradaci, která zahrnuje okyselování půdy, vyčerpávání půdní organické hmoty (SOM) a silnou půdní erozi (Hoyos 2005).

Jako slibný nástroj pro zlepšení půdní kvality se jeví biochar, organický doplněk půdy, který se stal hlavním předmětem intenzivního výzkumu v posledních 20 letech (Juriga & Šimanský 2018). Mnoho studií ukázalo, že biochar je užitečným zdrojem pro zlepšení fyzikálně-chemických vlastností půdy, účinné udržení úrovně půdní organické hmoty, zvýšení účinnosti využití hnojiv a zvýšení produkce plodin, zejména pro dlouhodobě obdělávané půdy.

Biochar je produkt bohatý na uhlík, který vzniká pyrolýzou materiálů z biomasy. Organické odpady, jako jsou zbytky plodin, statková hnojiva, kaly z čistíren odpadních vod se přeměňují na biochar a poté se aplikují do půdy jako doplněk (Jien & Wang 2013).

Pozorované účinky na úrodnost půdy jsou vysvětlovány především zvýšením pH v kyselých půdách nebo zlepšením retence živin díky adsorpci kationtů (Liang et al. 2006). Vlastnosti biocharu se však značně liší nejen obsahem živin a pH, ale také chemickými a fyzikálními vlastnostmi, což je způsobeno především druhem vstupní suroviny a podmínkami pyrolýzy (Lehmann et al. 2011).

Bylo také prokázáno, že biochar vytváří příznivé prostředí pro půdní mikroorganismy a může vést jak k nárůstu jejich počtu, tak k jejich zvýšené aktivitě. To může být způsobeno poskytnutím prostředí s optimálními životními podmínkami, které zahrnují dostatečnou dostupnost vzduchu, vody a živin. Změny ve složení nebo aktivitě mikrobiálního společenstva vyvolané biocharem mohou ovlivnit nejen koloběh živin a růst rostlin, ale také koloběh půdní organické hmoty (Ameloot et al. 2013).

Biochar má obecně pozitivní vliv na půdu, existují však možné faktory, které mohou omezovat jeho aplikaci. Potenciální faktory omezující použití biocharu jako půdního doplňku zahrnují typ biocharu, podmínky jeho výroby, vlastnosti půdy a množství aplikovaného biocharu. Stejně tak přítomnost těžkých kovů, organických kontaminantů a dalších znečišťujících látek v biocharu představuje vážné problémy, které je třeba vzít v úvahu při jeho výrobě zajištěním správných podmínek pyrolýzy a výběrem vhodných typů vstupních surovin.

2 Vědecká hypotéza a cíl práce

V posledních letech je velká pozornost věnována využití tzv. biocharu (pyrolyzované biomasy) pro zlepšení fyzikálních, chemických i biologických vlastností půdy. Chování biocharu v půdě pak závisí na fyzikálně-chemických i biologických vlastnostech půdy, kdy se bude biochar chovat jinak v půdách s nízkou sorpční kapacitou a jinak v půdách vysokým obsahem jílovitých minerálů a organické hmoty. Je známo, že biochar připravený pyrolýzou dřevní biomasy zpravidla neslouží v půdě jako zdroj živin, protože jejich obsah v biocharu je nízký nebo jsou živiny v biocharu pevně vázány a neuvolňují se do půdního roztoku. Aplikace biocharu se často kombinuje s aplikací hnojiv, zejména dusíkatých. Biochar v tomto případě může snížit mobilitu dusíku v půdě a zamezit jeho vyplavování, sníží se také rychlost degradace půdní organické hmoty. Cílem práce bude posoudit vliv biocharu na vybrané biologické vlastnosti půdy, tedy zejména na aktivitu půdních mikroorganismů.

Hypotéza: Společná aplikace biocharu a chlévského hnoje zvýší aktivitu půdních mikroorganismů v ošetřené půdě.

3 Přehled literatury

3.1 Biochar

Biochar, někdy také známý pod názvem biouhel, je pevným produktem tepelného rozkladu organických materiálů za nepřítomnosti vzduchu (pyrolýza). Biochar má podobu dřevěného uhlí, liší se však použitím (Lehmann & Joseph 2009). Na rozdíl od dřevěného uhlí neslouží biochar k produkci tepelné energie, ale používá se jako přídavek do půdy ke zlepšení půdní úrodnosti (Sohi et al. 2010).

Biochar má své výhody, jako je vysoký obsah uhlíku, vysoká kapacita výměny kationtů a velký specifický povrch (Wang & Wang 2019), vykazuje také vysokou odolnost vůči rozkladu a jeho doba zdržení v půdě se pohybuje od desítek let po tisíciletí (Gul et al. 2015).

Kvalita biocharu se však může výrazně lišit, největší vliv na kvalitu má kromě samotného zařízení teplota v pyrolýzní zóně generátoru, rychlost ohřevu vstupního materiálu, čas zdržení v aktivní zóně reaktoru a typ vstupní suroviny (Pohořelý et al. 2019). Jako vstupní suroviny při výrobě biocharu mohou být využity různé formy organického materiálu, včetně odpadních produktů z plodin a lesnictví, odpadů z městských dvorů, vedlejších produktů průmyslové biomasy, zemědělských odpadů a kalů z odpadních vod (Kookana et al. 2011).

V současné době přitahuje biochar stále více pozornosti díky svým výjimečným vlastnostem, naznačuje to především zvyšující se počet publikovaných článků o biocharu v uplynulých deseti letech (Pohořelý et al. 2019).

3.2 Výroba biocharu

Pyrolýza je termochemický proces, který zahrnuje zahřívání materiálů bohatých na uhlík (např. zbytky plodin, pevný komunální odpad) v inertní atmosféře k výrobě biocharu, biooleje a plynu jako produktů s přidanou hodnotou (Nanda et al. 2016; Li et al. 2023).

Slovo „pyrolýza“ pochází z řeckého slovníku, kde pyro znamená „oheň“ a lysis znamená „rozdělení“ (Fahmy et al. 2020).

Pyrolýza představuje nejstarší známý způsob tepelného zpracování biomasy (Tomczyk et al. 2020) a jako hlavní zdroje vstupních surovin využívá bioodpady ze zemědělství, potravinářského průmyslu a lesnictví (Shakya & Agarwal 2017). Mezi často používané substráty patří dřevěné štěpky a pelety, klestí, výpalky, rýžové plevy a další rostlinné zbytky (Parmar et al. 2014). Výroba však může být založena i na jiných zdrojích biomasy než na lignocelulóзовé hmotě, příkladem mohou být čistírenské kaly, drůbeží podestýlka, exkrementy, kosti atd (Tomczyk et al. 2020).

Pyrolýza biomasy se obecně řídí třístupňovým mechanismem zahrnujícím dehydrataci, primární a sekundární reakce. Dehydrogenace, depolymerizace a fragmentace jsou pak hlavními konkurenčními reakcemi během primárního rozkladu biomasy (Kan et al. 2016).

Existují tři hlavní typy pyrolýzních technologií: pomalá pyrolýza, rychlá pyrolýza a blesková pyrolýza. Tyto technologie se liší rychlostí ohřevu, teplotou pyrolýzy, dobou zdržení, reakčním prostředím a metodami ohřevu (Kan et al. 2016). Obecně platí, že pyrolýzní technologie generují různé produkty (Li et al. 2023), kterými jsou kromě biocharu bioolej, označován také jako pyrolýzní olej a pyrolýzní plyn.

Bioolej je tmavě hnědá, volně tekoucí organická kapalná směs, která se obecně skládá z velkého množství vody (obvykle 15–35 % hmotn.) a stovek organických sloučenin, jako jsou kyseliny, alkoholy, ketony, aldehydy, fenoly, ethery, estery, cukry, furany, alkeny, sloučeniny dusíku a různé oxygenáty a také pevné částice. Konečný obsah vody v bioolejích závisí na počátečním obsahu vlhkosti suroviny a tvorbě vody během pyrolýzy související s reakčními parametry (Kan et al. 2016).

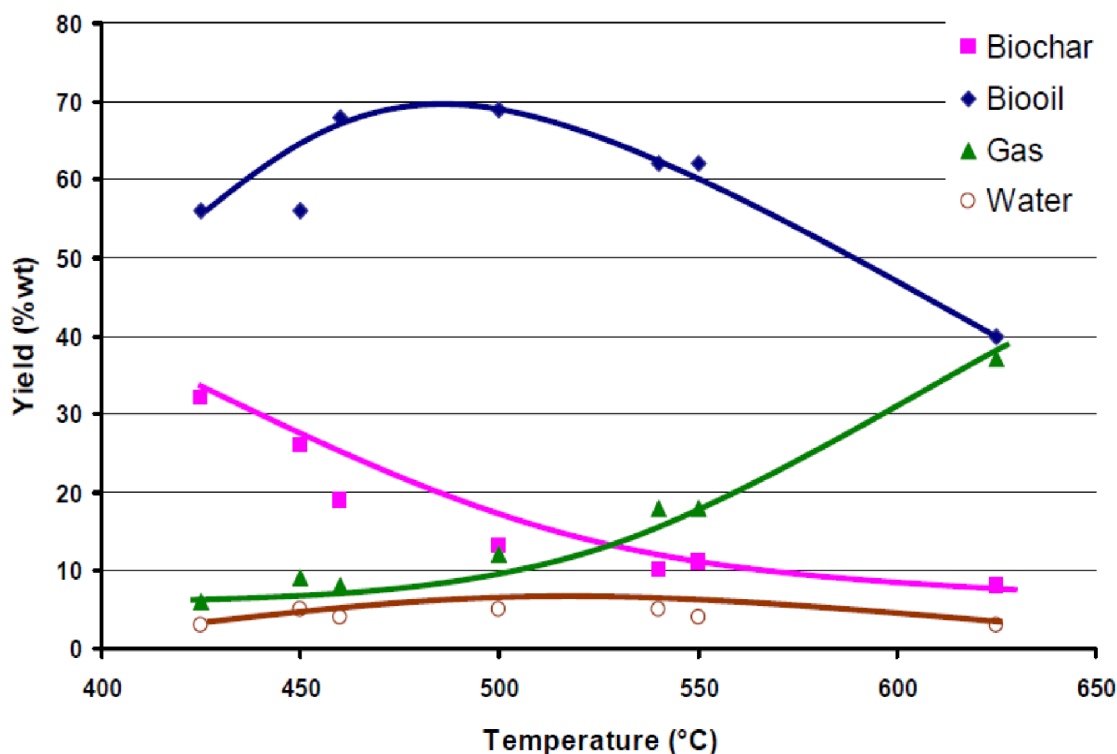
Obecně platí, že pyrolýzní oleje mají omezenou kvalitu pro jejich další využití, proto je nutná jejich další úprava (Zhang et al. 2013a). Upravený bioolej je možné použít jako spalovací palivo pro výrobu elektřiny a tepla v kotlích, spalovacích komorách, dieselových motorech a plynových turbínách.

Plyny uvolňované z pyrolýzy biomasy se mohou skládat z oxidu uhličitého (CO_2), oxidu uhelnatého (CO), vodíku (H_2), uhlovodíků, jako je methan (CH_4), ethan (C_2H_6) a ethylen (C_2H_4), a malá množství jiných plynů, jako je propan (C_3H_8), čpavek (NH_3), oxidy dusíku (NO_x), oxidy síry (SO_x). Před praktickým použitím pyrolytického plynu je nutné provést některé úpravy pro snížení nebo odstranění nežádoucích složek, které mohou zahrnovat dehty, prach/aerosoly, těkavé rizikové prvky, páru, kyanovodík, NH_3 a H_2S (Kan et al. 2016).

Pyrolýzní plyn má řadu potenciálních aplikací, jako je přímé využití pro výrobu tepla nebo elektřiny (např. spalování plynu v zážehových a vznětových motorech (Hossain & Davies 2013)).

Zastoupení jednotlivých produktů v závislosti na teplotě pyrolýzy ukazuje Obrázek 1. Například vysoké výtěžky bio-oleje se typicky dosahují při středních teplotách, vyšších rychlostech ohřevu a krátkých dobách zdržení, které jsou charakteristické pro rychlou a bleskovou pyrolýzu. Na druhé straně produkce biocharu se zvyšuje při nízkých teplotách, nižších rychlostech ohřevu a delší době zdržení, což je typické pro pomalou (konvenční) pyrolýzu (Nanda et al. 2016).

Výběr vhodných podmínek pro výrobu biocharu s požadovanými vlastnostmi proto vyžaduje znalost závislostí a ovlivňujících faktorů, a to jak kvantitativně, tak kvalitativně (Zhang et al. 2019a).



Obr. 1 Relativní podíly konečných produktů v závislosti na teplotě pyrolýzy biomasy (zdroj: Jahirul et al. 2012)

3.2.1 Pomalá pyrolýza

Pomalá pyrolýza je metoda používaná v případě, že primárním produktem je biochar, přičemž teplota pyrolýzy je v rozsahu 300 až 700 °C (Jonsson 2016). Tato metoda probíhá při relativně nízké rychlosti ohřevu pod 10 °C za minutu a dlouhé době zdržení 5 až 120 minut (Li et al. 2023).

Tyto technologie pomalé pyrolýzy jsou známé a používané již dlouhou dobu. Tradiční pece k výrobě zuhelnatělého materiálu se v některých částech světa dodnes používají k výrobě zuhelnatělého materiálu pro koksování. Jednoduchá řešení pecí neshromažďují bio-oleje a produktové plyny; tyto produkty jsou tak emitovány do prostředí a způsobují některé negativní dopady na životní prostředí (Jonsson 2016).

Nové průmyslové procesy pro pomalou pyrolýzu produkují jak biochar, tak ostatní produkty, které můžeme shromažďovat nebo je používat pro výrobu tepla a elektřiny. Pomalá

pyrolýza produkuje 35 % hm. biocharu, 35 % hm. plynu a 30 % hm. biooleje, který může obsahovat cenné chemikálie, jako je aceton, metanol a kyselinu octovou (Kan et al. 2016).

Pomalý proces pyrolýzy může mít několik stupňů pro separaci produktů vzniklých v procesu. Obecně platí, že pomalý proces pyrolýzy produkuje biochar a plyn, některé části plynného produktu mohou kondenzovat na kapalné frakce. Množství těchto produktů je ovlivněno typem vstupní suroviny a podmínkami procesu (Jonsson 2016).

3.2.2 Rychlá pyrolýza

Při procesu rychlé pyrolýzy se biomasa rychle zahřeje na vysokou teplotu v nepřítomnosti kyslíku (Jahirul et al. 2012). Biomasa se rozkládá a vytváří převážně páry, aerosoly a určité množství biocharu a plynu. Po ochlazení a kondenzaci se vytvoří tmavě hnědá homogenní kapalina, která má asi poloviční výhřevnost než běžný topný olej (Bridgwater 2012).

Rychlá pyrolýza vzhledem k hmotnostnímu podílu produkuje 60–75 % olejových produktů, 15–25 % pevných látek (hlavně biochar) a 10–20 % plynné fáze v závislosti na použité surovině.

Základní charakteristiky procesu rychlé pyrolýzy jsou; vysoký přenos tepla a rychlost ohřevu, velmi krátká doba zdržení par, rychlé ochlazení par a aerosolu pro vysoký výtěžek biooleje a přesné řízení reakční teploty (Jahirul et al. 2012). Důležitou roli hrají také vstupní částice, které vyžadují jemně mletou biomasu typicky menší než 3 mm, protože biomasa má obecně nízkou tepelnou vodivost (Bridgwater 2012).

Teplota se při rychlé pyrolýze pohybuje kolem 500 °C a zahrnuje vysoké rychlosti ohřevu, které se pohybují od 10 do 200 °C/s (Fahmy et al. 2020). Doba zdržení horké páry je obvykle méně než 2 s, aby se snížila tvorba uhlíkatých látek (Li et al. 2023). Při rychlé pyrolýze je také velmi důležité rychlé ochlazení pyrolýzních par, aby mohl vzniknout bioolej (Bridgwater 2012).

Technologie rychlé pyrolýzy získává zvýšenou pozornost při výrobě kapalných paliv a řady speciálních a komoditních chemikálií. Tento kapalný produkt lze snadno a ekonomicky přepravovat a skladovat (Brammer et al. 2006). Má také potenciál dodávat řadu cenných chemikálií, které přitahují mnohem vyšší přidanou hodnotu než paliva (Venderbosch & Prins 2010).

3.2.3 Blesková pyrolýza

Blesková pyrolýza je velmi podobná pyrolýze rychlé, ale probíhá při vyšších rychlostech ohřevu, které mohou dosáhnout až 2500 °C za sekundu (Fahmy et al. 2020). Metoda bleskové pyrolýzy probíhá v inertní atmosféře s reakčními teplotami mezi 450 °C a 1000 °C a velmi krátkou dobou zdržení plynu (méně než 1 s) (Jahirul et al. 2012).

Tento pyrolytický proces biomasy je slibný při výrobě pevných, kapalných a plyných produktů, s potenciálem dosáhnout až 75 % výtěžku bio-oleje (Jahirul et al. 2012). Poměr těchto produktů závisí především na typu vstupní biomasy (Fahmy et al. 2020).

Existují však mnohá technologická omezení, například: špatná tepelná stabilita a korozivnost oleje, pevné látky v oleji a alkálie koncentrované v uhlí, které se v oleji rozpouštějí (Cornelissen et al. 2008).

3.3 Vlastnosti biocharu

Charakteristiky biocharu se mění v závislosti na podmínkách během pyrolýzy a typu vstupní suroviny (Zhao et al. 2013). Mezi důležité faktory patří z pohledu vstupní suroviny její předúprava, např. velikost a tvar částic. Během pyrolýzy ovlivňuje výsledný biochar především teplota v pyrolýzní zóně generátoru, rychlost ohřevu vstupního materiálu, doba zdržení v aktivní zóně reaktoru a tlak za jakého pyrolýza probíhá (Pohořelý et al. 2019).

Biochar vyrobený z různých surovin a při různých podmínkách pyrolýzy se proto může výrazně lišit svými vlastnostmi (Lu et al. 2009).

Klíčové vlastnosti biocharu vyrobeného z organických materiálů pomocí pyrolýzy jsou uvedeny v bodech níže:

- 1) Množství sušiny biomasy v biocharu se pohybuje zhruba mezi 10 až 30 procenty jeho hmotnosti.
- 2) Biochar je tvořen především chemicky stabilním uhlíkem, který představuje 50–95 hm. %. Uhlík v půdě setrvává, nepodléhá rozkladu, takže aplikace biocharu do půdy je jednou z metod sekvestrace uhlíku.
- 3) Biochar má porézní strukturu, jeho specifický povrch se pohybuje v rozmezí cca 150–1200 m²/g. Díky tomu zlepšuje biochar retenci vody a živin v půdě.

Každá s uvedených vlastností biocharu převažuje za různých výrobních podmínek, což vyžaduje nalezení jejich optimální kombinace (Pohořelý et al. 2019). Abychom dosáhli maximálních přínosů z biocharu, je důležité zkoumat jeho fyzikálně chemické vlastnosti

a jejich vztah k funkcím v půdě pro různé typy biocharu. Tímto můžeme lépe porozumět jeho účinkům v půdě a vyrobit tak biochar s požadovanými vlastnostmi (Ippolito et al. 2012).

3.3.1 Vliv vstupní biomasy na vlastnosti biocharu

Obecně se používaná biomasa dělí na dřevní biomasu, která má vysokou objemovou hmotnost, vysokou výhřevnost, nízký obsah vlhkosti a popela, a nedřevitou biomasu, skládající se ze zvířecího hnoje, zemědělských a rostlinných zbytků, městských a průmyslových odpadních materiálů (Jafri et al. 2018). Existuje mnoho dalších různorodých materiálů, které lze využít jako vstupní surovinu při výrobě biocharu. Mezi typické zdroje vstupní biomasy patří zejména lesní a rostlinné zbytky, řasy, komunální a průmyslové odpadní vody (Adeyemi et al. 2020).

Dřevní biomasa obsahuje lignin, hemicelulózu, celulózu a malý podíl anorganických látek. Lignin tvoří 10–30 % hmotnosti biomasy, skládá se z makromolekul s fenolickým charakterem. Má šroubovicovou strukturu a obsahuje etherové a uhlíkové vazby, je navíc zdrojem aromatických sloučenin a fenolických vedlejších produktů (Obrázek 2).

Hemicelulóza představuje 20–40 % hmotnosti biomasy. Jako složitý polysacharid má rozvětvenou strukturu a skládá se z pentózy a hexózy. Procentuální obsah celulózy v biomase se může pohybovat v rozmezí od 25–45 % hmotnosti, zaleží však na konkrétním typu biomasy. Celulózu označujeme jako polysacharid, který se skládá z monomerů glukózy spojenými beta-1,4 glykosidovými vazbami (Azargohar et al. 2013).

Relativní hmotnostní poměry mezi organickými a anorganickými sloučeninami se liší v různých typech biomasy. Složení výsledného biocharu, který vzniká při pyrolýze, se tedy mění v závislosti na těchto variacích složení vstupní biomasy. Lignin přispívá k hlavní části zuhelnatělého zbytku během pyrolýzy biomasy, zatímco pyrolýza celulózy a hemicelulózy produkuje více oleje než zmíněný lignin. Biomasa s větším podílem ligninu může být tedy považována za vhodnou surovinu pro výrobu biocharu s větším objemem a lepší kvalitou (Lee et al. 2013, Břendová et al. 2012, Akhtar & Saidina Amin 2012).

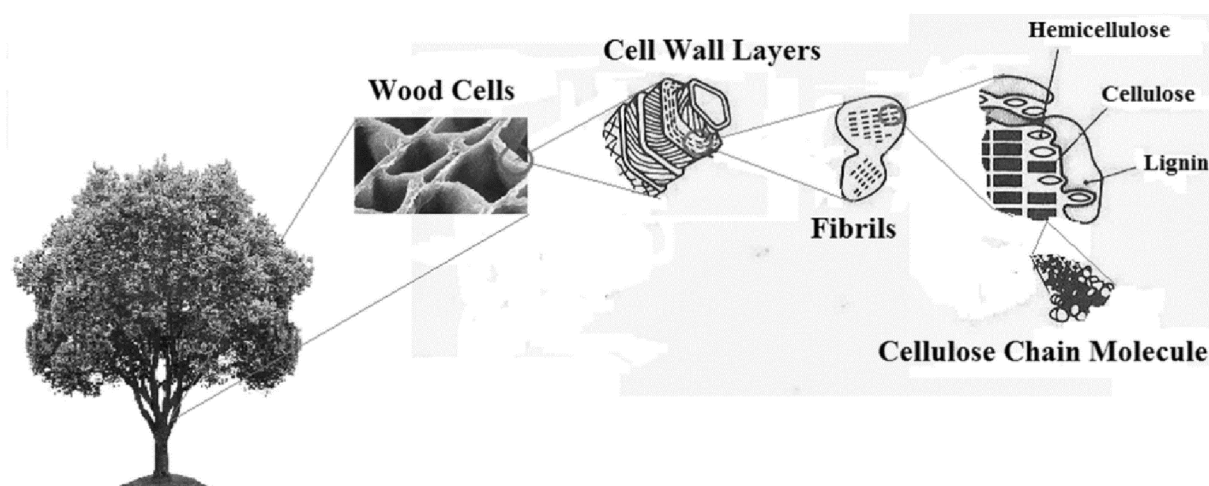
Mezi vlastnosti výsledného biocharu, které jsou převážně řízeny vstupní surovinou patří výsledné množství uhlíku, koncentrace minerálních prvků biocharu a obsah popela (Zhao et al. 2013).

Obecně platí, že biochar získaný ze zvířecího hnoje, mořských řas a zbytků plodin má větší množství živin, vysoké pH a méně stabilní C ve srovnání s biocharem vyrobeným z dřevní biomasy (Seleiman et al. 2020). Také Ippolito et al. (2020) konstatují, že biochar ze zvířecího hnoje a trav se používá s cílem zvýšit obsah N, P, K, Ca, Mg a S v půdě, zatímco biochar

vyrobený z dřevní biomasy může být vhodný pro účely ukládání uhlíku v půdě. (Alkharabsheh et al. 2021).

Výběr biocharu pro zlepšení zásobenosti půdy živinami by se měl přednostně zaměřit na výběr vstupních surovin, než na teplotu pyrolýzy (Zhao et al. 2013).

Druh vstupní suroviny je tedy důležitým faktorem, který určuje konečnou aplikaci biocharu a jeho účinek v půdě, protože jeho vlastnosti jsou ovlivněny povahou původního materiálu (Jindo et al. 2014).



Obr. 2 Základní struktura dřevní biomasy (zdroj: Tomczyk et al. 2020)

3.3.2 Vliv pyrolýzy na vlastnosti biocharu

Během pyrolýzy ovlivňuje povahu produktů mnoho faktorů. Důležitými faktory při pyrolýze jsou především: teplota, rychlost ohřevu biomasy a doba zdržení, po kterou je biomasa vystavena pyrolýze (Akhtar & Saidina Amin 2012).

Jak zjistili Akhtar & Saidina Amin (2012), největší vliv při pyrolýze má právě teplota, která určuje vlastnosti biocharu jako je pevný uhlík, těkavé látky, povrchová plocha, poréznost, distribuce velikosti pórů, alkalita, elektrická vodivost, kapacita výměny kationtů atd. (Nanda et al. 2016). Teplota pyrolýzy hraje klíčovou roli při ztrátě uhlíku během výroby biocharu (Shaaban et al. 2018) a zásadně ovlivňuje výtěžnost výsledného produktu (Zhang et al. 2020).

Nižší teploty pyrolýzy produkují biochar s vyššími výtěžky a vyššími obsahy těkavých látek, elektrickou vodivostí a kapacitou výměny kationtů (Nanda et al. 2016). Výtěžky biocharu a obsahy těkavých látek se postupně snižují s rostoucí teplotou pyrolýzy (Jindo et al. 2014). Zvýšení teploty zlepšuje především adsorpční vlastnosti výsledného biocharu, jako je plocha povrchu a pórovitost (Liu & Zhang 2009). Pyrolýzou biomasy při teplotách blízkých 500 °C

vzniká biochar s menším povrchem. Pyrolýza při teplotách nad 700 °C však produkuje biochar s větším povrchem, který si zachovává lepší adsorpční vlastnosti na úkor výtěžnosti (Nanda et al. 2016). Pórovitost a plocha povrchu představují nejdůležitější fyzikální vlastnosti biocharu pro zlepšení půdních vlastností, jako je adsorpční kapacita půdy a schopnost zadržovat vodu (Jindo et al. 2014).

Vyšší teploty také generují biochar s větším obsahem aromatického uhlíku a větší alkalitou. Hodnota pH biocharu se zvyšuje s nárůstem teploty pyrolýzy pravděpodobně v důsledku vyšších koncentrací alkalických kovů a kovů alkalických zemin, které propůjčují příslušnému biocharu alkalitu (Nanda et al. 2016). Cao & Harris (2010) uvedli, že při nižších teplotách (200–300 °C) se celulóza a hemicelulóza rozkládají za vzniku organických kyselin a fenolů, které naopak snižují hodnotu pH biocharu.

Například Azargohar et al. (2013b) zjistili, že pH biocharu vyrobeného při 300 °C (8,5) bylo nižší než při 700 °C (10,1). Elektrická vodivost biocharu je dalším parametrem ovlivněným teplotou pyrolýzy. Povrch biocharu je obvykle nabitý záporně, což usnadňuje elektrostatickou přitažlivost ke kladně nabitým kationtovým organickým sloučeninám (Ahmad et al. 2014). Na rozdíl od pH se elektrická vodivost biocharu snižuje s rostoucí teplotou (Nanda et al. 2016). Azargohar et al. (2013b) uvedli, že elektrická vodivost byla vyšší pro biochar získaný při 300 °C (2370 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ve srovnání s tím, který byl získán při 700 °C (957 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Podobně jako elektrická vodivost i kapacita kationtové výměny biocharu klesá s rostoucí teplotou. Kapacita kationtové výměny určuje tendenci biocharu adsorbovat kationtové živiny (Nanda et al. 2016).

Rychlost ohřevu biomasy je dalším důležitým faktorem, který definuje typy produktů rozkladu. Vysoké rychlosti ohřevu způsobují rychlou fragmentaci biomasy a zvyšují výtěžek těkavých látek. Zvýšení obsahu těkavých látek je způsobeno zejména rozkladem dehtu (Akhtar & Saidina Amin 2012). Vzhledem k výtěžnosti biocharu a stabilitě je nízká rychlost ohřevu vždy výhodná, i když je časově náročnější (Leng & Huang 2018).

Dalším důležitým parametrem je doba zdržení, po kterou je biomasa vystavena pyrolýze. Zejména při nízké teplotě může doba zdržení ovlivnit stupeň karbonizace a výtěžek biocharu. Například podle výsledků Crosse & Sohi (2013) se prodloužením doby z 20 na 80 minut také výrazně zvýšila stabilita biocharu vyrobeného při 350 °C. Předpokládá se, že kratší doba zdržení přispívá k vyšším rychlostem mineralizace uhlíku z biocharu v půdě (Leng & Huang 2018).

3.4 Využití biocharu jako půdního doplňku

Několik nedávných výzkumů zdůraznilo četné pozitivní aspekty použití biocharu v půdě, včetně zlepšení zdraví a produktivity půdy a zmírnění globálního oteplování díky sekvestraci uhlíku (Lehmann et al. 2011). Některé výhody používání biocharu jako půdního doplňku jsou shrnuty níže.

3.4.1 Zvýšení kvality půdy

Zvýšení zemědělské produktivity při použití biocharu jako půdního doplňku lze přičíst zvýšení úrodnosti půdy, pH v kyselých půdách, kationtové výměnné kapacity půdy (KVK) (Kookana et al. 2011) a zlepšení mikrobiální aktivity půdy a retence živin. Zvýšení KVK také zvyšuje úrodnost půdy tím, že zabraňuje vyplavování živin z půdy pohybem vody a poskytuje zásobu živin dostupnou pro kořeny rostlin (Qian et al. 2015).

Protože biochar obsahuje živiny, jako je N, P a K, může živiny dodávat přímo do půdy, kromě toho zvyšuje úrodnost půdy nepřímo tím, že zvyšuje schopnost půdy zadržovat živiny. Biochar také snižuje eutrofizační potenciál povrchových vodních útvarů a minimalizuje tak ztráty živin z půdy (Sohi et al. 2010).

Dalším přínosem biocharu je stimulace a zvýšení počtu mikrobiálního společenstva půdy (zejména mykorhizních hub), které je kriticky důležité pro koloběh živin (Qian et al. 2015). Z výsledků studie, kterou publikovali Yu et al. (2011) také vyplývá, že aplikace biocharu do zemědělských půd potlačuje účinek pesticidů aplikovaných do půdy, což naznačuje schopnost biocharu zadržovat organické sloučeniny.

3.4.2 Zmírnění emisí skleníkových plynů

Používání biocharu jako doplňku do půdy vede ke zmírnění emisí skleníkových plynů přímo díky vázání pevného uhlíku v půdě na stovky nebo dokonce tisíce let a nepřímo díky zlepšení úrodnosti půdy a jejího celkového zdraví. Zlepšení úrodnosti půdy stimuluje růst rostlin, což vede k další spotřebě CO₂. Lepší půdní úrodnost také snižuje potřebu vstupu hnojiv, a tím snižuje emise uhlíku při výrobě, přepravě a aplikaci hnojiv (Qian et al. 2015).

Kromě toho může přidavek biocharu do půdy snížit i emise dalších skleníkových plynů, jako jsou N₂O a CH₄, jejichž skleníkový efekt je ještě vyšší než u CO₂. Emise uhlíku se mohou snížit přibližně o 0,9 Gt ročně, pokud se 50 % celosvětových rostlinných zbytků a 67 % celosvětových lesních zbytků použije jako pyrolýzní suroviny pro výrobu biocharu jako půdních doplňků (Laird et al. 2009).

Až 12 % celkových antropogenních emisí uhlíku by mohlo být ročně kompenzováno, pokud by se zbytky plodin přeměnily na biochar pyrolýzou namísto přímého spalování a používaly se jako půdní doplněk (Lehmann et al. 2006).

3.4.3 Sorpce kontaminantů

Biochar může pomoci zmírnit problémy životního prostředí tím, že dokáže odstranit znečišťující látky z půdy a vody. Chování biocharu jako účinného sorbentu pro některé kontaminanty v půdě bylo prokázáno v mnoha studiích (Qian et al. 2015).

Sorpce je fyzikálně-chemický přenosový proces, při kterém se materiály (kontaminanty) rozdělují mezi sorbent a vodnou fázi. Některé vlastnosti sorbentu včetně povrchové plochy, velikosti/objemu pórů, KVK, pH, povrchových funkčních skupin, molekulární struktury, hydrofobnosti, rozpustnosti, polarita a minerálů jsou pro tento přenosový proces klíčové (Yavari et al. 2015).

Co se týče plochy povrchu biocharu, není tak výrazná jako u aktivního uhlí (méně než 200 m²/g), což může omezovat jeho použití jako sorbentu při odstraňování kontaminantů. To je však vyváжено vysokým počtem oksyločených skupin, jako jsou karboxylové, hydroxylové a fenolové povrchové funkční skupiny, na povrchu biocharu. Tyto oksyločené skupiny se ukázaly být vazebnými místy pro půdní kontaminanty. K sorpci organických kontaminantů z vody na biochar dochází díky jeho vysokému povrchu a mikroporozitě; proto je biochar vyrobený při teplotách nad 400 °C (s vyšším povrchem) při adsorpci kontaminantů z vody účinnější než biochar vyrobený při teplotách pod 400 °C (Qian et al. 2015).

Bylo také zaznamenáno zadržování těžkých kovů v půdě v přítomnosti biocharu. Vysoký povrch a mikroporozita biocharu hrají důležitou roli při sekvestraci těchto toxických chemických látek tím, že mění jejich biologickou dostupnost a ekotoxikologické dopady. Mechanismus adsorpce kovových kontaminantů biocharem souvisí také s oksyločenými skupinami na povrchu biocharu (Qian et al. 2015).

Například Uchimiya et al. (2011) uvádí vysokou absorpci těžkých kovů (Cu, Ni, Cd a Pb) z půdy pomocí biocharu s vysokým obsahem kyslíku vyrobeného ze slupek bavlníkových semen.

Vhodnost biocharu jako sorbentu závisí nejen na těchto vlastnostech a jeho odolnosti vůči rozkladu a mineralizaci, ale také na jeho široké škále vstupních surovin, ze kterých může být vyroben, zejména zemědělských vedlejších produktů (rostlinné slupky, rostlinná sláma, borová kůra, piliny, bagasa, odpady z ovoce, plevel) nebo kalů z čistíren odpadních vod (Zama et al. 2018).

3.5 Aplikace biocharu do půdy

3.5.1 Vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půdy

Pro zvýšení zemědělské produktivity bylo v posledních několika desetiletích na ornou půdu aplikováno velké množství minerálních hnojiv, zejména dusíku (N). Nadměrná aplikace minerálních hnojiv však ne vždy zvýší výnos plodin, ale může vést k nízké efektivitě využití živin a zhoršení půdy a životního prostředí (Dangi et al. 2020).

Začlenění organických hnojiv nebo organických úprav do konvenčního zemědělství může nabídnout lepší možnost, jak zmírnit negativní dopady minerálních hnojiv zvýšením půdního organického uhlíku a výnosů plodin (Demelash et al. 2014). Úrodnost půdy lze zvýšit aplikací organických materiálů, jako jsou hnojiva, komposty a mulče, které se však obvykle rychle mineralizují, a proto se v půdě dlouhodobě stabilizuje pouze malá část organických sloučenin, přičemž většina se uvolňuje zpět do atmosféry ve formě CO₂ (Dangi et al. 2020).

Jako vhodný doplněk půdy je možné použít biochar, který může zlepšit kvalitu půdy a úrodnost tím, že ovlivňuje různé fyzikální (např. schopnost zadržovat vodu, obsah O₂ a úroveň vlhkosti), chemické (např. imobilizace polutantů a sekvestrace uhlíku) a biologické (např. množství, rozmanitost a aktivita mikroorganismů) vlastnosti půdy (Karimi et al. 2020).

Tyto vlastnosti biocharu v konečném důsledku přispívají k sekvestraci uhlíku v půdě, snižování emisí skleníkových plynů, a tím přispívají k celkovému zlepšení zdraví půdy (Zhang et al. 2013b). Biochar má také jedinečnou vlastnost vázat polární sloučeniny prostřednictvím nabitých povrchových funkčních skupin, což pomáhá imobilizovat rhizosférické rizikové prvky a agrochemikálie na jeho povrchu a omezuje jejich mobilitu do plodin (Oliveira et al. 2017).

Složení a dostupnost živin z biocharu závisí na vstupních surovinách a podmínkách pyrolýzy. Stav živin v půdách ošetřených biocharem navíc ovlivňují další faktory, které zahrnují typ půdy nebo dávku biocharu (Karimi et al. 2020).

3.5.1.1 Vliv biocharu na půdní pórovitost

Pórovitost půdy je definována jako poměr objemu pórů k celkovému objemu půdy. V půdě se vyskytují tři typy pórů (makro, mezo a mikro póry), které jsou klasifikovány na základě velikosti (Aslam et al. 2014). Velikost pórů biocharu se pohybuje od < 2 do > 50 nm, přičemž některé studie spekulují, že má většina biocharů z 95 % průměr pórů menší než 0,002 μm (Major et al. 2009).

Mikropóry biocharu mohou zvýšit úrodnost půdy tím, že adsorbují živiny, které se pak mohou postupně uvolňovat do půdního roztoku pro příjem rostlinami. Makropóry pak mohou napomáhat infiltraci vody a provzdušňování půdy a vytvářet příznivé prostředí pro přežívání mikroorganismů (Alghamdi 2018).

Díky své porézní struktuře, velké specifické ploše a povrchovým funkčním skupinám má biochar poměrně silnou adsorpci. Může absorbovat a obohacovat elementární ionty a organické molekuly půdy a následně polymerizovat na organickou hmotu pomocí povrchové katalýzy a přidávat tak obsah organických sloučenin a živin (Zhao et al. 2022).

Biochar ovlivňuje pórovitost půdy prostřednictvím 3 mechanismů (Hardie et al. 2014):

- (1) přímo přispívá svými póry,
- (2) vytváří akomodační a obalové póry mezi biocharem a půdními agregáty,
- (3) zlepšuje perzistenci půdních póru prostřednictvím zvýšené stability agregátů.

Pórovitost závisí především na teplotě pyrolýzy, například Schimmelpennig & Glaser (2012) uvedli, že zvýšení teploty pyrolýzy (až ~ 750 °C) zvyšuje pórovitost biocharu, protože při vysoké teplotě dochází k vysoké karbonizaci, při níž se amorfní uhlíky přeměňují na hustší aromatické uhlíky a alifatické těkavé složky jsou odstraněny, což vede k tvorbě více pórů.

Kromě teploty pyrolýzy ovlivňuje pórovitost biocharu také typ suroviny použité při jeho výrobě (Alghamdi 2018).

Obecně bylo také zaznamenáno, že půdy s hrubou texturou (např. písek) vykazují velké zvýšení pórovitosti půdy ve srovnání s půdou s jemnou texturou (např. jílovité půdy). To by mohlo být způsobeno tím, že zemina s hrubou texturou má nízkou pórovitost ve srovnání s jemnou zeminou s vyšší pórovitostí (Alghamdi 2018).

3.5.1.2 Vliv biocharu na objemovou hmotnost půdy

Objemová hmotnost je ukazatelem zhutnění a zdraví půdy a navazuje na půdní pórovitost. Obecně charakterizuje, jak pevně jsou částice půdy stlačeny k sobě (Aslam et al. 2014). Objemová hmotnost ovlivňuje zejména hloubku zakořenění rostlin, provzdušnění půdy, infiltraci, dostupnost vody, rostlinných živin a aktivitu půdních mikroorganismů, které ovlivňují klíčové půdní procesy (Alghamdi 2018).

Mnoho studií odhalilo, že aplikace biocharu má významný vliv na objemovou hmotnost půdy. Například (Głęb et al. 2016) zjistili, že se po přidání 4 % biocharu do půdy se snížila objemová hmotnost o 35 %. Z celkem 25 ošetření biocharem předchozí studie ukázaly, že

procentuální pokles objemové hmotnosti půdy se pohybuje od 2 do 35 % se střední hodnotou 13 %.

Aplikace biocharu pravděpodobně snížila objemovou hmotnost půdy následujícími mechanismy. Za prvé částice biocharu mají nižší hustotu, a tedy vyšší poréznost než částice půdních minerálních látek, smísení biocharu s půdou může tak snížit celkovou hustotu objemné půdy prostřednictvím zředovacího efektu. Objemová hmotnost ($<0,6 \text{ g.cm}^{-3}$) biocharu je mnohem nižší než průměrná objemová hmotnost ($1,25 \text{ Mg.m}^{-3}$) půdy (Blanco-Canqui 2021). Za druhé, zvýšení koncentrace organického C při aplikaci biocharu, zejména labilního C, může podpořit biologickou aktivitu, agregaci půdy a zvýšit makroporozitu, čímž se sníží objemová hmotnost půdy. Rovněž vysoká iontová výměnná kapacita a vysoký specifický povrch biocharu mohou podporovat vazbu organických látek s jílovými částicemi, a tím měnit distribuci velikosti pórů v půdě (Horák et al. 2019).

Existují rozdíly v objemové hmotnosti po stejné aplikační dávce biocharu způsobené různými druhy půd. Zeminy s hrubou strukturou vykazují vyšší pokles objemové hmotnosti ve srovnání se zeminy s jemnou texturou (Herath et al. 2013). Głab et al. (2016) například zjistili, že nejvyšší změna (pokles) objemové hmotnosti se projevila u zeminy s hrubou texturou (jílovitý písek) s poklesem o 35 %. To by mohlo být způsobeno tím, že zemina s hrubou texturou (písek) má vyšší objemovou hmotnost $\sim 1,6 \text{ g.cm}^{-3}$ s velkým rozdílem od objemové hmotnosti biocharu, $\sim 0,6 \text{ g.cm}^{-3}$; zemina s jemnou texturou (jíl) se sypnou hmotností $\sim 1,1 \text{ g.cm}^{-3}$ má sypnou hmotnost blízkou biocharu (Alghamdi 2018).

Kromě typu půdy má vliv na objemovou hmotnost také surovina použitá pro výrobu biocharu, teplota pyrolýzy a aplikovaná dávka biocharu. Například Burrell et al. (2016) aplikovali biochar z různých surovin, včetně dřevní štěpky, slámy a prořezaného materiálu z vinic, přičemž nejvýznamnější pokles objemové hmotnosti byl zaznamenán při použití biocharu z dřevní štěpky, a to v rozsahu mezi 3,9 % a 5,1 %. Obecně také platí, že objemová hmotnost klesá se zvyšující se teplotou pyrolýzy a zvyšující se aplikační dávkou biocharu (Alghamdi 2018).

3.5.1.3 Vliv biocharu na půdní agregaci

Půdní agregát je základní jednotkou půdní struktury, která zprostředkovává mnoho fyzikálních, chemických a biologických procesů v půdě (Peng et al. 2015). Agregace půdy má schopnost stabilizovat a chránit půdní organickou hmotu před rozkladem, zlepšit

dostupnou kapacitu zadržování vody a hydraulickou vodivost (Islam et al. 2021). Dobře agregovaná půda nejen zvyšuje produkci plodin, ale také zmírňuje změnu klimatu prostřednictvím dlouhodobé sekvestrace C v půdě (Zhao et al. 2018).

Co se týče biocharu, Islam et al. (2021) uvádějí, že při jeho aplikaci do půdy se značně zlepšila agregace půdy, u neutrálních a kyselých půd o $16,4 \pm 2,5$ %, naopak u alkalických půd změna agregace nebyla tak patrná. Dále uvádí, že biochar zlepšil agregaci u jílovitých půd až o 19,9 %, u písčítých pouze o 13,4 %. Účinky biocharu na agregaci půdy se však lišily podle vlastností biocharu, půdy a experimentálních podmínek. Největší vliv na agregaci vykazoval biochar vyrobený ze dřeva, stejně jako vyšší pyrolýzní teploty nad 650 °C.

Biochar má tedy celkově jako doplněk půdy potenciální schopnost zvýšit stabilitu půdního agregátu a mohl by být udržitelnou strategií pro zlepšení struktury půdy (Islam et al. 2021). Zvýšení stability půdního agregátu po aplikaci biocharu by mohlo být způsobeno vysokým obsahem uhlíku spojeného s biocharem. Molekuly uhlíku totiž tvoří vazby s oxidy a organická hmota slouží jako potrava pro půdní mikroorganismy a vytváří pro ně příznivé prostředí. Substráty, které mikroorganismům poskytují labilní organické látky na povrchu biocharu, zvyšují vylučování slizů mikroorganismy, které následně vytvářejí stabilní půdní agregáty (Alghamdi 2018).

Vliv biocharu na půdní agregaci je závislý především na aplikační dávce, teplotě pyrolýzy a vstupní surovině Islam et al. (2021). Účinky biocharu na stabilitu půdního agregátu bez ohledu na míru aplikační dávky biocharu, naznačují, že v těchto změnách hrají roli některé další faktory, například typ půdy nebo obsah soli v půdě (Bearden & Petersen 2000).

Proces agregace trvá delší dobu, přičemž interakce mezi půdou a biocharem časem vytvoří stabilní půdní agregát prostřednictvím komplexace půdní a minerální fáze biocharu. K tomu je potřeba přizpůsobit aplikační dávky danému typu půdy (Islam et al. 2021).

3.5.1.4 Vliv biocharu na schopnost půdy zadržovat vodu

Retenční kapacita půdy (WHC) představuje maximální množství vody, které půda dokáže zadržet (Islam et al. 2014). Je to důležitá vlastnost půdy/biocharu nebo směsi půda-biochar, která má vliv na výnos plodin a zdraví půdy (Adhikari et al. 2022).

Zvýšení schopnosti půd zadržovat vodu pomůže zlepšit efektivitu využívání vody v zemědělské výrobě a může být rozhodující pro zajištění dostatku energie a potravin pro rostoucí globální populaci (Basso et al. 2013). Sohi et al. (2009) ukázali, že půdy s vysokou kapacitou zadržování vody produkují vyšší výnosy plodin a snižují potřebu zavlažování.

Uzoma et al. (2011) dále uvádějí, že aplikace biocharu do půdy zvyšuje dostupnost vody v půdě na 97 % a obsah nasycené vody na 56 %. Půda upravená biocharem si rovněž udržela o 15 % vyšší obsah vlhkosti ve srovnání se stejnou půdou bez přídavku biocharu (Aslam et al. 2014).

Zvýšená schopnost biocharu zadržovat vodu v půdě závisí na pórovitosti, vstupní surovině, teplotě pyrolýzy, typu půdy a na aplikační dávce (Yu et al. 2013).

Biochar se skládá ze zbytkových makropórů a pyrogenních nanopórů, které přispívají k zadržování vody. Tyto nanopóry vznikají díky odstraňování dehtu a těkavých látek adsorbovaných na povrchu biomasy během pyrolýzy při určité teplotě ohřevu a době zdržení. Příjem vody biocharem závisí na přítomnosti zbytkových makropórů, zatímco uvolňování vody je navíc ovlivněno menšími nanopóry vzniklými během pyrolýzy (Adhikari et al. 2023).

Schopnost biocharu zadržovat vodu je ovlivněna povrchovým chováním odpuzujícím vodu, známým jako hydrofobicitu. Tepelné zpracování biomasy během pyrolýzy vede k rozvoji hydrofobních funkčních skupin na povrchu biocharu. Výsledkem je komplexní uhlíková struktura biocharu, která je hydrofobní (Wiersma et al. 2020).

Bylo pozorováno, že nízkoteplotní biochar <400 °C je hydrofobní a má tendenci odpuzovat vodu. Zvýšení teploty >400 °C však hydrofobicitu snižuje. (Adhikari et al. 2023). Hydrofobnost biocharu může také souviset s obsahem uhlíku, aromaticitou povrchu biocharu, přítomností adsorbovaných uhlovodíků na jeho povrchu nebo polaritou a porézností (Gray et al. 2014).

Biochar lze tedy považovat za doplněk půdy, který má potenciál zlepšit zadržování vody v půdě a zmírnit tak sucho. Díky zvýšení vodní kapacity půdy dochází i ke snížení vyplavování živin a rostliny k nim pak mají lepší přístup, čímž se zvyšují výnosy plodin (Yu et al. 2013).

3.5.1.5 Vliv biocharu na pH a kationtovou výměnnou kapacitu půdy

Kyselost půdy představuje celosvětový problém, protože snižuje její úrodnost. Přibližně 50 % světové orné půdy je považováno za kyselé a půda je tak pro většinu polních plodin s výjimkou některých nevhodná (Juriga & Šimanský 2019).

Podle Dai et al. (2017) by mohla aplikace biocharu ke zvýšení pH půdy představovat přijatelné řešení. Přidávání biocharu do půdy by se mohlo ukázat jako cenný nástroj v úsilí o zvýšení úrodnosti půdy a jeho použití je považováno za důležité v boji proti rizikům acidifikace půdy (Dai et al. 2017).

Zvýšení pH půdy po aplikaci biocharu je často pozorováno u mnoha typů půd (Xu et al. 2014). To je způsobeno typicky vysokým pH biocharu, které se pohybuje většinou v rozmezí 6,5 – 12,6 (Hossain et al. 2020), pozitivně souvisí s jeho výrobní teplotou a typem vstupní suroviny (tj. biochar na bázi dřeva má tendenci mít vyšší pH než biochar vyrobený ze zbytků plodin a hnoje) (Gul et al. 2015). Dalším důvodem pro zvýšení pH v půdách upravených biocharem je přítomnost negativně nabitých fenolických, karboxylových a hydroxylových skupin na jeho povrchu (Chintala et al. 2014), které vážou ionty H^+ z půdního roztoku, čímž dochází ke snížení koncentrace H^+ iontů v půdním roztoku a zvýšení hodnoty pH půdy. Kromě toho se křemičitany, uhličitany a hydrogenuhličitany pocházející z biocharu mohou vázat na H^+ ionty a tím je odstraňovat z půdního roztoku, což také přispívá ke zvýšení pH půdy.

Pozitivní vliv biocharu na zvýšení pH půdy je větší v kyselých půdách a půdách s nízkým obsahem rozpuštěné organické hmoty (SOM), pravděpodobně proto, že obsah SOM je spojen s pufrací schopností půdy (Gul et al. 2015). Nízký přírůstek pH v půdách s vysokým obsahem jílu je podobně způsoben vysokou pufrací kapacitou jílovitých půd ve srovnání s písčitémi půdami (Hailegnaw et al. 2019).

Protože biochar zvyšuje náboj půdy v závislosti na pH, přispívá to ke zvýšení kationtové výměnné kapacity (KVK) snížením vyplavování bazických kationtů v konkurenci s ionty H^+ prostřednictvím zvýšené vazby na záporně nabitá funkční místa organické hmoty, biocharu a organo-minerálních komplexů (Gul et al. 2015).

Rozsah změn pH a kyselosti závisí na vlastnostech biocharu a jeho alkalita silně koreluje s obsahem bazických kationtů v půdě. Ahmad et al. (2014) označují povrchovou adsorpci a elektrostatické interakce jako hlavní mechanismy interakce mezi částicemi biocharu a částicemi organické hmoty. Velký povrch, vysoký počet funkčních skupin, negativní náboj a také porézní struktura mají v těchto procesech hlavní funkce (Juriga & Šimanský 2019).

3.5.2 Vliv na biologické vlastnosti půdy

Bylo prokázáno, že biochar nejen zlepšuje fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, ale má také vliv na biologické vlastnosti půdního ekosystému (Ding et al. 2016).

Půdní mikroorganismy hrají důležitou roli při udržování funkcí půdy včetně rozkladu a koloběhu živin, bioremediace, stabilizace půdní organické hmoty a tvorby půdních agregátů (Karimi et al. 2020). Z toho vyplývá, že diverzita a funkčnost půdní mikrobiální komunity hrají klíčovou roli při formování celého půdního ekosystému (Lehmann et al. 2011).

Hlavními faktory, které řídí půdní mikrobiální komunitu, jsou dostupnost půdního uhlíku a živiny (Dangi et al. 2020). Přestože biochar obvykle není chemicky aktivní, jeho velký

povrch, porézní povaha a schopnost adsorbovat rozpustné živiny poskytuje vhodné prostředí pro půdní mikroorganismy a může zlepšit fyzikální a chemické vlastnosti půdy (Lehmann et al. 2011).

Přidání biocharu do půdy může ovlivnit složení mikrobiální populace v půdě. Bakterie a různé funkční skupiny půdních hub, tj. AMF (arbuskulární mykorhizní houby) a saprofytické houby reagují na aplikaci biocharu odlišně. Některé studie uvádějí méně variabilní strukturu populace hub v porovnání se strukturou bakteriální populace v půdě doplněné biocharem (Dangi et al. 2020).

Gomez et al. (2014) naopak ukázali, že saprofytické houby, které vylučují oxidační enzymy rozkládající lignin, by měly být hlavními rozkladači biocharu v půdě. Očekává se tedy, že v půdách s přídavkem biocharu bude množství saprofytických hub narůstat, protože biochar je tvořen především kondenzovanými aromatickými strukturami.

Tyto rozporuplné výsledky jsou způsobeny především rozdíly v půdním typu, zdrojích biocharu, teplotě, době výroby biocharu a aplikační dávce (Karimi et al. 2020).

3.5.2.1 Mikrobiální společenstva v půdách upravených biocharem

Biomasa půdních mikrobiálních společenstev může odrážet úrodnost půdy a produktivitu ekosystému. Diverzita a početnost půdních mikrobů nebo jejich biomasa hrají klíčovou roli v udržitelnosti ekosystému tím, že udržují základní funkce půdního zdraví prostřednictvím koloběhu uhlíku a živin v půdě.

Biochar je bohatý na uhlík a mikroživiny, které jsou nezbytné pro růst mikrobů, jeho velký specifický povrch a volná struktura pórů mohou poskytnout dobré a příznivé prostředí pro kolonizaci a růst mikroorganismů (tj. mykorhizních hub, bakterií, aktinomycet) a také zabránit tomu, aby se některé mikroorganismy v pórech staly kořistí pro predátory (Nanda et al. 2016). Tyto mikroorganismy jsou potravou především pro prvoky, roztoče, háďátka a další půdní biotu (Tomczyk et al. 2020).

Pro půdní mikroorganismy představují většinu chráněných mikrobiálních stanovišť makropóry biocharu (>200 nm), protože mají optimální velikost pro usazení bakterií. Biochar také obsahuje mikropóry (<2 nm) a mezopóry (2–50 nm), které mohou uchovávat vodu a rozpuštěné látky, které jsou potřebné pro mikrobiální metabolismus. Frakce a velikost těchto pórů závisí na výrobní teplotě biocharu, kde vyšší teploty vedou k většímu těkání vody a organické hmoty, čímž vznikají větší póry. Kromě toho určuje velikost a množství pórů také vstupní surovina (Gul et al. 2015).

Mezi další vlastnosti biocharu, které jsou důležité pro půdní mikroorganismy, patří jeho povrch, přičemž větší povrch vede k větší příležitosti pro mikrobiální kolonizaci a jeho černá barva, která přitahuje více tepla, může urychlit mikrobiální růst a aktivitu enzymů. (Gul et al. 2015a). Jaafar et al. (2014) předpokládají, že vlastnosti povrchového náboje a pórovitosti biocharu, které usnadňují přenos vody a živin z půdy do porů biocharu, budou důležité pro podporu růstu a aktivity mikrobů.

3.5.2.2 Vliv pH biocharu na mikroorganismy v půdě

Půdní reakce má významný přímý vliv na strukturu bakteriální komunity, pravděpodobně kvůli omezenému rozsahu pH, ve kterém bakterie optimálně rostou (Zhao et al. 2022). Populace hub a bakterií reagují na změny pH odlišně. Bakterie pravděpodobně porostou se stoupajícím pH až k hodnotám kolem 7, zatímco houby nemusí vykazovat žádnou změnu v celkové biomase (Rousk et al. 2010).

Například Aciego Pietri & Brookes (2008) prokázali zvyšující se mikrobiální biomasu pro hodnoty pH od 3,7 do 8,3 za jinak stejných podmínek prostředí. Naproti tomu pH mělo menší vliv na strukturu společenství hub, což se shoduje s důsledkem čisté kultivace a ukazuje, že optimální rozmezí pH pro růst plísní je obvykle větší.

Většina studií však potvrdila, že s ohledem na pH využití biocharu do určité míry zvyšuje mikrobiální abundanci, ale změny jsou stále ovlivňovány různými faktory a vykazují tak různé stupně podpůrných a inhibičních účinků (Zhao et al. 2022).

3.5.2.3 Vliv biocharu na enzymatické aktivity v půdě

Půdní enzymy hrají klíčovou roli v přenosu energie prostřednictvím rozkladu půdní organické hmoty a koloběhu živin. Tyto enzymy katalyzují řadu životně důležitých reakcí nezbytných pro životní procesy půdních mikroorganismů a také pomáhají stabilizovat půdní strukturu. Činnost enzymů úzce souvisí s fyzikálně-chemickými a biologickými vlastnostmi půdy, přičemž právě mikroorganismy jsou jejich primárním zdrojem. K zásobě půdních enzymů přispívají také rostliny a živočichové (Lal 2017).

V závislosti na umístění enzymů mohou být enzymy extracelulární nebo intracelulární. Intracelulární enzymy se nacházejí v buněčné cytoplasmě nebo jsou vázány na buněčné stěny živých a metabolicky aktivních buněk, životaschopných (jako jsou např. spory) a mrtvých buněk. Extracelulární enzymy se uvolňují do půdy a jsou „trvale“ imobilizovány na jílu

a huminových koloidech prostřednictvím iontových interakcí, kovalentních vazeb, vodíkových vazeb a dalších mechanismů (Lal 2017).

Aktivita půdních enzymů může účinně indikovat biologickou aktivitu půdy a schopnost dodávat živiny, což může odrážet stabilitu půdního ekosystému a zdraví půdy. Enzymy se také podílejí na mnoha biochemických procesech v půdě, jako je rozklad organické hmoty, mineralizace uhlíku (C) a cykly C, N a P (Futa et. al 2020).

Měřením aktivit půdních enzymů můžeme porozumět chemickým vlastnostem půdy, úrovním úrodnosti, mikrobiologickým charakteristikám a stavu znečištění půdy (Jiang et al. 2021).

Některé půdní enzymy, jako je například proteáza, ureáza, N-acetyl- β -glukosaminidáza, nitrátreduktáza a nitritreduktáza jsou spojeny s přeměnou dusíku v půdě. Dusík je nezbytný pro růst rostlin, ale některé jeho formy nemohou být rostlinami přijímány přímo, což vyžaduje účast některých půdních enzymů (Geisseler et al. 2010). Například studie Dominchin et al. (2021) naznačila, že biochar smíchaný s dusíkatým hnojivem může významně zlepšit ureázovou aktivitu, což mohlo souviset se zvýšením zásoby dusíku v mikrobiální biomase.

Mezi další enzymy, které jsou spojeny především s půdní mikrobiální aktivitou a dýcháním, patří dehydrogenáza a kataláza. Tyto důležité intracelulárními enzymy se účastní metabolismu mikrobiálních buněk. (Karimi et al. 2020).

Khadem & Raiesi (2017) aplikovali biochar z kukuřičné slámy při třech teplotách na písčité a jílovité půdy za účelem měření aktivity katalázy a zjistili, že přídavek biocharu výrazně zlepšil její aktivitu, která však se zvýšením pyrolytické teploty klesala. Zvýšení aktivity katalázy bylo zřetelnější v písčité půdě.

Lopes et al. (2021) uvádějí, že při aplikaci 30 t.ha⁻¹ biocharu se zlepšila aktivita β -glukosidázy, kyselá fosfatázy, arylsulfatázy, ureázy a celková mikrobiální kvalita půdy. Jejich aktivity se však s vyšší úrovní přídavku v průběhu času snižovaly.

Vzhledem k tomu, že aktivita enzymů je považována za citlivý indikátor zdraví půdy, je vliv biocharu na půdní enzymy klíčem k pochopení změn krátkodobých a dlouhodobých dopadů na mikrobiální koloběh živin.

Navzdory jejich klíčové roli v koloběhu živin v půdě a rostoucímu množství literatury zůstává účinek biocharu na aktivitu půdních enzymů do značné míry nejasný a nejednoznačný (Teutscherova et al. 2018).

3.6 Aplikace biocharu v kombinaci s dusíkatými hnojivy

Zemědělci stále spoléhají na dusíkatá hnojiva, aby zlepšili výnos plodin, protože N je jednou z primárních živin, které rostliny potřebují pro svůj růst a vývoj. V roce 2016 bylo na zemědělskou půdu po celém světě aplikováno více než 144 milionů tun hnojiva N. Méně než 50 % aplikovaného N je však absorbováno plodinami a zbytek je ztracen, což může potenciálně přispět k eutrofizaci, acidifikaci vod, ztrátě biologické rozmanitosti a globálnímu oteplování. Pokud se s minerálním N, amonným N (NH_4^+ -N) a dusičnanem-N (NO_3^- -N) nepracuje správně, může dojít k významným ztrátám N prostřednictvím těkání, denitrifikace nebo vyluhování (Li et al. 2021).

Právě aplikace biocharu do půdy je považována za alternativní strategii pro zlepšení účinnosti využití N (Cao et al. 2019). Bylo zjištěno, že biochar jako půdní doplněk je účinný při snižování ztrát dusíku fyzikální a chemickou sorpcí díky svému vyššímu specifickému povrchu a nabitým povrchovým funkčním skupinám (Clough et al. 2013).

Okysličené karboxylové a karbonylové funkční skupiny v biocharu mohou snížit dostupnost NH_4^+ sorpcí, což vede ke snížení rychlosti nitrifikace. Kromě toho mohou hydroxylové a alkylové funkční skupiny regulovat dostupnost NO_3^- , což vede ke snížení vyplavování N a emisí N_2O (Li et al. 2021). To by mohlo ušetřit N a P v půdě na pozdější dobu, kdy je rostliny potřebují, a snížit riziko nedostatku N nebo P (Banik et al. 2021).

Ukázalo se, že smíchání biocharu s hnojem nebo anorganickými hnojivy zlepšuje schopnost zadržovat živiny, snižuje vyplavování živin, přispívá ke zvýšení pH půdy, pórovitosti a stability agregátů a mění složení půdních mikrobiálních společenstev (Bai et al. 2022). Zvýšení schopnosti půdy zadržovat živiny a kolonizace kořenů může také zvýšit schopnost rostlin získat přístup k většímu množství živin nebo je asimilovat, což vede ke zvýšení biomasy a výnosu rostlin (Joseph et al. 2021). Zvýšení výnosu po aplikaci samotného biocharu a samotného hnojiva se významně nelišilo, ale biochar aplikovaný společně s anorganickým hnojivem vedl ke zvýšení výnosu o dalších 14 % (Bai et al. 2022).

Výsledky studií Bai et al. (2022) naznačují, že největší nárůst výnosů byl pozorován při aplikaci biocharu s hnojem na velmi kyselé půdy ($\text{pH} \leq 5$) a při výrobě biocharu o teplotě 401-500 °C.

U vápenatých půd měla společná aplikace také několik příznivých účinků na vlastnosti půdy. Společná aplikace zlepšila zásobenost půdy vodou, což by bylo považováno za přínosné v oblastech, kde je zavlažování nebo dešťové srážky omezené. Došlo také k pozitivnímu

synergickému zvýšení obsahu mobilního podílu zinku v půdě, což by mohlo být prospěšné i na vápnatých půdách s jeho deficitem (Ippolito et al. 2016).

Zvýšení obsahu organické hmoty a celkového C v půdě naznačuje, že směs biocharu a hnoje má potenciál zlepšit sekvestraci C v půdě ve srovnání s konvenční aplikací hnoje do půdy. Inkubace biocharu s hnojem stabilizuje P z hnoje a uvolňuje optimální množství rostlinám dostupného P v rané fázi růstu rostlin. Z dostupných studií vyplývá, že hnůj-biochar by mohl být lepším půdním doplňkem než konvenční aplikace hnoje do půdy (Banik et al. 2021).

Zájem a využití biocharu v zemědělství v posledních letech vzrostlo a farmářská praxe má tendenci využívat biochar i další organická a anorganická hnojiva společně. Neexistuje však dostatek informací o dlouhodobém účinku hnoje-biocharu na půdní prostředí a výnos rostlin (Bai et al. 2022).

3.7 Potenciální negativní vliv biocharu

Přestože je biochar všeobecně považován za ekologicky šetrný půdní doplněk, v důsledku nevhodného výběru výchozích surovin biomasy, podmínek a metod přípravy mohou vznikat škodlivé složky (rizikové prvky, polycyklické aromatické uhlovodíky, ekologicky perzistentní volné radikály, dioxiny a perfluoroalkylované sloučeniny) (Xiang et al. 2021). Mezi vstupní suroviny, které mohou zvýšit obsah škodlivých látek v biocharu patří například čistírenské kaly, odpad z koželužského průmyslu apod. (Zhang et al. 2019b).

Co se týká teploty pyrolýzy při výrobě biocharu bylo pozorováno, že biochar vyrobený při vysokých teplotách má obvykle vyšší obsah popela než biochar vyrobený při nízkých teplotách. Vzniklo tak podezření, že u rostlin pěstovaných na půdách ošetřených biocharem vyrobeným při vysokých teplotách se mohou projevat škodlivé účinky (Butnan et al. 2015). Devi & Saroha (2014) ve své studii zjistili, že obsah Cu, Pb a Zn v biocharu se výrazně zvyšuje se zvyšující se teplotou, například když se teplota pyrolýzy zvýšila z 200 °C na 700 °C, obsah těchto tří kovů se zvýšil o 61 %, 73 % a 65 %. K tomu došlo zejména proto, že se zvyšující se teplotou se rozkládala organická hmota (OM) přítomná v biomase, což následně vedlo k uvolňování rizikových prvků vázaných na OM (Devi & Saroha 2014).

Při aplikaci biocharu do půdy je rovněž klíčové přesně stanovit aplikační dávku (Zhu et al. 2015). Některé studie naznačují, že zvýšení dávky biocharu vede k poklesu výnosů, například studie Karer et al. (2013) uvádí, že při dávce 72 t.ha⁻¹ biocharu do půdy došlo ke snížení výnosu zrna kukuřice a pšenice, a to o 46 % a 70 %. Tento pokles byl způsoben

pravděpodobně vlivem imobilizace dusíku a mikroživin v důsledku zvýšení pH, což omezilo jejich dostupnost rostlinám.

Kromě toho řada studií uvádí problémy s plevely při aplikaci biocharu. Safaei Khorram et al. (2018) zjistili, že aplikace biocharu v relativně vysokých dávkách 15 t/ha vedla k 200 % nárůstu plevelů při pěstování čočky a naznačili, že opakované aplikace biocharu nemusí být pro regulaci plevelů dobré.

Vaccari et al. (2015) uvedli, že účinek biocharu na zemědělskou produktivitu závisí na druhu rostliny nebo na cílové části rostliny. Ukázali, že aplikace biocharu v množství 14 t/ha zvýšila vegetativní růst rostlin rajčat, ale ne výnos plodů (Vaccari et al., 2015). Kromě toho mohla aplikace biocharu vést také ke zpoždění kvetení rostlin (Kavitha et al. 2018).

Pokud jde o biologické aspekty aplikace biocharu do půdy, může být přídatkem biocharu narušen rozklad organické hmoty, čímž se sníží početnost druhů hub, jako jsou Ascomycota a Basidiomycota, o 11, resp. 66 %. Negativní, nulové nebo pozitivní účinky biocharu na půdní mikrobiální společenství mohou záviset na vlastnostech biocharu a typu půdy. Organické pyrolytické produkty, jako jsou fenoly a polyfenoly, mohou být přítomny v biocharu a jsou škodlivé pro půdní mikroorganismy (Kavitha et al. 2018). Warnock et al. (2007) ukázaly, že mykorhiza a celková mikrobiální biomasa se po aplikaci biocharu snížily. Gell et al. (2011) uvedli, že snížení mikrobiální abundance a aktivit lze očekávat také se zvýšeným zadržováním toxických látek, jako jsou rizikové prvky a pesticidy, a uvolňování znečišťujících látek z biocharu, jako je bioolej a polycyklické aromatické uhlovodíky.

Není tedy na místě usuzovat, že určitý biochar, který má pozitivní účinky na jednu půdní biotu, by měl podobné účinky i na ostatní. Za negativní účinky biocharu na půdní biotu je pravděpodobně odpovědných několik faktorů, včetně těkavých látek, některých vlastností biocharu a také solí, jako je Cl nebo Na. Některé biochary mohou navíc představovat přímé riziko pro půdní biotu a její funkce a mohou vysvětlovat některé hlášené snížené výnosy plodin v literaturách. Může se jednat o krátkodobé účinky, které je třeba brát vážně a vyhodnotit jejich vhodnost pro úpravu půdy (Liesch et al. 2010).

V konečném důsledku je zapotřebí dalších výzkumů, aby bylo možné správně a odhadnout a předpovědět negativní účinky biocharu v zemědělské půdě. Namísto správného pochopení omezení při aplikaci biocharu je třeba získat lepší znalosti o nežádoucích problémech jeho aplikací ve vztahu k různým podmínkám prostředí (Kavitha et al. 2018).

4 Metodika

4.1 Vzorkování

Půdní charakteristika pokusného pole poblíž vesnice Zvěřínek (50°149' s. š. 15°026' v. d.) (viz Obr 3, 4) byla identifikována jako písčitohlinitá regozem. Analýza velikosti částic odhalila převažující obsah písku (0,05-2 mm) ve výši 85,5 %, následovaný jílem (0,002-0,05 mm) s 5,5 % a hlínou (<0,002 mm) s 9 %. Průměrná objemová hmotnost neporušeného půdního profilu byla stanovena na 1,59 g/cm³, s celkovou pórovitostí dosahující 41,1 %. Tyto údaje představují průměrné hodnoty, získané standardní hydrometrickou metodou pro půdní částice <2 mm (CEN ISO/TS 17892-4 2004, 2004). Takovéto charakteristiky mohou naznačovat nižší obsah organických látek a nedostatečnou zásobu vody v půdě, což může ovlivnit výnosnost zemědělských plodin.

V listopadu 2021 bylo pole podrobena aplikaci různých dávek biocharu, registrovaného jako půdní aditivum (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský), spolu s konvenčními hnojivými, konkrétně kravským hnojem. Biochar byl aplikován buď samostatně, nebo ve spojení s kravským hnojem, ve všech případech v dávce 40 t/ha.

Pro výrobu biocharu byla jako vstupní materiál použita suchá dřevní štěpka s vysokou počáteční vlhkostí (40-60 % hm. v mokřém stavu). Štěpka byla zplyňována po dobu 6 hodin při teplotě mezi 500 a 600 °C v zařízení na kombinovanou výrobu tepla a elektřiny s pevným ložem. Čerstvý kravský hnůj byl získán z místní farmy ve Zvěřínku a obsahoval směs kravských výkalů, moči a podestýlky.

Oba materiály, tedy biochar a kravský hnůj, byly smíchány v různých poměrech a nechány ve venkovních podmínkách po dobu jednoho měsíce. Následně byla vzniklá směs MB (M-hnůj, B-biochar) sušena, prosévána sítím s průměrem okolo 2 mm a použita pro experimentální účely. Vlastnosti výchozích materiálů (hnoje, biocharu a půdy) jsou zobrazeny v Tabulce 1 (Lebrun et al. 2024).

Tabulka 1; Parametry M – hnůj, B – biochar a půda (zdroj: Lebrun et al. 2024)

parametr	M	B	půda
pH [-]	8,50	11,12	4,80
KVK [μ S/cm]	4 210	1 400	318
N _{celk} [g/kg]	2,50	5,80	0,54
C _{celk} [g/kg]	39,0	817	9,33
C/N [-]	18,2	140	17,3
S [g/kg]	0,40	0,34	0,24
P [g/kg]	7,48	0,89	0,41
Ca [g/kg]	19,1	16,4	1,10
Mg [g/kg]	4,90	2,85	0,22
K [g/kg]	36,0	3,90	8,49



Obr. 3; Mapa ČR – lokalita Zvěřínek (zdroj: Mapy Google)



Obr. 4; Poloha pokusného pole s aplikovanými dávkami (převzato a upraveno dle Macků 2023)

4.2 Materiál

Po 18 měsících od aplikace, tedy v dubnu 2023, byly odebrány reprezentativní vzorky půdy z orníční vrstvy (do hloubky 25 cm). U varianty M, MBh50, MB10 a MB50 bylo odebráno 5 vzorků, zatímco u varianty K bylo odebráno 6 vzorků. Celkový počet odebraných vzorků tedy činil 26.

Odebrané vzorky byly vysušeny při pokojové teplotě, následně rozdrceny v porcelánové třecí misce a přesety přes síto s velikostí ok 2 mm. V takto připravených vzorcích půdy byly provedeny analýzy dostupných obsahů základních makro a mikroživin, jakož i základních půdních charakteristik, včetně hodnoty pH a kationtové výměnné kapacity. Dále byly stanoveny také dostupné půdní enzymy.

Označení jednotlivých vzorků:

- **K** – půda z pole neošetřena od počátku pokusu (v minulosti hnojeno chlévským hnojem)
- **M** – půda ošetřena pouze chlévským hnojem,
- **MB10** – půda ošetřena směsí chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v objemovém poměru 90:10,
- **MB50** – půda ošetřena směsí chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v objemovém poměru 50:50,
- **MBh50** – půda ošetřena směsí chlévského hnoje a středně-teplotního biocharu v objemovém poměru 50:50.

4.3 Analytické metody

4.3.1 Stanovení půdní reakce

Pro stanovení půdní reakce bylo v poměru 1:10 naváženo 5 g vzorku a smícháno s 50 ml 0,01 M CaCl₂. Tato směs byla umístěna do uzavíratelné plastové nádoby o objemu 250 ml. Následně byl připravený roztok třepán na horizontální třepačce po dobu 60 minut a poté se nechal sedimentovat po dobu dalších 60 minut. Ustálená suspenze byla nakonec měřena digitálním pH metrem.

4.3.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity

Kationtová výměnná kapacita byla stanovena pomocí výluhu BaCl₂ podle normy ISO (1994). Poměr mezi vzorkem půdy a vyluhovadlem byl 1:10, což představovalo 2 g vzorku a 20 ml 0,1 M BaCl₂. Vytvořený roztok byl třepán ve 100 ml lahvičkách z polyethylenového

materiálu na horizontální třepače po dobu 2 hodin. Následně byl roztok centrifugován po dobu 10 minut při 5000 otáčkách za minutu. Koncentrace kationtů v roztoku byla stanovena pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA), při použití dvoukanálové peristaltické pumpy, mlžné komory typu StrumanMasters a pneumatického zmlžovače typu "V-groove", vyrobeného z inertního materiálu. Podmínky měření zahrnovaly příkon do plazmatu 1,2 kW, průtok plazmového argonu 15,0 L/min, průtok pomocného argonu 0,75 L/min a průtok argonu zmlžovačem 0,9 L/min.

4.3.3 Stanovení obsahu dostupných živin

Pro stanovení obsahu dostupných živin byla použita metoda extrakce Mehlich 3, která využívá extrakčního roztoku obsahujícího 0,2 M CH₃COOH, 0,25 M NH₄NO₃, 0,015 M NH₄F, 0,013 M HNO₃ a 0,001 M kyseliny ethylen-diamintetraoctové (EDTA). V poměru 1:10 byly do uzavíratelné lahvičky z polypropylenu naváženy 3 g vzorku půdy, ke kterým bylo přidáno 30 ml extrakčního roztoku Mehlich 3 pomocí odměrného válce. Vzniklý roztok byl extrahován po dobu 5 minut na horizontální třepače. Poté byl přenesen do centrifugy a centrifugován po dobu 8 minut při 5000 otáčkách za minutu. Vzniklý supernatant byl přelit do zkumavek a následně analyzován (Mehlich, 1984). Obsahy sledovaných živin byly stanoveny pomocí metody ICP-OES.

4.3.4 Stanovení půdních enzymů

Na konci experimentu byly měřeny enzymatické aktivity jak na pozměněných, tak na (ne)upravených půdách. Pro stanovení enzymů se připravila suspenze zhomogenizováním 0,2 g ± 0,002 g zlyofilizovaného vzorku a 20 ml acetátového pufru s hodnotou pH 5 o koncentraci c = 50 mmol · l⁻¹ (4,48 g trihydrátu octanu sodného + 900 µl kyseliny octové + 1 l destilované vody), po dobu přibližně 30 s pomocí přístroje Ultra-Turrax. Do příslušných jamek v mikrotitrační destičce bylo napipetováno 40 µl příslušného substrátu (Tab. 2) a substrát pro kalibraci v koncentraci (MUF/AMC) 1; 1:10; 1:100. Do příslušných jamek bylo následně napipetováno 200 µl zhomogenizovaného vzorku. Mikrotitrační destičky se následně vložily na dobu 5 minut do inkubátoru, vyhřátého na teplotu 40 °C, poté byla pomocí přístroje Tecan Infinite[®] MPlax (Tecan Austria GmbH, Rakousko) měřena fluorescence s excitační vlnovou délkou 355 nm a emisní vlnovou délkou 460 nm. Následně se opět destičky vložily do inkubátoru, na 2 h a znovu se změřila fluorescence. Z rozdílu počáteční a konečné hodnoty se

vypočítala enzymatická aktivita, běžně je udávána v mikromolech příslušného substrátu za hodinu a na jeden gram vzorku (Baldrian, 2009; Štursová & Baldrian, 2011).

Tabulka 2; Substráty pro měření fluorescenčních enzymů

Stanovení	Substrát	Koncentrace [mmol . l ⁻¹]
Kalibrace MUF	MUF = methylumbelliferol	1,00
β-D-glukosidáza	MUFG = 4-methylumbelliferyl-β-D-glucopyranoside	2,75
Fosfatáza	MUFP = 4-methylumbelliferyl-phosphate	2,75
Arylsulfatáza	MUFS = 4-methylumbelliferylsulphate potassium salt	2,50
Lipáza	MUFY = 4-methylumbelliferyl-caprylate	2,50
Chitináza	MUFN = 4-methylumbelliferyl-N-acetylglucosaminide	1,00
Cellobioidroláza	MUFC = 4-methylumbelliferyl-N-cellobiopyranoside	2,50
Kalibrace AMC	AMC = 7-aminomethyl-4-coumarin	1,00
Alanin aminopeptidáza	AMCA = L-alanine-7-amido-4-methylcoumarin	2,50
Leucin aminopeptidáza	AMCL = L-leucin-7-amido-4-methylcoumarin	2,50

Rozpouštědlo: dimethylsulfoxid (DMSO)

4.4 Statistické vyhodnocení

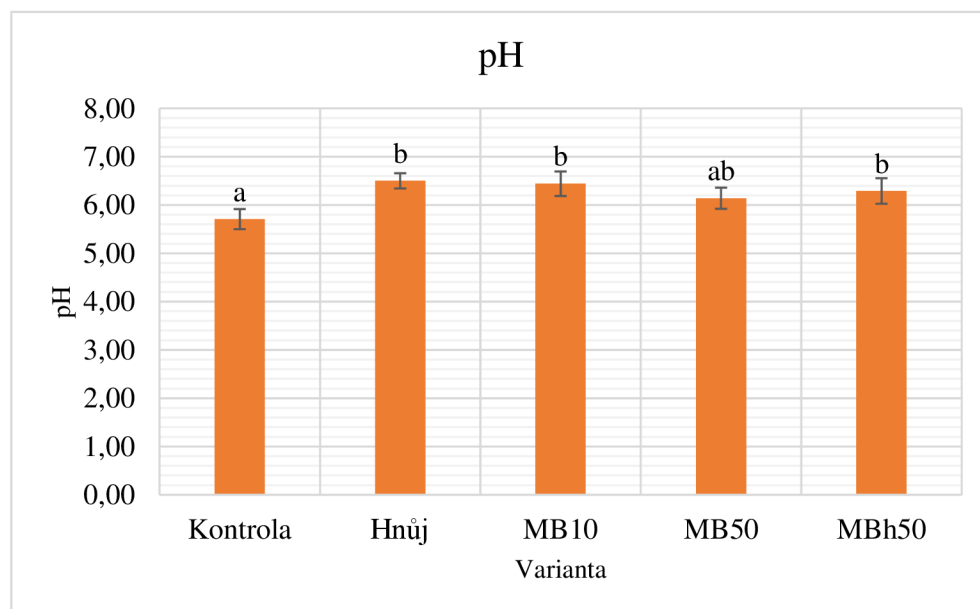
Statistické vyhodnocení výsledků bylo provedeno za pomoci matematicko-statistických metod. Základní statistické analýzy dat byly prováděny pomocí popisných charakteristik, které byly vypočteny v programu Microsoft Excel (Excel 2021). Pro pokročilé statistické vyhodnocení byla použita jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA) s následným použitím Tukeyova testu na úrovni prostředí programu Statistica 12 (StatSoft Inc. 2013). Všechny statistické testy byly provedeny na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

5 Výsledky

5.1 Odběr vzorků

5.1.1 Stanovení půdní reakce

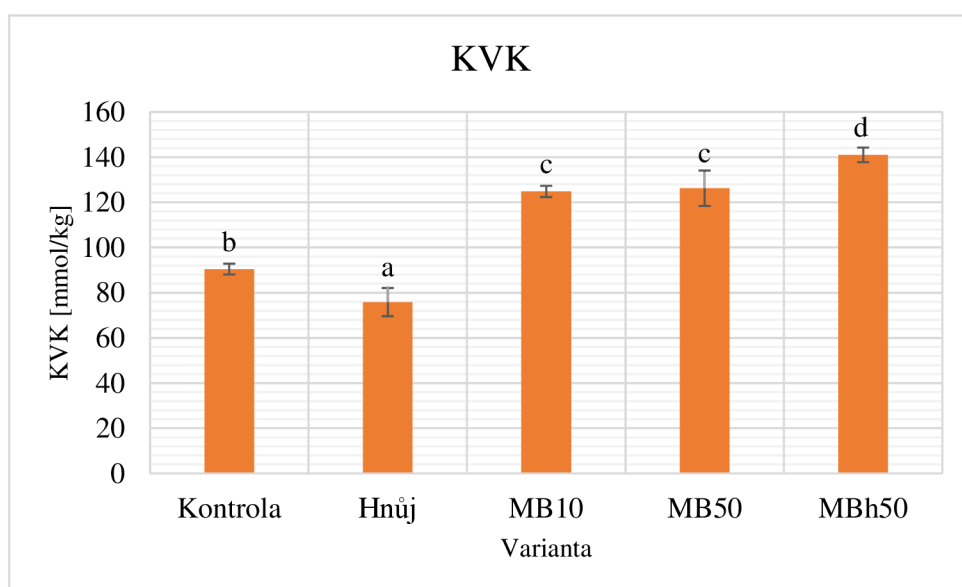
V Grafu 1 jsou zobrazeny hodnoty pH. Nejnižší hodnota byla zaznamenána v kontrolní variantě. Překvapivě největší zvýšení pH bylo pozorováno po aplikaci samotného chlévského hnoje do půdy. Po aplikaci kombinace biocharu a chlévského hnoje do půdy došlo k největšímu zvýšení u varianty MB10. Při porovnání všech variant po aplikaci příslušných opatření byly statisticky významné rozdíly v hodnotách pH zaznamenány např. u varianty kontrola v porovnání s variantou hnoje, MB10 a MBh50. Aplikace chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu do půdy (MB50) se statisticky významně neliší od ostatních variant.



Graf 1; Hodnoty půdní reakce v jednotlivých variantách vzorků po aplikaci odpovídajících opatření: kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

5.1.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity

Graf 2 porovnává hodnoty kationtové výměnné kapacity. Z výsledků je patrné, že nejvíce kationtovou výměnnou kapacitu zvyšuje opatření provedené u varianty MBh50. Navíc byla hodnota KVK zvýšena i přidáním MB50 a MB10. Nejnížší hodnoty KVK jsou zaznamenány u varianty s přidavkem samotného hnoje. Porovnání s kontrolou ukazuje, že aplikace samotného chlévského hnoje do půdy snižuje hodnotu KVK, zatímco aplikace biocharu (zejména středně-teplotního) v kombinaci s chlévským hnojem ji zvyšuje.



Graf 2; Hodnoty kationtové výměnné kapacity v jednotlivých variantách vzorků po aplikaci odpovídajících opatření; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

5.1.3 Stanovení obsahu dostupných živin

5.1.3.1 Makroživiny

V Tabulce 3 jsou uvedeny dostupné koncentrace makroživin v půdě, stanovené metodou Mehlich 3.

Zjištěné hodnoty ukazují, že obsah dostupného draslíku ve srovnání s kontrolou narůstal u všech variant. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány po aplikaci hnoje, přičemž u kombinace chlévského hnoje a biocharu bylo dosaženo nejvyšších hodnot při použití hnoje a středně-teplotního biocharu (MBh50). Se zvyšujícím se podílem vysoko-teplotního biocharu (MB50) docházelo ke snižování koncentrace draslíku v půdě.

Obsah dostupného hořčíku byl nejvíce zvýšen po aplikaci kombinace chlévského hnoje a středně-teplotního biocharu (MBh50) ve srovnání s kontrolou. Nejnížší hodnoty byly pozorovány po aplikaci samotného chlévského hnoje. U aplikace chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu byly zjištěny vyšší hodnoty při nižším podílu biocharu (MB10) než při vyšším podílu (MB50).

Dostupný fosfor byl nejvíce zastoupen po aplikaci samotného chlévského hnoje ve srovnání s kontrolou. Naopak nejnižší hodnoty byly zaznamenány po přidání chlévského hnoje a středně-teplotního biocharu (MBh50). Se zvyšujícím se podílem vysoko-teplotního biocharu v kombinacích MB10 a MB50 byl zjištěn růst koncentrace fosforu.

Obsah síry byl nejvyšší v kontrolní variantě a nejnižší po aplikaci samotného chlévského hnoje. Zbylá opatření (MB10, MB50, MBh50) neměly významný vliv na koncentraci síry v půdě ve srovnání s kontrolou.

Tabulka 3; Dostupné obsahy prvků K, Mg, P a S v půdě v jednotlivých variantách odebraných vzorků po aplikaci příslušných opatření stanovené metodou Mehlich 3; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

	K	Mg	P	S
	[mg/kg]			
Kontrola	36,6±7,7 ^a	58,1±7,8 ^a	31,0±28,2 ^{ab}	5,86±2,31 ^a
Hnůj	126±72 ^b	61,1±4,2 ^a	50,9±20,8 ^b	3,70±1,17 ^a
MB10	59,4±17,2 ^{ab}	89,3±11,7 ^{bc}	6,45±4,55 ^a	5,61±2,10 ^a
MB50	46,2±9,2 ^a	76,4±6,5 ^{ab}	12,5±6,7 ^a	5,71±1,52 ^a
MBh50	79,7±13,3 ^{ab}	97,0±14,4 ^c	5,66±4,23 ^a	4,67±2,00 ^a

5.1.3.2 Mikroživiny

V Tabulce 4 jsou uvedeny dostupné koncentrace mikroživin v půdě, stanovené metodou Mehlich 3.

Zjištěné hodnoty ukazují, že obsah dostupné mědi byl ve srovnání s kontrolou zvýšen ve všech případech. Největší nárůst Cu byl pozorován po aplikaci kombinace chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu (MB10), následovaný aplikací chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v poměru 50:50 (MB50). Naopak nejmenší nárůst byl zaznamenán u hnoje v kombinaci se středně-teplotním biocharem (MBh50).

Obsah železa v půdě dosahoval vyšších hodnot ve srovnání s kontrolou v místě aplikace samotného chlévského hnoje. Po aplikaci kombinace biocharu byl zaznamenán nárůst pouze při použití kombinace chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v poměru 50:50 (MB50). V případě aplikace MB10 a MBh50 došlo ke snížení obsahu železa v půdě ve srovnání s kontrolou.

Mangan byl nejvíce zastoupen po aplikaci kombinace chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v poměru 90:10 (MB10) a chlévského hnoje a středně-teplotního biocharu v poměru 50:50 (MBh50). Nejnižší hodnoty v porovnání s kontrolou dosahuje Mn po aplikaci chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v poměru 50:50 (MB50).

V porovnání s kontrolní variantou byl významně zvýšen obsah zinku po aplikaci pouze chlévského hnoje. Nejnižší koncentrace dostupného zinku v půdě byla zaznamenána po aplikaci kombinace chlévského hnoje a středně-teplotního biocharu (MBh50) a kombinace chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v poměru 90:10 (MB10). Hodnoty ostatních opatření se od kontrolní varianty významně nelišily.

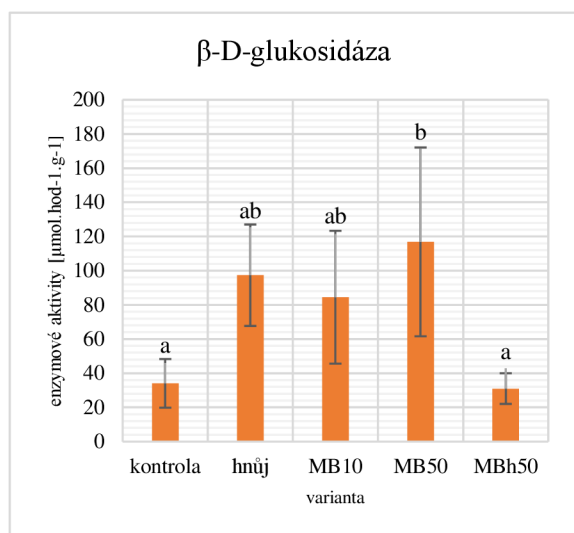
Tabulka 4; Dostupné obsahy prvků Cu, Fe, Mn, Zn v půdě v jednotlivých variantách odebraných vzorků po aplikaci příslušných opatření stanovené metodou Mehlich 3; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

	Cu	Fe	Mn	Zn
	[mg/kg]			
Kontrola	0,53±0,17 ^a	72,0±21,3 ^a	16,5±6,1 ^{ab}	0,57±0,12 ^a
Hnůj	0,72±0,14 ^a	77,1±21,8 ^a	33,2±8,9 ^{bc}	1,37±0,38 ^b
MB10	0,93±0,50 ^a	56,6±11,8 ^a	48,2±12,5 ^c	0,56±0,19 ^a
MB50	0,81±0,19 ^a	74,5±14,1 ^a	11,3±1,9 ^a	0,77±0,15 ^a
MBh50	0,56±0,17 ^a	41,5±17,1 ^a	34,5±11,4 ^c	0,44±0,17 ^a

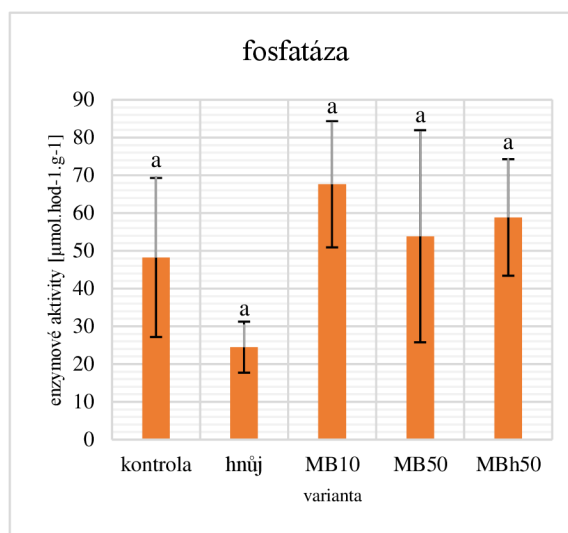
5.1.4 Stanovení půdních enzymů

Graf 3 porovnává aktivity b-D-glukosidázy v jednotlivých variantách. Z výsledků lze vyčíst, že nejvyšší aktivita byla zaznamenána u varianty MB50, následovala varianta s aplikovaným hnojem. Je patrné, že se zvyšujícím se množstvím vysoko-teplotního biocharu se aktivita b-D-glukosidázy zvyšuje. Naopak nejnižší hodnota ve srovnání s kontrolou byla naměřena u varianty MBh50. Varianta MB50 se od varianty kontroly a varianty MBh50 statisticky významně liší.

Graf 4 porovnává aktivity kyselé fosfatázy. Nejvyšší hodnota byla naměřena u varianty MB10. Naopak nižší hodnotu oproti kontrole můžeme překvapivě pozorovat u varianty hnoje. Varianty se od sebe statisticky významně neliší.



Graf 3; Aktivity b-D-glukosidázy.

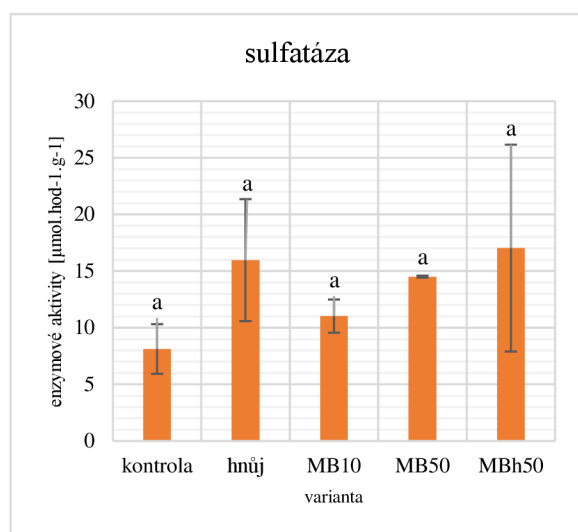


Graf 4; Aktivity kyselé fosfatázy.

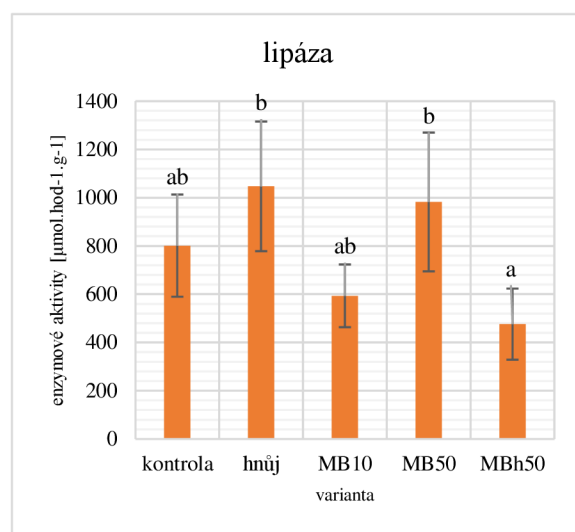
Aktivity enzymů v jednotlivých variantách vzorků po aplikaci odpovídajících opatření; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

Graf 5 srovnává aktivity sulfatázy v jednotlivých variantách. Z výsledků plyne, že nejvyšší aktivita byla zaznamenána u varianty MBh50, následovaná variantou s aplikovaným hnojem. V porovnání s kontrolou bylo pozorováno malé zvýšení aktivity u varianty MB10. Mezi variantami nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly.

Graf 6 porovnává aktivity lipázy u jednotlivých variant. Nejvyšší hodnota byla naměřena u varianty hnoje. U varianty MBh50 a MB10 došlo naopak k poklesu lipázy oproti kontrolě. Varianta s aplikací hnoje s variantou MBh50 vykazuje statisticky významný rozdíl.



Graf 5; Aktivity sulfatázy.

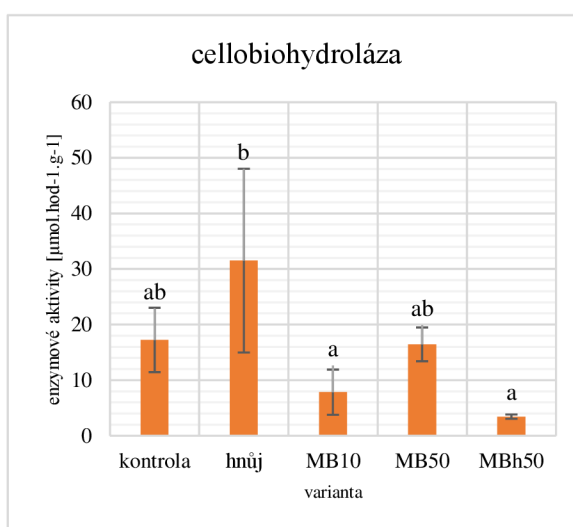
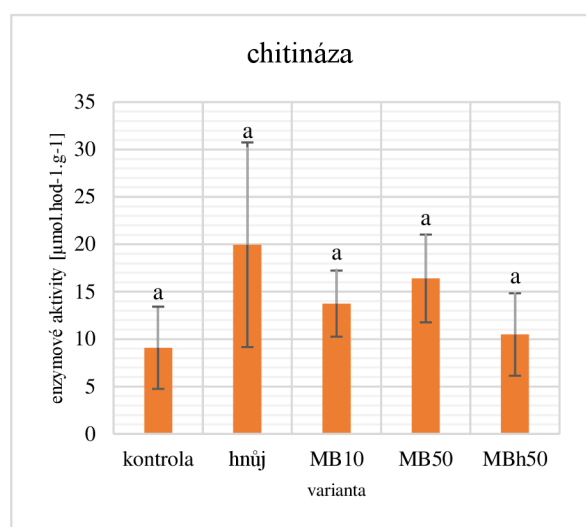


Graf 6; Aktivity lipázy.

Aktivity enzymů v jednotlivých variantách vzorků po aplikaci odpovídajících opatření; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

Graf 7 zobrazuje srovnání aktivit chitinázy v jednotlivých variantách. Z výsledků vyplývá, že nejvyšší aktivita byla zaznamenána u varianty hnoje, následovaná variantou MB50. Nejmenší nárůst byl pozorován u varianty MBh50. Mezi variantami nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly.

Graf 8 pak porovnává aktivity cellobiohydrolázy v jednotlivých variantách. Nejvyšší hodnota byla naměřena u varianty hnoje. U variant MBh50, MB10 i MB50 naopak došlo k poklesu aktivity cellobiohydrolázy v porovnání s kontrolou. Mezi variantou hnůj a variantami MB10 a MBh50 byly zjištěny statisticky významné rozdíly.



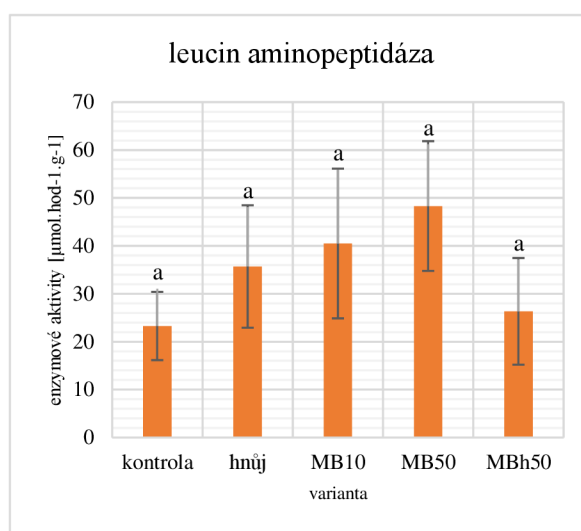
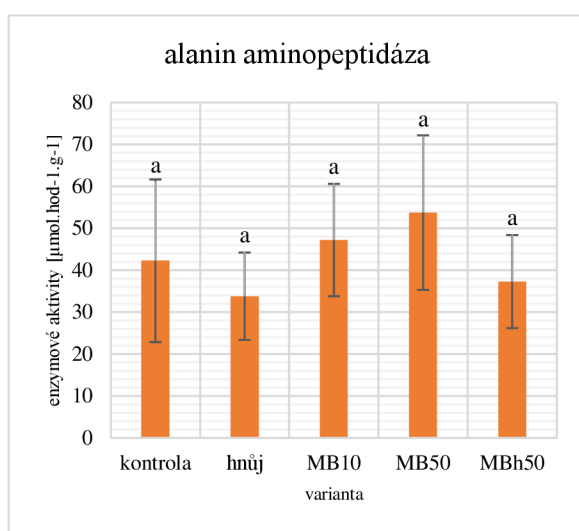
Graf 7; Aktivity chitinázy.

Graf 8; Aktivity cellobiohydrolázy.

Aktivity enzymů v jednotlivých variantách vzorků po aplikaci odpovídajících opatření; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

Graf 9 zobrazuje srovnání aktivit alanin aminopeptidázy v jednotlivých variantách. Z výsledků vyplývá, že nejvyšší aktivita byla zaznamenána u varianty MB50, následovaná variantou MB10. V porovnání s kontrolou došlo k poklesu aktivity enzymu alanin aminopeptidázy u varianty s aplikovaným hnojem a u varianty MBh50. Lze tedy konstatovat, že vysoko-teplotní biochar zvyšuje aktivitu alanin aminopeptidázy. Mezi variantami nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly.

Graf 10 porovnává aktivity leucin aminopeptidázy v jednotlivých variantách. Nejvyšší hodnota byla naměřena u varianty MB50. Nejnižší aktivita byla pozorována u varianty MBh50.



Graf 9; Aktivity alanin aminopeptidázy.

Graf 10; Aktivity leucin aminopeptidázy.

Aktivity enzymů v jednotlivých variantách vzorků po aplikaci odpovídajících opatření; kontrola, hnůj, MB10 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 90:10), MB50 (hnůj + vysoko-teplotní biochar v poměru 50:50), MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar v poměru 50:50). Varianty označené stejnými písmeny nevykazují statisticky významné rozdíly mezi sebou ($\alpha = 0,05$).

6 Diskuze

Cílem této práce bylo posoudit vliv biocharu na vybrané biologické vlastnosti půdy, tedy zejména na aktivitu půdních mikroorganismů. Biocharu je v posledních 10-20 letech věnována velká pozornost, a tudíž bylo možné o této problematice dohledat mnoho odborných zdrojů.

Mezi hlavní přínosy aplikace biocharu jako půdního doplňku patří především jeho alkalická povaha, vysoký specifický povrch a s tím související porézní struktura. V půdě biochar dokáže zadržovat vodu, zlepšovat půdní agregaci a udržovat živiny nezbytné pro výživu a růst rostlin. Dále umožňuje ukládání uhlíku do půdy, zvyšuje obsah organické hmoty a ovlivňuje aktivitu půdních mikroorganismů (Kamali et al. 2022). Všechny tyto vlastnosti a schopnosti biocharu jako půdního doplňku závisí především na vstupní surovině, podmínkách pyrolýzy a typu půdy, do které je biochar aplikován (Karimi et al. 2020).

Pro analýzu vlivu biocharu na biologické vlastnosti půdy bylo z pozemku ve Zvěřínku odebráno a analyzováno celkem 26 vzorků půdy, zahrnujících příslušná opatření. Tyto vzorky byly odebrány z ornice do hloubky 25 cm. V místech, kde byla aplikována opatření s hnojem, MB10, MB50 a MBh50, bylo odebráno 5 vzorků, zatímco na kontrolním místě bylo odebráno 6 vzorků. Vlastnosti výchozích materiálů (hnoje, biocharu a půdy) jsou zobrazeny v Tabulce 1 dle Lebrun et al. (2024).

Pro analýzu dlouhodobého vlivu biocharu na biologické vlastnosti půdy byl biochar kombinován s chlévským hnojem, neboť tato kombinace posiluje schopnost půdy zadržovat živiny, čímž snižuje jejich vymývání, podporuje růst rostlin, přispívá ke zvýšení pH půdy, pórovitosti a stability agregátů a zvyšuje obsah organické hmoty (Bai et al., 2022).

Toto tvrzení podporuje mnoho autorů ve svých studiích, jako například Mensah & Frimpong (2018), Laird et al. (2009), Adekiya et al. (2019), Lu et al. (2014), kteří zkoumali vliv aplikace biocharu v kombinaci s hnojem na zlepšení fyzikálních vlastností půdy, snížení ztrát dusíku, snížení vyplavování živin a tím zvýšení výnosu plodin.

Zvýšení pH půdy po aplikaci biocharu je často pozorováno u mnoha typů půd (Xu et al. 2014). To je způsobeno typicky vysokým pH biocharu, které se pohybuje většinou v rozmezí 6,5 – 12,6 (Hossain et al. 2020), pozitivně souvisí s jeho výrobní teplotou a typem vstupní suroviny (tj. biochar na bázi dřeva má tendenci mít vyšší pH než biochar vyrobený ze zbytků plodin a hnoje (Gul et al. 2015).

Během pyrolýzy dochází k odstranění kyselých funkčních skupin a obohacení o soli prvků alkalických kovů a alkalických zemin, což způsobí zásaditý charakter biocharu (Singh et al. 2017).

Podle Lehmana et al. (2011) má navíc biochar vyrobený při vysokých teplotách (>400 °C) pravděpodobně vyšší hodnoty pH než nízkoteplotní (<400 °C) biochar ze stejné suroviny.

Jak již bylo zmíněno, většina biocharu používaného k úpravě půdy je zásaditá, v literatuře jsou však uváděny hodnoty pH biocharu v rozmezí 3,1 až 12,0 (Lehmann 2007).

Biochar, který byl zkoumán v této diplomové práci, byl vyroben z dřevní štěpky a měl hodnotu pH 11,12. V kontrolním odběru bylo pH půdy naměřeno na hodnotu 5,71 (slabě kyselé). Po aplikaci směsi biocharu a chlévského hnoje se hodnoty pH v ornici pohybovaly v rozmezí 6,14 až 6,44 (viz Graf 1). Můžeme tak potvrdit, že biochar má schopnost zvýšit pH půdy. Největší nárůst pH byl však zaznamenán po aplikaci opatření s hnojem, a to o 0,79.

Společnou aplikaci biocharu a drůbežního hnoje na pH zkoumali také Adekiya et al. (2020), kteří zjistili, že po společné aplikaci 15 t ha⁻¹ biocharu ze surového dřeva a 15 t ha⁻¹ drůbežního trusu se pH zvýšilo oproti kontrole z hodnoty 5,65 na 6,88. Tyto hodnoty odpovídají ročnímu působení biocharu v kombinaci s drůbežím hnojem v půdě. V porovnání s naší studií došlo v tomto pokusu k většímu navýšení pH.

Dále také v porovnání se studií Macků (2023), která měřila pH po 6 měsících aplikace stejných opatření na stejném pozemku můžeme konstatovat, že došlo k dalšímu zvýšení pH. U aplikace chlévského hnoje v kombinaci s biocharem došlo k nárůstu pH u všech variant. Macků (2023) naměřila hodnoty po aplikaci chlévského hnoje a biocharu v rozmezí 5,41-5,76, zatímco v této diplomové práci byly naměřeny hodnoty u stejných variant v rozmezí 6,14-6,44. Tento výzkum tedy potvrzuje, že z dlouhodobého hlediska biochar v kombinaci s hnojem vede ke zvýšení hodnoty pH půdy.

Vysoké KVK biocharu má za následek zvýšené pH a KVK půd (Zhang et al. 2018). Schopnost biocharu zvyšovat KVK vyplývá především z jeho složení alkalických látek, včetně popela a uhličitanů Ca²⁺, K⁺ a Mg²⁺, z jeho povrchových vlastností a schopností biocharu snižovat výměnné kyselé kationty (Al³⁺ a H⁺) (Yuan et al. 2011).

Vliv biocharu na KVK půdy však závisí na druhu vstupní biomasy, podmínkách pyrolýzy (především na teplotě) a na půdním typu (Sun et al. 2022). Gaskin et al. (2007) tvrdí, že KVK biocharu připraveného ze dřeva je velmi vysoká, 77,5 cmol/kg, zatímco KVK biocharu z jiných surovin je obecně mezi 5 a 10 cmol/kg.

Tan et al. (2017) uvedli, že KVK půdy se zvýšila o 0,92 cmol/kg, když byl poměr přídatku biocharu 1:100. Tato studie potvrzuje, stejně jako námi provedené analýzy, schopnost biocharu zvýšit hodnotu KVK v půdě.

Co se týká naší analýzy, v místě kontroly byla hodnota KVK naměřena 90,45 mmol/kg (Graf 2). Po aplikaci biocharu tato hodnota v případě všech opatření narostla (MB10 – 124,8 mmol/kg; MB50 – 126,2 mmol/kg; MBh50 – 141,0 mmol/kg). Nejvyšší nárůst KVK jsme zaznamenali u varianty MBh50 (hnůj + středně-teplotní biochar), naopak samotná aplikace hnoje KVK půdy snížila.

Ve srovnání se studií Macků (2023), která zkoumala KVK po 6 měsících aplikace týchž opatření na stejném pozemku, pozorujeme, že došlo k poklesu KVK. U aplikace chlévského hnoje v kombinaci s biocharem došlo ke snížení KVK ve všech variantách. Macků (2023) naměřila nejvyšší hodnotu KVK u varianty MBh50, a to 169 mmol/kg, zatímco v této diplomové práci byla u této varianty naměřena hodnota KVK 141 mmol/kg. Z dlouhodobého hlediska lze konstatovat, že i když biochar v kombinaci s hnojem zvyšuje KVK půdy, časem může dojít k jeho opětovnému poklesu.

Protože biochar obsahuje živiny, jako je např. N, P a K, může živiny dodávat přímo do půdy, kromě toho zvyšuje úrodnost půdy nepřímo tím, že zvyšuje schopnost půdy zadržovat živiny. Biochar také snižuje eutrofizační potenciál povrchových vodních útvarů a minimalizuje tak ztráty živin z půdy (Sohi et al. 2010). Dostupnost živin v biocharu se liší v závislosti na druhu vstupních surovin a na podmínkách pyrolýzy.

Chan et al. (2008) v nádobových studiích uvedli, že biochar z drůbeží podestýlky zvýšil koncentrace N, P, S, Na, Ca a Mg v rostlinách ředkvičky, což naznačuje, že tyto živiny jsou po aplikaci biocharu rostlinám dostupné. Zheng et al. (2013) pak uvádí, že dostupný K se zvýšil s nárůstem teploty pyrolýzy (37 % při 300 °C a 47 % při 600 °C).

V této diplomové práci jsme také zjišťovali dostupný obsah živin v ornici (Tabulka 3). Zjistili jsme, že v případě K a Mg došlo po aplikaci všech opatření biocharu v kombinaci s hnojem ke zvýšení těchto dvou makroprvků. K největšímu zvýšení z těchto opatření došlo u opatření Mbh50 (hnůj + středně-teplotní biochar). Obsah dostupného P se po aplikaci variant biocharu s hnojem značně snížil, naopak ke zvýšení dostupného P došlo po aplikaci samotného hnoje. U variant s biocharem se dostupné množství S nepatrně snížilo.

Ve srovnání se studií Macků (2023), která stanovovala obsahy dostupných makroživin i mikroživin po 6 měsících aplikace týchž opatření na stejném pozemku pozorujeme, že došlo k celkovému snížení obsahu dostupných makroprvků u všech variant. Stejně však zůstalo nejvyšší zvýšení u dostupného K a Mg u varianty MBh50. Macků (2023) naměřila hodnotu 158

mg/kg dostupného K u této varianty, zatímco v této diplomové práci jsme naměřili hodnotu 79,7 mg/kg. U dostupného Mg jsme u stejné varianty MBh50 naměřili hodnotu 97,0 mg/kg, Macků (2023) znovu naměřila vyšší hodnotu v stejné varianty a to 171 mg/kg.

Z dlouhodobého hlediska lze konstatovat, že došlo k celkovému snížení dostupných makroprvků u všech variant.

Dále byl pozorován také obsah mikroprvků (Tabulka 4). Ke zvýšení dostupného Cu došlo u všech variant oproti kontrole, nejvíce však u varianty MB10. Množství dostupného Fe bylo zvýšeno biocharem při aplikaci opatření MB50 a samotného chlévského hnoje. Dostupnost Mn byla zvýšena po aplikaci MB10, MBh50. a chlévského hnoje. Množství Zn po aplikaci biocharu lehce narostlo u varianty MB50. Největší nárůst byl však zaznamenán u varianty hnoje.

Ve srovnání se studií Macků (2023), pozorujeme, že došlo k celkovému snížení mikroprvků u všech variant. U dostupného prvku Cu došlo v práci Macků (2023) ke zvýšení pouze u varianty MB50 oproti kontrole, naopak u této diplomové práce došlo ke zvýšení u všech variant. U dostupného Fe došlo stejně jako u výsledků Macků (2023) ke zvýšení u varianty hnoje a u varianty s biocharem, konkrétně u MB50. U dostupného Mn došlo také ke snížení u varianty MB50, Macků naměřila hodnotu dostupného Mn 55,9 mg/kg u této varianty, v naší práci jsme naměřili u stejné varianty hodnotu 11,3 mg/kg. V obou případech měla tato varianta nejmenší hodnotu ze všech ostatních variant. V případě dostupného Zn bylo pozorováno celkové snížení oproti výsledkům Macků (2023). Stejně bylo však nejvyšší zvýšení pozorováno u varianty hnoje.

Z dlouhodobého hlediska lze konstatovat, že došlo k celkovému snížení dostupných mikroprvků u všech variant.

Nedávné studie také ukázaly, že obsah živin (zejména Ca, Mg, K, N a P) v půdách výrazně vzrostl díky aplikaci biocharu (Lashari et al. 2013; Akhtar et al. 2015; Lin et al. 2015). Ippolito et al. (2015) uvedli, že aplikace 10 % biocharu ve směsi s 2% hnoje měla pozitivní vliv na dostupný obsah zinku. Beesley et al. (2010) ukázali, že biochar zvyšuje mobilitu mědi v důsledku zvýšení rozpuštěného organického uhlíku v biocharu.

Téma dostupných živin zkoumali ve své práci také El-Naggar et al. (2015) kteří se zabývali účinky samotného dřevěného biocharu z *Conocarpus erectus* L. i ve spojení s drůbežím trusem. Jejich studie ukázala, že aplikace samotného dřevěného biocharu vedla k zvýšení hladin prvků P a K, zatímco došlo k poklesu hladin prvků Cu, Fe, Mn a Zn. Po aplikaci kombinace biocharu a drůbežního trusu zjistili nárůst u prvků P, K, Cu a Mn a pokles prvků Fe a Zn. Když porovnáme jejich výsledky s našimi, zjistíme podobné trendy. U našeho biocharu

kombinovaného s chlévským hnojem jsme také zaznamenali zvýšení dostupnosti prvků K, Cu, Mn a Mg. Nárůst P jsme však v naší práci pozorovali pouze u varianty s hnojem.

Půdní mikrobiální společenstva vylučují intracelulární a extracelulární enzymy, které se podílejí na mnoha biochemických procesech v půdě, jako je rozklad organické hmoty, mineralizace uhlíku (C) a cykly C, N a P (Futa et. al 2020). Činnost enzymů úzce souvisí s fyzikálně-chemickými a biologickými vlastnostmi půdy, přičemž právě mikroorganismy jsou jejich primárním zdrojem (Lal 2017).

Z této diplomové práce vyplývá, že varianty kombinace biocharu a hnoje (MB10, MB50, MBh50) významně zvýšily aktivitu kyselé fosfatázy, sulfatázy, chitinázy a leucin aminopeptidázy. β -D-glukosidáza vykazovala významné zvýšení u varianty samotného hnoje, MB10 a MB50. Aktivita alanin aminopeptidázy se s větším množstvím vysokoteplotního biocharu zvyšovala.

Lopes et al. (2021) uvádějí, že při aplikaci $30 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ biocharu se zvýšila aktivita β -glukosidázy, kyselé fosfatázy, arylsulfatázy, ureázy a celková mikrobiální kvalita půdy. Jejich aktivity se však s vyšší úrovní přídatku v průběhu času snižovaly. V případě zvýšení aktivit β -D-glukosidázy a kyselé fosfatázy se naše výsledky shodují.

Lebrun et al. (2024) ve své studii zjistili, že žádný ze tří enzymů zapojených do C cyklu (β -D-glukosidáza, cellobiohydroláza, lipáza) nebyl aplikací biocharu s hnojem významně ovlivněn. Pozorovali však zvýšení β -D-glukosidázy a lipázy po aplikaci samotného hnoje a pokles cellobiohydrolázy ve všech variantách. Toto tvrzení odpovídá také výsledkům zjištěným v této diplomové práci. Snížení počtu enzymů cyklu C po úpravách půdy biocharem bylo dříve pozorováno např. ve studii, kterou publikovali Teutscherova et al. (2018).

U enzymů souvisejících s dusíkem (chitináza, alanin aminopeptidáza, leucin aminopeptidáza) zjistil Lebrun et al. (2024), že aktivita alanin a leucin aminopeptidázy se zvýšila 2,2krát při aplikaci samotného hnoje ve srovnání s kontrolou. V tomto případě se naše výsledky neshodují, protože u enzymu alanin aminopeptidáza došlo v naší diplomové práci ke snížení u aplikované varianty samotného hnoje. Aktivita fosfatázy dle výsledků Lebrun et al. (2024) byla vyšší 20krát u varianty hnoje 8krát u kombinace hnoje s biocharem. Naše výsledky se neshodují, protože v naší diplomové práci nedošlo ke zvýšení aktivity fosfatázy u varianty hnoje, naopak došlo cca ke dvojnásobnému poklesu tohoto enzymu.

7 Závěr

- Diplomová práce na téma "Dlouhodobý vliv biocharu na vybrané biologické vlastnosti půdy" zkoumala dopad biocharu vyrobeného z dřevní štěpky v různých poměrech a v kombinaci s chlévským hnojem na vybrané biologické charakteristiky půdy.

Cílem práce bylo zhodnotit účinek aplikace biocharu společně s chlévským hnojem na vybrané biologické vlastnosti půdy, zejména pak na aktivitu půdních mikroorganismů. Jednotlivé aplikační varianty byly následující:

- **M** – půda ošetřena pouze chlévským hnojem,
 - **MB10** – půda ošetřena směsí chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v objemovém poměru 90:10,
 - **MB50** – půda ošetřena směsí chlévského hnoje a vysoko-teplotního biocharu v objemovém poměru 50:50,
 - **MBh50** – půda ošetřena směsí chlévského hnoje a středně-teplotního biocharu v objemovém poměru 50:50.
- V odebraných vzorcích bylo stanoveno pH, KVK, obsah dostupných živin a obsah půdních enzymů.
 - Bylo zjištěno, že po aplikaci opatření samotného chlévského hnoje vzrostla hodnota pH, naopak hodnota KVK klesla. Navýšilo se množství dostupného K, P, Mn a Zn. Po aplikaci MB10 se hodnota pH a KVK zvýšila, významně se snížilo množství dostupného P, Fe a zvýšilo se množství K, Mg, Mn. U opatření MB50 bylo také zvýšeno pH a KVK. Dále byl pak pozorován nárůst dostupného Mg, Cu, naopak bylo významně sníženo množství dostupného P, Mn. Opatření MBh50 zapříčinilo navýšení pH a KVK, dostupnost K, Mg a Mn. Ke snížení došlo u dostupného P, Fe.
 - Kombinace biocharu s hnojem je přínosná zejména co se týká zvýšení aktivity půdních enzymů. K nárůstu došlo u aktivity kyselé fosfatázy, sulfatázy, chitinázy a leucin aminopeptidázy, β -D-glukosidázy i alanin aminopeptidázy, která se s větším množstvím vysokoteplotního biocharu zvyšovala. Naopak u všech těchto variant došlo k poklesu aktivity cellobiohydrolázy. U lipázy bylo zaznamenáno snížení aktivity u variant MB10 a MBh50.
 - Výsledkem bylo zjištění, že aplikace biocharu má pozitivní vliv na vybrané biologické vlastnosti půdy. Zároveň byla potvrzena hypotéza, že společná aplikace biocharu z dřevní štěpky a chlévského hnoje zvýší aktivitu půdních mikroorganismů v takto ošetřené půdě v důsledku zvýšené aktivity půdních enzymů.

8 Literatura

- Aciego Pietri JC, Brookes PC. 2008. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biology and Biochemistry* **40**:1856–1861.
- Adekiya AO, Agbede TM, Aboyeji CM, Dunsin O, Simeon VT. 2019. Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. *Scientia Horticulturae* **243**:457–463.
- Adekiya AO, Agbede TM, Ejue WS, Aboyeji CM, Dunsin O, Aremu CO, Owolabi AO, Ajiboye BO, Okunlola OF, Adesola OO. 2020. Biochar, poultry manure and NPK fertilizer: Sole and combine application effects on soil properties and ginger (*Zingiber officinale Roscoe*) performance in a tropical Alfisol. *Open Agriculture* **5**:30–39.
- Adeyemi O, Keshavarz-Afshar R, Jahanzad E, Battaglia ML, Luo Y, Sadeghpour A. 2020. Effect of wheat cover crop and split nitrogen application on corn yield and nitrogen use efficiency. *Agronomy* **10**:2–11.
- Adhikari S, Mahmud MAP, Nguyen MD, Timms W. 2023. Evaluating fundamental biochar properties in relation to water holding capacity. *Chemosphere* **328**:1-9.
- Adhikari S, Timms W, Mahmud MAP. 2022. Optimising water holding capacity and hydrophobicity of biochar for soil amendment – A review. *Science of the Total Environment* **851**:3-13.
- Ahmad M, Rajapaksha AU, Lim JE, Zhang M, Bolan N, Mohan D, Vithanage M, Lee SS, Ok YS. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere* **99**:19–33.
- Akhtar J, Saidina Amin N. 2012. A review on operating parameters for optimum liquid oil yield in biomass pyrolysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **16**:5101–5109.
- Akhtar SS, Andersen MN, Liu F. 2015. Residual effects of biochar on improving growth, physiology and yield of wheat under salt stress. *Agricultural Water Management* **158**:61–68.

- Alghamdi AG. 2018. Biochar as a potential soil additive for improving soil physical properties—a review. *Arabian Journal of Geosciences* **11**:766.
- Alkharabsheh HM, Seleiman MF, Battaglia ML, Shami A, Jalal RS, Alhammad BA, Almutairi KF, Al-Saif AM. 2021. Biochar and its broad impacts in soil quality and fertility, nutrient leaching and crop productivity: A review. *Agronomy* **11**:1-29.
- Ameloot N, Neve S, Jegajeevagan K, Yildiz G, Buchan D, Funkuin Y, Prins W, Bouckaert L, Sleutel S. 2013. Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology and Biochemistry* **57**: 401–410.
- Aslam Z, Khalid M, Aon M. 2014. Impact of Biochar on Soil Physical Properties. *Scholarly Journal of Agricultural Science* **4**:280–284.
- Azargohar R, Jacobson KL, Powell EE, Dalai AK. 2013a. Evaluation of properties of fast pyrolysis products obtained, from Canadian waste biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **104**:330–340.
- Azargohar R, Nanda S, Rao BVSK, Dalai AK. 2013b. Slow pyrolysis of deoiled Canola meal: product yields and characterization. *Energy Fuels* **27**:5268–5279.
- Bai SH, Omidvar N, Gallart M, Kämper W, Tahmasbian I, Farrar MB, Singh K, Zhou G, Muqadass B, Xu Ch, Koech R, Li Y, Nguyen TTN, Van Zweiten L. 2022. Combined effects of biochar and fertilizer applications on yield: A review and meta-analysis. *Science of the Total Environment* **808**:1-7.
- Baldrian P. 2009. Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis. *Plant, Soil Environment* **55**:370–378.
- Banik C, Koziel JA, Bonds D, Singh AK, Licht MA. 2021. Comparing biochar-swine manure mixture to conventional manure impact on soil nutrient availability and plant uptake-a greenhouse study. *Land* **10**:372.
- Basso AS, Miguez FE, Laird DA, Horton R, Westgate M. 2013. Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy* **5**:132–143.

- Bearden BN, Petersen L. 2000. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on soil structure and aggregate stability of a vertisol. *Plant and Soil*, **218**:173-183.
- Beesley L, Moreno-jiménez E, Gomez-eyles JL. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution* **158**:2282–2287.
- Blanco-Canqui H. 2021. Does biochar application alleviate soil compaction? Review and data synthesis. *Geoderma* **404**:1-13.
- Brammer JG, Lauer M, Bridgwater AV. 2006. Opportunities for biomass-derived “bio-oil” in European heat and power markets. *Energy Policy* **34**:2871–2880.
- Bridgwater AV. 2012. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy* **38**:68–94.
- Břendová K, Tlustoš P, Száková J, Habart J. 2012. Biochar properties from different materials of plant origin. *European Chemical Bulletin* **1**:535-539.
- Burrell LD, Zehetner F, Rampazzo N, Wimmer B, Soja G. 2016. Long-term effects of biochar on soil physical properties. *Geoderma* **282**:96–102.
- Butnan S, Deenik JL, Toomsan B, Antal MJ, Vityakon P. 2015. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. *Geoderma* **237**:105–116.
- Cao H, Ning L, Xun M, Feng F, Li P, Yue S, Song J, Zhang W, Yang H. 2019. Biochar can increase nitrogen use efficiency of *Malus hupehensis* by modulating nitrate reduction of soil and root. *Applied Soil Ecology* **135**:25–32.
- Cao X, Harris W. 2010. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresource Technology* **101**:5222–5228.
- CEN ISO/TS 17892-4 2004, 2004. Geotechnical Investigation and Testing – Laboratory Testing of Soil – Part 4: Determination of Particle Size Distribution. Ljubljana, Slovenija 1 pp. 1–26. ISO 17892-4:2016. doi:ISO/TS 17892-4:2004/Cor 1:2006.

- Clough TJ, Condrón LM, Kammann C, Müller C. 2013. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy* **3**:275–293.
- Cornelissen T, Yperman J, Reggers G, Schreurs S, Carleer R. 2008. Flash co-pyrolysis of biomass with polylactic acid. Part 1: Influence on bio-oil yield and heating value. *Fuel* **87**:1031–1041.
- Cross A, Sohi SP. 2013. A method for screening the relative long-term stability of biochar. *GCB Bioenergy* **5**:215–220.
- Dai Z, Zhang X, Tang C, Muhammad N, Wu J, Brookes PC, Xu J. 2017. Potential role of biochars in decreasing soil acidification – A critical review. *Science of the Total Environment* **581–582**:601–611.
- Dangi S, Gao S, Duan Y, Wang D. 2020. Soil microbial community structure affected by biochar and fertilizer sources. *Applied Soil Ecology* **150**:1-10.
- Demelash N, Bayu W, Tesfaye S, Ziadat F, Sommer R. 2014. Current and residual effects of compost and inorganic fertilizer on wheat and soil chemical properties. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **100**:357–367.
- Devi P, Saroha AK. 2014. Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mill effluent treatment plant sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals. *Bioresource Technology* **162**:308–315.
- Ding Y, Liu Y, Liu S, Li Z, Tan X, Huang X, Zeng G, Zhou L, Zheng B. 2016. Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **36**:1-18.
- Dominchin MF, Verdenelli RA, Berger MG, Aoki A, Meriles JM. 2021. Impact of N-fertilization and peanut shell biochar on soil microbial community structure and enzyme activities in a Typic Haplustoll under different management practices. *European Journal of Soil Biology* **104**:1-13.
- El-Naggar AH, Usman AR, Al-Omran A, Ok YS, Ahmad M, Al-Wabel MI. 2015. Carbon mineralization and nutrient availability in calcareous sandy soils amended with woody waste biochar. *Chemosphere* **138**:67-73.

EXCEL. Microsoft Office Excel 2021. Microsoft office Enterprise 2021. USA.

Fahmy TYA, Fahmy Y, Mobarak F, El-Sakhawy M, Abou-Zeid RE. 2020. Biomass pyrolysis: past, present, and future. *Environment, Development and Sustainability* **22**:17–32.

Futa B, Oleszczuk P, Andruszczak S, Kwiecińska-Poppe E, Kraska P. 2020. Effect of Natural Aging of Biochar on Soil Enzymatic Activity and Physicochemical Properties in Long-Term Field Experiment. *Agronomy* **10**:1-11.

Gaskin JW, Speir A, Morris LM, Ogden L, Harris K, Lee D, Das KC. 2007. Potential for Pyrolysis Char To Affect Soil Moisture and nutrient status of a loamy sand soil.

Geisseler D, Horwath WR, Joergensen RG, Ludwig B. 2010. Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms – A review. *Soil Biology and Biochemistry* **42**:2058–2067.

Gell K, van Groenigen JW, Cayuela ML. 2011. Residues of bioenergy production chains as soil amendments: Immediate and temporal phytotoxicity. *Journal of Hazardous Materials* **186**:2017–2025.

Głąb T, Palmowska J, Zaleski T, Gondek K. 2016. Effect of biochar application on soil hydrological properties and physical quality of sandy soil. *Geoderma* **281**:11–20.

Gomez JD, Deneff K, Stewart CE, Zheng J, Cotrufo MF. 2014. Biochar addition rate influences soil microbial abundance and activity in temperate soils. *European Journal of Soil Science* **65**:28-39.

Gray M, Johnson MG, Dragila MI, Kleber M. 2014. Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy* **61**:196–205.

Gul S, Whalen JK, Thomas BW, Sachdeva V, Deng H. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **206**:46–59.

Hailegnaw NS, Mercl F, Pračke K, Száková J, Tlustoš P. 2019. Mutual relationships of biochar and soil pH, CEC, and exchangeable base cations in a model laboratory experiment. *Journal of Soils and Sediments* **19**:2405–2416.

- Hardie M, Clothier B, Bound S, Oliver G, Close D. 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant Soil* **376**:347-361.
- Herath HMSK, Camps-Arbestain M, Hedley M. 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. *Geoderma* **209–210**:188–197.
- Horák J, Šimanský V, Igaz D. 2019. Biochar and biochar with N fertilizer impact on soil physical properties in a silty loam Haplic Luvisol. *Journal of Ecological Engineering* **20**:31–38.
- Hossain AK, Davies PA. 2013. Pyrolysis liquids and gases as alternative fuels in internal combustion engines – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **21**:165–189.
- Hossain MZ, Bahar MM, Sarkar B, Donne SW, Ok YS, Palansooriya KN, Bolan N. 2020. Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. *Biochar* **2**:379-420.
- Hoyos N. 2005. Spatial modeling of soil erosion potential in a tropical watershed of the Colombian Andes. *Catena* **63**:85–108.
- Chan KY, Van Zwieten L, Meszaros I, Downie A, Joseph S. 2008. Using poultry litter biochars as soil amendments. *Australian Journal of Soil Research* **46**:437–444.
- Chintala R, Schumacher TE, Kumar S, Malo DD, Rice JA, Bleakley B, Chilom G, Clay DE, Julson JL, Papiernik SK, Gu ZR. 2014. Molecular characterization of biochars and their influence on microbiological properties of soil. *Journal of Hazardous Materials* **279**:244–256.
- Ippolito JA, Cui L, Kammann C, Wrage-Mönnig N, Estavillo JM, Fuertes-Mendizabal T, Cayuela ML, Sigua G, Novak J, Spokas K, Borchard N. 2020. Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. *Biochar* **2**:421–438.
- Ippolito JA, Laird DA, Busscher WJ. 2012. Environmental Benefits of Biochar. *Journal of Environmental Quality* **41**:967–972.

- Ippolito JA, Spokas KA, Novak JM, Lentz RD, Cantrell KB. 2015. Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. In *Biochar for Environmental Management*, pp. 139-163.
- Ippolito JA, Stromberger ME, Lentz RD, Dungan RS. 2016. Hardwood biochar and manure co-application to a calcareous soil. *Chemosphere* **142**:84–91.
- Islam MU, Jiang F, Guo Z, Peng X. 2021. Does biochar application improve soil aggregation? A meta-analysis. *Soil and Tillage Research* **209**:1-8.
- ISO 11260. 1994. Standard of soil quality - Determination of effective cation exchange capacity and base saturation level using barium chloride solution. International Organization for Standardization, Geneva.
- Jaafar NM, Clode PL, Abbott LK. 2014. Microscopy observations of habitable space in biochar for colonization by fungal hyphae from soil. *Journal of Integrative Agriculture* **13**:483–490.
- Jafri N, Wong WY, Doshi V, Yoon LW, Cheah KH. 2018. A review on production and characterization of biochars for application in direct carbon fuel cells. *Process Safety and Environmental Protection* **118**:152–166.
- Jahirul MI, Rasul MG, Chowdhury AA, Ashwath N. 2012. Biofuels production through biomass pyrolysis – A technological review. *Energies* **5**:4952–5001.
- Jiang Y, Wang X, Zhao Y, Zhang C, Jin Z, Shan S, Ping L. 2021. Effects of biochar application on enzyme activities in tea garden soil. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* **9**:1-8.
- Jianping Z. 1999. Soil erosion in Guizhou province of China: A case study in Bijie prefecture. *Soil Use and Management* **15**:68–70.
- Jien SH, Wang CS. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena* **110**:225–233.

- Jindo K, Mizumoto H, Sawada Y, Sanchez-Monedero MA, Sonoki T. 2014. Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences* **11**:6613–6621.
- Jonsson E. 2016. Slow pyrolysis in Brista: an evaluation of heat and biochar production in Sweden [MSc. Thesis]. School of Industrial Engineering and Management, Sweden.
- Joseph S, Cowie AL, Van Zwieten L, Bolan N, Budai A, Buss W, Cayuela ML, Graber ER, Ippolito JA, Kuzyakov Y, Luo Y, Ok YS, Palansooriya KN, Shepherd J, Stephens S, Weng ZH, Lehmann J. 2021. How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *Gcb Bioenergy* **13**:1731-1764.
- Juriga M, Šimanský V. 2018. Effect of biochar on soil structure – review. *Acta Fytotechnica et Zootechnica* **21**:11–19.
- Juriga M, Šimanský V. 2019. Effects of Biochar and its Reapplication on Soil pH and Sorption Properties of Silt Loam Haplic Luvisol. *Acta Horticulturae et Regiotecturae* **22**:65–70.
- Kamali M, Sweygers N, Al-Salem S, Appels L, Aminabhavi TM, Dewil R. 2022. Biochar for soil applications-sustainability aspects, challenges and future prospects. *Chemical Engineering Journal* **428**:1-19.
- Kan T, Strezov V, Evans TJ. 2016. Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **57**:1126–1140.
- Karer J, Wimmer B, Zehetner F, Kloss S, Soja G. 2013. Biochar application to temperate soils: effects on nutrient uptake and crop yield under field conditions. *Agricultural and Food Science* **22**:390-403.
- Karimi A, Moezzi A, Chorom M, Enayatizamir N. 2020. Application of Biochar Changed the Status of Nutrients and Biological Activity in a Calcareous Soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **20**:450–459.
- Kavitha B, Reddy PVL, Kim B, Lee SS, Pandey SK, Kim KH. 2018. Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils: A review. *Journal of Environmental Management* **227**:146–154.

- Khadem A, Raiesi F. 2017. Influence of biochar on potential enzyme activities in two calcareous soils of contrasting texture. *Geoderma* **308**:149–158.
- Kookana RS, Sarmah AK, Van Zwieten L, Krull E, Singh B. 2011. Biochar application to soil. agronomic and environmental benefits and unintended consequences. *Advances in Agronomy* **112**:103-143.
- Laird DA, Brown RC, Amonette JE, Lehmann J. 2009. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* **3**:547–562.
- Lal R. 2017. Soil Enzymes. *Encyclopedia of Soil Science* **3**:2100–2107.
- Lashari MS, Liu Y, Li L, Pan W, Fu J, Pan G, Zheng J, Zheng J, Zhang X, Yu X. 2013. Effects of amendment of biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution on soil quality and wheat yield of a salt-stressed cropland from Central China Great Plain. *Field Crops Research* **144**:113–118.
- Lebrun M, Zahid Z, Bednik M, Medynska – Juraszek A, Száková J, Brtnický M, Holátko J, Bourgerie S, Beesley L, Pohořelý M, Macků J, Hnátková T, Trakal L. 2024. Combined biochar and manure addition to an agricultural soil benefits fertility, microbial activity, and mitigates manure-induced CO₂ emissions. *Soil Use and Management* **40**:1–15.
- Lee Y, Park J, Ryu C, Gang KS, Yang W, Park YK, Jung J, Hyun S. 2013. Comparison of biochar properties from biomass residues produced by slow pyrolysis at 500°C. *Bioresource Technology* **148**:196–201.
- Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **11**:403-427.
- Lehmann J, Joseph S. 2009. Biochar for environmental management: an introduction J. Lehmann, S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Earthscan, London, pp. 1-9.
- Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry* **43**:1812–1836.

- Lehmann J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **5**:381–387.
- Leng L, Huang H. 2018. An overview of the effect of pyrolysis process parameters on biochar stability. *Bioresource Technology* **270**:627–642.
- Li X, Xu S, Neupane A, Abdoulmoumine N, DeBruyn JM, Walker FR, Jagadamma S. 2021. Co-application of biochar and nitrogen fertilizer reduced nitrogen losses from soil. *PLoS ONE* **16**:1–17.
- Li Y, Gupta R, Zhang Q, You S. 2023. Review of biochar production via crop residue pyrolysis: Development and perspectives. *Bioresource Technology* **369**:1-14.
- Liang B, Lehmann J, Solomon D, Kinyangi J, Grossman J, O'Neill B, Skjemstad JO, Thies J, Luizão FJ, Petersen J, Neves EG. 2006. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal* **70**:1719–1730.
- Liesch AM, Weyers SL, Gaskin JW, Das KC. 2010. Impact of Two Different Biochars on Earthworm Growth and Survival **4**:1–9.
- Lin XW, Xie ZB, Zheng JY, Liu Q, Bei QC, Zhu JG. 2015. Effects of biochar application on greenhouse gas emissions, carbon sequestration and crop growth in coastal saline soil. *European Journal of Soil Science* **66**:329–338.
- Liu Z, Zhang FS. 2009. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass. *Journal of Hazardous Materials* **167**:933–939.
- Lopes ÉMG, Reis MM, Frazão LA, da Mata Terra LE, Lopes EF, dos Santos MM, Fernandes LA. 2021. Biochar increases enzyme activity and total microbial quality of soil grown with sugarcane. *Environmental Technology and Innovation* **21**:1-8.
- Lu K, Yang X, Shen J, Robinson B, Huang H, Liu D, Bolan N, Pei J, Wang H. 2014. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **191**:124–132.
- Macků E. 2023. Dlouhodobý vliv biocharu na vybrané fyzikálně-chemické charakteristiky půdy [MSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

- Major J, Steiner C, Downie A, Lehmann J. 2009. Biochar effects on nutrient leaching. In: J Lehmann, S Joseph (eds) *Biochar for environmental management: science and technology*. Earthscan, London.
- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 Soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science Plant Analysis* **15**:1409-1416.
- Mensah AK, Frimpong KA. 2018. Biochar and/or Compost Applications Improve Soil Properties, Growth, and Yield of Maize Grown in Acidic Rainforest and Coastal Savannah Soils in Ghana. *International Journal of Agronomy* **2018**:1-8.
- Nanda S, Dalai AK, Berruti F, Kozinski JA. 2016. Biochar as an Exceptional Bioresource for Energy, Agronomy, Carbon Sequestration, Activated Carbon and Specialty Materials. *Waste and Biomass Valorization* **7**:201–235.
- Novotny EH, Maria CMBDF, Carvalho MTDM, Madari BE. 2015. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use-a critical review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **39**:321-344.
- Oliveira FR, Patel AK, Jaisi DP, Adhikari S, Lu H, Khanal SK. 2017. Environmental application of biochar: Current status and perspectives. *Bioresource Technology* **246**:110-122.
- Parmar A, Nema PK, Agarwal T. 2014. Biochar production from agro-food industry residues: A sustainable approach for soil and environmental management. *Current Science* **107**:1673–1682.
- Peng X, Yan X, Zhou H, Zhang YZ, Sun H. 2015. Assessing the contributions of sesquioxides and soil organic matter to aggregation in an Ultisol under long-term fertilization. *Soil and Tillage Research* **146**:89–98.
- Pohořelý M, Sedmihradská A, Trakal L, Jevič P. 2019. Biochar – výroba, vlastnosti, certifikace, použití. *Waste Forum* **3**:197–210.
- Qian K, Kumar A, Zhang H, Bellmer D, Huhnke R. 2015. Recent advances in utilization of biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **42**:1055–1064.

- Rousk J, Bååth E, Brookes PC, Lauber CL, Lozupone C, Caporaso JG, Knight R, Fierer N. 2010. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *ISME Journal* **4**:1340–1351.
- Safaei Khorram M, Fatemi A, Khan MA, Kiefer R, Jafarnia S. 2018. Potential risk of weed outbreak by increasing biochar's application rates in slow-growth legume, lentil (*Lens culinaris* Medik). *Journal of the Science of Food and Agriculture* **98**: 2080-2088.
- Seleiman MF, Alotaibi MA, Alhammad BA, Alharbi BM, Refay Y, Badawy SA. 2020. Effects of ZnO nanoparticles and biochar of rice straw and cow manure on characteristics of contaminated soil and sunflower productivity, oil quality, and heavy metals uptake. *Agronomy* **10**:1–21.
- Shaaban M, Van Zweiten L, Bashir S, Younas A, Núñez-Delgado A, Chhajro MA, Kubar KA, Ali U, Rana MS, Mehmood MA, Hu R. 2018. A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. *Journal of Environmental Management* **228**:429–440.
- Shakya A, Agarwal T. 2017. Poultry Litter Biochar: An Approach towards Poultry Litter Management – A Review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* **6**:2657–2668.
- Schimmelpfennig S, Glaser B. 2012. One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality* **41**:1001–1013.
- Singh B, Dolk MM, Shen Q, Camps-Arbestain M. 2017. Biochar pH, electrical conductivity and liming potential. *Biochar: A Guide to Analytical Methods* **23**:1-141.
- Sohi S, Lopez-Capel E, Krull E, Bol R. 2009. Biochar's roles in soil and climate change. *CSIRO Land and Water Science Report Series* **5**:64.
- Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy* **105**:47–82.
- StatSoft Inc. 1984–2013 (2022): Statistica, version 12.

- Sun Z, Hu Y, Shi L, Li G, Pang Z, Liu S, Chen Y, Jia B. 2022. Effects of biochar on soil chemical properties: A global meta-analysis of agricultural soil. *Plant, Soil and Environment* **68**:272–289.
- Štursová M, Baldrian P. 2011. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity. *Plant Soil* **338**:99-110.
- Tan Z, Lin CSK, Ji X, Rainey TJ. 2017. Returning biochar to fields: A review. *Applied Soil Ecology* **116**:1–11.
- Teutscherova N, Lojka B, Houška J, Masaguer A, Benito M, Vazquez E. 2018. Application of holm oak biochar alters dynamics of enzymatic and microbial activity in two contrasting Mediterranean soils. *European journal of soil biology* **88**:15-26.
- Tomczyk A, Sokołowska Z, Boguta P. 2020. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* **19**:191–215.
- Uchimiya M, Wartelle LH, Klasson KT, Fortier CA, Lima IM. 2011. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **59**:2501-2510.
- Uzoma KC, Inoue M, Andry H, Fujimaki H, Zahoor A, Nishihara E. 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil use and Management* **27**:205-212.
- Vaccari FP, Maienza A, Miglietta F, Baronti S, Lonardo SD, Giagnoni L, Lagomarsino A, Pozzi A, Pusceddu E, Ranieri R, Valboa G, Genesio L. 2015. Biochar stimulates plant growth but not fruit yield of processing tomato in a fertile soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **207**:163–170.
- Venderbosch RH, Prins W. 2010. Fast pyrolysis technology development. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* **4**:178–208.
- Wang J, Wang S. 2019. Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production* **227**:1002–1022.

- Warnock DD, Lehmann J, Kuyper TW, Rillig MC, Lehmann J, Kuyper TW. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms. *Plant and Soil* **300**: 9-20.
- Wiersma W, van der Ploeg MJ, Sauren IJM, Stoof CR. 2020. No effect of pyrolysis temperature and feedstock type on hydraulic properties of biochar and amended sandy soil. *Geoderma* **364**:1-9.
- Xiang L, Liu S, Ye S, Yang H, Song B, Qin F, Shen M, Tan C, Zeng G, Tan X. 2021. Potential hazards of biochar: The negative environmental impacts of biochar applications. *Journal of Hazardous Materials* **420**:1-23.
- Xu G, Sun JN, Shao HB, Chang SX. 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecological Engineering* **62**:54–60.
- Yavari S, Malakahmad A, Sapari NB. 2015. Biochar efficiency in pesticides sorption as a function of production variables—a review. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:13824–13841.
- Yu OY, Raichle B, Sink S. 2013. Impact of biochar on the water holding capacity of loamy sand soil. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* **4**:1–44.
- Yu XY, Mu CL, Gu C, Liu C, Liu XJ. 2011. Impact of woodchip biochar amendment on the sorption and dissipation of pesticide acetamiprid in agricultural soils. *Chemosphere* **85**:1284–1289.
- Yuan JH, Xu RK, Zhang H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology* **102**:3488–3497.
- Zama EF, Reid BJ, Arp HPH, Sun GX, Yuan HY, Zhu YG. 2018. Advances in research on the use of biochar in soil for remediation: a review. *Journal of Soils and Sediments* **18**:2433–2450.
- Zhang C, Liu L, Zhao M, Rong H, Xu Y. 2018. The environmental characteristics and applications of biochar. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:21525–21534.

- Zhang C, Zeng G, Huang D, Lai C, Chen M, Cheng M, Wang R. 2019b. Biochar for environmental management: Mitigating greenhouse gas emissions, contaminant treatment, and potential negative impacts. *Chemical Engineering Journal* **37**:902-922.
- Zhang K, Cheng X, Dang H, Ye C, Zhang Y, Zhang Q. 2013b. Linking litter production, quality and decomposition to vegetation succession following agricultural abandonment. *Soil Biology and Biochemistry* **57**:803–813.
- Zhang L, Liu R, Yin R, Mei Y. 2013a. Upgrading of bio-oil from biomass fast pyrolysis in China: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **24**:66–72.
- Zhang X, Zhang P, Yuan X, Li Y, Han L. 2020. Effect of pyrolysis temperature and correlation analysis on the yield and physicochemical properties of crop residue biochar. *Bioresource Technology* **296**:1-8.
- Zhang Z, Zhu Z, Shen B, Liu L. 2019a. Insights into biochar and hydrochar production and applications: A review. *Energy* **171**:581–598.
- Zhao H, Shar AG, Li S, Chen Y, Shi J, Zhang X, Tian X. 2018. Effect of straw return mode on soil aggregation and aggregate carbon content in an annual maize-wheat double cropping system. *Soil and Tillage Research* **175**:178–186.
- Zhao L, Cao X, Mašek O, Zimmerman A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials* **256–257**:1–9.
- Zhao Y, Wang X, Yao G, Lin Z, Xu L, Jiang Y, Jin Z, Shan S, Ping L. 2022. Advances in the effects of biochar on microbial ecological function in soil and crop quality. *Sustainability* **14**:10-11.
- Zheng H, Wang Z, Deng X, Zhao J, Luo Y, Novak J, Herbert S, Xing B. 2013. Characteristics and nutrient values of biochars produced from giant reed at different temperatures. *Bioresource Technology* **130**:463–471.
- Zhu Q, Peng X, Huang T. 2015. Contrasted effects of biochar on maize growth and N use efficiency depending on soil conditions. *International Agrophysics* **29**:257–266.

