

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



Vliv biocharu na dostupnost základních živin v půdě

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Tatyana Derevyankina

Obor studia: Rozvoj venkovského prostoru

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

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv biocharu na dostupnost základních živin v půdě" 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 17.07.2020.

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí své diplomové práce paní prof. Ing. Jiríně Szákové, CSc., za její vstřícnost, trpělivost, cenné rady a čas, který mi během práce věnovala. Také bych ráda poděkovala Ing. Janě Najmanové, Ing. Filipu Merclovi, Ph.D., a Ing. Solomonu Hailegnaw Nigussovi za jejich pomoc v laboratoři. Také děkuji svému příteli Kirillu Savenko za jeho pomoc s překladem vědeckých článků. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat své rodině za její podporu v rámci celého studia.

Vliv biocharu na dostupnost základních živin v půdě

Souhrn

V této diplomové práci byl proveden laboratorní inkubační pokus, kde byl vyroben a testován biochar ze zbytků ze zpracování drůbežního masa (kosti, šlachy, chrupavky a zbytky svaloviny) aplikovaný do půdy v různém procentickém podílu (2 % a 5 % hm.) a produkovaný za dvou odlišných teplot pyrolýzy (300 °C a 500 °C). Hotový biochar byl rozdrcen, zhomogenizován a aplikován do dvou půd s odlišnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi. Půda ošetřená biocharem byla inkubována v plastových nádobách a každá nádoba byla pravidelně zavlažována každý týden. Inkubované vzorky kontrolní i biocharem ošetřené půdy byly odebrány 3. den, 15. den, 30. den a 6 měsíců od zahájení inkubace.

Ve vzorcích byly stanovené obsahy Ca, K, Mg, P, S, Zn po extrakci metodou Mehlich III s následným stanovením obsahu těchto živin spektrometricky a bylo změřené pH za použití digitálního pH metru. Obsahy NH_4 a NO_3 byly stanoveny fluorometricky s využitím multifunkčního modulárního analyzátoru. Pro hodnocení významnosti rozdílů mezi pokusnými variantami byla použita jednoduchá analýza rozptylu (ANOVA) s vícenásobným porovnáváním v softwaru Statistica 12. Byly hodnoceny rozdíly mezi jednotlivými variantami pokusu a kontrolou v rámci jednotlivých termínů odběru vzorků v průběhu inkubace a změny jednotlivých pokusných variant průběhu inkubace.

Ve výsledcích jsou vloženy tabulky a grafy, z nichž plyne, že aplikace biocharu vedla ke zvýšení mobilních obsahů sledovaných živin jako Ca, P, K, Mg, S a Zn, přičemž mobilní podíly těchto prvků v půdě rostly nejen se zvyšující se dávkou, ale také se zvyšující se teplotou pyrolýzy. Také bylo ale zjištěno, že biochar neměl jednoznačný vliv na průběh chování NH_4 a NO_3 , přestože obsah dusíku v tomto typu biocharu je vyšší než u biocharů z rostlinné biomasy a také byl vyšší než je obsah tohoto prvku v použitých půdách.

V testovaném biocharu byly obsahy P srovnatelné s vyššími hodnotami u rostlinných materiálů a v inkubačním pokusu se ukázalo, že P se po aplikaci do půdy snadno uvolňuje. V důsledku toho bylo odhaleno, že živočišný biochar je stejně dobrý a v mnoha případech lepší zdroj P než rostlinný biochar. Hodnota pH ošetřené půdy se v průběhu pokusu převážně zvyšovala se zvyšující se teplotou pyrolýzy, pravděpodobně v důsledku zvýšení obsahu popele a kyslíkatých funkčních skupin v průběhu pyrolýzy, přičemž podle očekávání byl tento účinek výraznější v kyselé půdě.

Lze shrnout, že biochar připravený z jatečných odpadů může být dobrým zdrojem P, Ca, K, Mg, S a Zn. Bylo potvrzeno, že biochar na bázi živočišných odpadů je srovnatelným (a v případě fosforu lepším) zdrojem základních živin v půdě, než je tomu u biocharu připraveného z rostlinné biomasy.

Klíčová slova: biochar, půdní aditivum, jateční odpad, pyrolýza, dusík, fosfor, Mehlich.

The effect of biochar on the main nutrients accessibility in soils

Summary

In this master thesis, a laboratory incubation experiment was performed, where biochar was produced and tested from residues from poultry meat processing (bones, tendons, cartilage and muscle residues) applied to the soil in different percentages (2 % and 5 % by weight) and produced at two different pyrolysis temperatures (300 °C and 500 °C). The finished biochar was crushed, homogenized and applied to two soils with different physicochemical properties. The biochar treated soil was incubated in plastic containers and each container was irrigated regularly every week. Incubated samples of control and biochar treated soil were taken on day 3, day 15, day 30 and 6 months from the start of incubation.

The contents of Ca, K, Mg, P, S, Zn in the samples were determined after extraction by the Mehlich III method followed by the determination of the content of these nutrients spectrometrically and the pH was measured using a digital pH meter. NH₄ and NO₃ contents were determined fluorometrically using a multifunctional modular analyzer. A simple analysis of variance (ANOVA) with multiple comparisons in Statistica 12 software was used to evaluate the significance of the differences between the experimental variants.

The results include tables and graphs, which show that the application of biochar led to an increase in mobile contents of monitored nutrients such as Ca, P, K, Mg, S and Zn, while the mobile proportions of these elements in the soil increased not only with increasing dose, but also with increasing pyrolysis temperature. However, it was also found that the biochar did not have a clear effect on the behavior of NH₄ and NO₃, although the nitrogen content in this type of biochar is higher than in biochar from plant biomass and was also higher than the content of this element in used soils.

In the tested biochar, the P contents were comparable to higher values in plant materials, and in an incubation experiment it was shown that P is easily released after application to the soil. As a result, it has been revealed that animal biochar is as good and in many cases a better source of P than plant biochar. The pH of the treated soil increased predominantly with increasing pyrolysis temperature during the experiment, probably due to an increase in the ash and oxygen function content during pyrolysis, and this effect was expected to be more pronounced in acidic soil.

In summary, biochar prepared from slaughterhouse waste can be a good source of P, Ca, K, Mg, S and Zn. It has been confirmed that biochar based on animal waste is a comparable (and in the case of phosphorus better) source of basic nutrients in the soil than in the case of biochar prepared from plant biomass.

Keywords: biochar, soil additive, slaughterhouse waste, pyrolysis, nitrogen, phosphorus, Mehlich.

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce a vědecká hypotéza	2
3 Literární přehled	3
3.1 Biochar.....	3
3.1.1 Pyrolýza.....	4
3.1.2 Chemické složení biomasy	4
3.1.2.1 Chemické složení rostlinné biomasy.....	4
3.1.2.2 Chemické složení živočišné biomasy.....	5
3.2 Využití biocharu	6
3.2.1 Zemědělství.....	6
3.2.2 Druhotné využití odpadů	6
3.2.3 Klima.....	7
3.2.4 Politické souvislosti	7
3.3 Vlastnosti biocharu	8
3.3.1 Biochar jako zdroj živin	9
3.3.2 Faktory ovlivňující obsah živin a jejich dostupnost v biocharu	9
3.4 Půda	10
3.4.1 Funkce půdy.....	11
3.4.2 Degradace půdy	11
3.4.3 Účinky biocharu na fyzikální, chemické a hydrologické vlastnosti půdy.11	
3.4.3.1 Objemová hmotnost půdy.....	12
3.4.3.2 Pórovitost půdy	13
3.4.3.3 Stabilita půdních agregátů	13
3.4.3.4 Odpuzování vody.....	14
3.4.3.5 Retenční kapacita půdy	14
3.4.3.6 Adsorpce a uvolňování živin z biocharu.	14
3.5 Půdní organismy.....	16
3.5.1 Vliv biocharu na půdní mikroorganismy.....	17
3.5.2 Vliv biocharu na počet mikroorganismů	17
3.5.3 Vliv na mikrobiální aktivitu	18

3.5.4	Negativní vliv	18
4	Materiál a metody	19
4.1	Biochar.....	19
4.2	Laboratorní inkubační pokus	20
4.3	Analytické metody	22
4.3.1	Stanovení pH	22
4.3.2	Stanovení obsahu celkových a dostupných živin.....	23
4.4	Statistická analýza dat	24
5	Výsledky	25
5.1	Hodnota pH	25
5.2	Obsah dostupných živin stanovených metodou Mehlich III.....	28
5.3	Změna dostupného obsahu N v půdě.....	43
5.4	Statistické srovnání změn obsahů sledovaných prvků v průběhu pokusu	48
6	Diskuze	55
7	Závěr	59
8	Použitá literatura	60

1 Úvod

Biochar je materiál s vysokým obsahem uhlíku, který vzniká pyrolýzou dřevní biomasy či jiných organických zbytků (Lehmann & Joseph 2009). Přestože tento materiál je zejména v posledním desetiletí intenzivně studován, tato studia stále přinášejí často více otázek než odpovědí. Dostupná literatura prezentuje často nejednoznačné či někdy zcela rozporuplné údaje v souvislosti s vlastnostmi biocharu jako takového i v případě interakce tohoto materiálu s půdou.

Fyzikální a chemické vlastnosti biocharu jsou velmi závislé na teplotě pyrolýzy a typu použité suroviny. Výchozí surovinou může být celá řada běžných surovin včetně organických odpadů, štěpky, zbytků rostlin a drůbežího hnoje. Zatímco biochary připravené pyrolýzou rostlinné biomasy (dřevin i bylin) byly již popsány poměrně detailně, mnohem menší pozornost byla zatím věnována biocharu na základě materiálu živočišného původu, jako je například jatečný odpad. Aplikace biocharu vyrobeného na bázi tohoto materiálu do půdy může ale být jednou z efektivních metod druhotného využití tohoto materiálu. Elementární složení biocharů obecně zahrnuje uhlík, dusík a jiné živiny jako např.: K, Ca, P, Na a Mg (Joseph et al. 2010; Sohi et al. 2010; Bruun et al. 2011; Zhang et al. 2015). Mezi biochary, které se vyznačují vysokým obsahem živin, jsou uváděny například biochar vyrobené z čistírenských kalů, ale také ty, které jsou vyrobeny ze živočišných materiálů. Zatímco čistírenský kal může obsahovat některé nežádoucí látky, jako např. rizikové prvky, jatečné odpady riziko těchto látek nepředstavují.

Biochar v zemědělství často aplikují na půdu ke zlepšení vlastností a úrodnosti půdy (Novak et al. 2009; The Climate Trust 2010; Major et al. 2010b; Verma et al. 2014; Mukherjee et al. 2014; Baiamonte et al. 2015). V současné době do velmi diskutovaných témat zemědělského výzkumu patří zmírňování změny klimatu pomocí biocharu a vliv biocharu na fyzikální, chemické či biologické půdní vlastnosti. Mnoho studií naznačilo, že biochar by mohl zvýšit pórovitost půdy, objemovou hmotnost, zlepšit strukturu půdy, zvýšit příjem živin a zadržování vody v půdě. Ukazuje se, že biochary vyrobené z rostlinné biomasy, představují zejména materiál vhodný ke zlepšení půdní struktury, zatímco u materiálů bohatých na živiny můžeme uvažovat o jejich využití jako alternativního hnojiva. Takovými materiály mohou být například již zmíněné čistírenské kaly, ale i jatečné odpady.

2 Cíl práce a vědecká hypotéza

Cílem této práce je:

- optimalizace podmínek pyrolýzy odpadů z drůbežích jatek tak, aby byl získán biochar vhodný pro aplikaci do půdy
- ověření schopnosti tohoto biocharu sloužit jako zdroj základních živin v půdě.

Hypotéza: biochar na bázi živočišných odpadů je srovnatelným (a v případě fosforu lepším) zdrojem základních živin v půdě, jako je tomu u biocharu připraveného z rostlinné biomasy.

3 Literární přehled

3.1 Biochar

Biochar neboli biouhel je obvyklý název pro materiál s vysokým obsahem uhlíku, který získáváme tepelným rozkladem dřevní biomasy nebo jiných organických zbytků při teplotě do 700 °C bez přístupu kyslíku, tedy pyrolýzou (Lehmann & Joseph 2009).

Proces výroby biocharu v podstatě kopíruje výrobu dřevěného uhlí. Biochar, na rozdíl od uhlí, se ale nepoužívá jako palivo, ale používáme ho jako doplněk na půdu ke zlepšení její kvality. Přírozenou analogii biocharu je „černý uhel“, který se nahromadil v půdách Terra Preta de Indio v Brazílii v důsledku dlouhodobého a pravidelného spalování zdejších porostů (Schmidt et al. 1999; Lehmann et al. 2003; Lehmann & Joseph 2009; Novotny et al. 2009). Hromadění biouhlu v půdách Terra Preta je příčinou trvalé úrodnosti Amazonského černozemí. Zvýšený zájem o aplikaci biocharu v zemědělství tedy vychází z poznání tohoto jevu (Lehmann & Joseph 2009).

V současné době vede používání biocharu v zemědělství mimo jiné ke zvýšení sekvestrace uhlíku z atmosféry a také ke snížení množství emisí skleníkových plynů z půdy (IBI 2014).

Dle IBI (2014) tedy biochar může:

- čelit globálnímu oteplování,
- udržovat uhlík v půdě a přispívat k její úrodnosti,
- snižovat objem zemědělského odpadu,
- produkovat čistou a obnovitelnou energii.

Vliv biocharu na produkci emisí skleníkových plynů z půdy záleží na dávce, kterou aplikujeme, ale také na vlastnostech půdy. Např. bylo zjištěno, že použití biocharu v dávkách 5–10 t/ha na hrubozrnných půdách vedlo ke snížení emisí CO₂, ale při použití dávky vyšší než 10 t/ha došlo ke zvýšení těchto emisí (Dempster et al. 2011; Wang et al. 2011).

Biochar má jedinečné vlastnosti, díky kterým je odlišný od ostatních organických látek v životním prostředí. Kromě sekvestrace uhlíku biochar zlepšuje biologické, fyzikální a také fyzikálně-chemické vlastnosti půdy (Major et al. 2010a). Zásadní složkou biocharu je uhlík, jenž váže živiny a důležité látky, jako např. fosfor, dusík, draslík atd., které se pak z půdy nevyplavují. Biochar má také retenční schopnost, což znamená, že je schopen zadržovat vodu v půdě (Nanda et al. 2016). Na základě poznatků z posledních pěti let lze soudit, že biochar je stabilnější než jakékoli jiné půdní aditivum, a že také přispívá ke zvýšení dostupnosti živin v půdě více než běžná hnojiva (Lehmann & Joseph 2009). Řada studií také prokázala, že biochar může ovlivnit mikrobiologické vlastnosti půdy a stimulovat aktivitu půdních mikroorganismů (IBI 2014).

Vlastnosti biocharu jsou ovlivněny surovinou použitou pro jeho výrobu, např. velikostí částic biomasy, typem biomasy a její předúpravou. Vlastnosti biocharu také ovlivňují podmínky pyrolýzy, kam patří průtok inertního plynu, délka pyrolýzy a teplota (Lu et al. 2009).

3.1.1 Pyrolýza

Podstatou pyrolýzy je ohřev materiálu nad mez termické stability přítomných organických sloučenin, což vede k jejich štěpení až na stálé nízkomolekulární produkty (olej a plyn) a tuhý zbytek. Jedná se o fyzikálně-chemický děj, který probíhá za sníženého přístupu kyslíku (Břendová et al. 2015). Pyrolýza je technicky využívána více než 80 let. Základním úkolem technologií na zpracování odpadní biomasy, jako čistírenských kalů a komunálního odpadu, je využití energie obsažené v této surovině k výrobě tepla a elektrické energie.

Množství pyrolýzních produktů a jejich vlastnosti závisí na podmínkách pyrolýzy, jako je např. tlak inertního plynu, teplota, rychlost ohřevu, konstrukce reaktoru. V průběhu pyrolýzy dochází k izomeraci, hydrogenaci, cyklizaci, štěpení vysokomolekulárních látek, polymeraci nízkomolekulárních látek, kondenzaci a polykondenzaci. Se stoupající dobou zdržení produktů v reakčním prostoru klesá výtěžek kapalných produktů kvůli probíhajícím sekundárním reakcím, mezi které patří kondenzace, termické krakování a polymerizace (Carrier et al. 2011; Chen & He 2011).

Pyrolýzu lze rozdělit na dva základní typy dle finální teploty procesu a rychlosti ohřevu, a to pomalou a rychlou. Při pomalé pyrolýze stoupá teplota zvolna a dosahuje maximálně 800 °C; výsledkem pak je 30 % hm. pyrolýzního plynu, 35 % hm. biouhlu a 30 % hm. pyrolytického oleje. Při rychlé pyrolýze je finální teplota až 1200 °C, typický je rychlý teplotní nárůst, krátká doba zdržení v reaktoru, při níž vzniká vyšší podíl pyrolytického oleje (60–75 % hm.), 15–25 % hm. biouhlu a 10–20 % hm. pyrolýzního plynu (Mohan et al. 2006).

Vstupní materiál, finální teplota procesu a zvolené podmínky pyrolýzy mají silný vliv na fyzikální a chemické vlastnosti vzniklých produktů. Obecně se biochar skládá z aromatických sloučenin, které charakterizují 6 atomů uhlíku a jejichž obsah z 90 % tvoří uhlík. Pro zpomalení rozkladu biocharu v půdě se využívá aromatické uspořádání struktury biocharu, jelikož takto složité sloučeniny jsou schopny mikroorganismy využívat pouze s komplikacemi. Poměry kyslíku, uhlíku a vodíku v půdě jsou osvědčeným měřítkem, které udává rozsah pyrolýzy daného materiálu a tendence biocharu na oxidativní změny. Životnost biocharu se posuzuje poměrem kyslíku a uhlíku (0,008), který je obsažen v biocharu až na 51000 let. Poměry kyslíku, uhlíku a vodíku v půdě jsou osvědčeným měřítkem, které udává rozsah pyrolýzy daného materiálu a tendence biocharu na oxidativní změny (Rosa et al. 2008; Spokas 2010).

3.1.2 Chemické složení biomasy

3.1.2.1 Chemické složení rostlinné biomasy

Existuje velké množství surovin, které lze využít pro výrobu biocharu: od dřevní biomasy a biomasy ze zemědělství (kůra, sláma, slupky, piliny, semena, zvířecí podestýlka, ořechové skořápky atd.) až k průmyslovým nebo komunálním odpadům (Novotny et al. 2015). Pro výrobu biocharu se nejčastěji používá biomasa rostlinného původu. Rostlinná biomasa je definována jako výsledný fotosyntetický produkt z vody, CO₂ a sluneční energie, zatímco zvířecí biomasa je výsledným produktem z rostlinné biomasy spotřebované zvířaty, tedy nejčastěji chlévský hnůj. Zhruba 90 % biomasy se skládá z kyslíku a uhlíku, z čehož 40 % představuje kyslík a 50 % uhlík. Mezi další důležité prvky, které jsou obsažené v biomase, patří

vodík (5 %), dusík (1 %) a stopové prvky, jako je např. síra a chlor (Novotny et al. 2015). Z hlediska obsažených sloučenin je rostlinná biomasa složena zejména z celulózy, hemicelulózy a ligninu. Dalšími složkami biomasy jsou minerály, proteiny, škrob, nukleové kyseliny, oleje a pryskyřice (Zhang 2010; Sullivan & Ball 2012). Celulóza obsažená v biomase je velmi stabilním polysacharidem. Množství celulózy v celkovém obsahu biomasy se pohybuje mezi 40 a 60 %. Hemicelulózy jsou méně stabilní v porovnání s celulózou a jejich obsah představuje 20 až 40 % z celkové hmoty biomasy (Zhang et al. 2010a).

Lignin je strukturálně složitější biopolymer než polysacharidy a je taktéž odolnější proti tepelnému rozkladu. Představuje cca 18 až 40 % rostlinné biomasy (Tuomela et al. 2000; Amen-Chen et al. 2001). Lignin je odvozen ze tří aromatických látek: p-kumarylalkohol, koniferolalkohol a sinapylalkohol. Podíl těchto látek v makromolekulární struktuře závisí na druhu rostliny, a dokonce na konkrétní části rostliny (Thevenot et al. 2010). Z toho plyne, že různé druhy rostlin produkují své specifické typy ligninu (Mohan et al. 2006).

Pro výrobu biocharu je tedy důležité znát chemické složení biomasy. Z biomasy s větším množstvím ligninu lze získat kvalitnější biochar ve větším množství (Lee et al. 2013; Novotny et al. 2015).

3.1.2.2 Chemické složení živočišné biomasy

Dalším slibným způsobem přípravy biocharu je využití jatečních odpadů. Až donedávna byly zbytkové suroviny masné výroby využívány jako vysoce bílkovinné složky krmiva pro zvířata. V důsledku krize v souvislosti s výskytem bovinní spongiformní encefalopatie (BSE) v evropském masném průmyslu je však nyní používání tohoto živočišného odpadu přísně kontrolováno. Hlavními možnostmi likvidace této suroviny jsou spalování a pyrolýza, které produkují obrovské množství popela a pevných látek, jejichž další zhodnocování je hlavním problémem. Průmyslové deriváty masa a kostní moučky vynikají vysokým obsahem vápníku a fosforu (až 47 %), a proto se kostní moučka může využívat nejen jako energetická surovina, ($\sim 17\,000\text{ kJ kg}^{-1}$), ale i pro výrobu hnojiv. EU produkuje ročně asi 3 miliony tun zbytků masa a kostní moučky, které obsahují asi 5 % P, většinou jako fosforečnan vápenatý. Avšak vzhledem ke své chemické povaze je P ve zbytcích masa a kostní moučky klasifikován jako málo rozpustný. Výsledky ukazují, že popílky po spalování zbytků masa a kostní moučky obsahují sloučeniny bohaté na vápník (30,7 %) a fosfor (56,3 %), zejména směs $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ a $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Ukazuje se, že rozpustnost těchto sloučenin v půdě závisí na půdní reakci, kdy zejména v kyselých půdách jsou fosfáty živočišného původu postupně přeměňovány na rozpustnější formy (Ylivainio et al. 2008).

Ukázalo se také, že přidavek popela ze spalování kostní moučky do půdy kontaminované rizikovými prvky (Hodson et al. 2000) může vést k imobilizaci těchto prvků v půdě. Podobně se tento popel osvědčil při čištění odpadních vod kontaminovaných prvky (Deydier et al. 2003). Využití popílku a biocharu z kostní moučky jako hnojiva může být jedním z nových a účinných zdrojů fosfátů. Jednou z nejpodstatnějších výhod tepelně zpracovaných kostí je nízký obsah rizikových prvků. Zatímco přírodní fosfáty mohou obsahovat olovo, kadmium, měď, arsen a další rizikové prvky, v popílku a biocharu z živočišného materiálu tyto prvky ve zvýšených koncentracích obsaženy nejsou a riziko kontaminace půdy tak nehrozí (Deydier et al. 2005; Vassilev et al. 2013).

3.2 Využití biocharu

3.2.1 Zemědělství

Biochar se často používá jako aditivum, které zlepšuje vlastnosti půdy a její úrodnost. Zvyšuje příjem živin, zvětšuje vodní kapacitu půdy, porozitu a objemovou hmotnost (Novak et al. 2009; Major et al. 2010b; The Climate Trust 2010; Mukherjee et al. 2014).

Provedené analýzy v půdě ošetřené biocharem potvrzují zhruba 10% kladný vliv na růst rostlin a výnos plodin při použití odlišných druhů biocharu (Jeffery et al. 2011; Kammann et al. 2012; Biederman & Harpole 2013; Liu et al. 2013; Tang et al. 2013).

Pozitivní vliv biocharu na úrodnost půdy lze rozdělit do čtyř oblastí:

- je zdrojem dostupných živin,
- používá se jako rezervoár živin, který má schopnost živiny pomalu uvolňovat,
- zlepšuje chemické a fyzikální vlastnosti půdy, které pak zvyšují dostupnost i obsah živin a současně zamezují jejich ztrátě vyplavováním,
- má kladný vliv na půdní mikroorganismy, jejichž činnost také zvyšuje dostupnost živin a rovněž poskytuje vhodné prostředí a úkryt pro jejich růst a vývoj (Yang et al. 2016).

Je ale nutno konstatovat, že dopad biocharu na dynamiku živin v závislosti na vlastnostech půdy a biocharu není ještě dostatečně poznán (Kookana et al. 2011). Bylo například zjištěno, že účinky biocharu na úrodnost půdy jsou odlišné dle pěstovaných plodin. Nebylo ale zatím jednoznačně stanoveno, po jak dlouhé době biochar přestává působit na půdu a zda jsou jeho kladné účinky způsobeny dodáním živin, zvýšením vodní kapacity půdy nebo kombinací všech faktorů (Jeffery et al. 2011). Biochar také nelze používat jako průmyslové hnojivo, které je obvykle aplikováno na pole každoročně (Maguire & Agblevor 2010).

Biochar lze dále použít k adsorpci organických a anorganických znečišťujících látek, rizikových prvků a reziduí pesticidů v půdě (Uchimiya et al. 2011; Cabrera et al. 2014; Xie et al. 2015). Imobilizací rizikových látek na biochar by se pak snížilo riziko rozšíření kontaminace vodní erozí nebo průsakem, což je prospěšné z hlediska životního prostředí (Kookana et al. 2011; Tang et al. 2013). Aplikace biocharu může ale vést k problémům, pokud je pesticid aplikován do půdy záměrně, protože interakce biocharu s pesticidem může vést ke snížení účinnosti aplikovaného pesticidu (Spokas et al. 2009; Wang et al. 2009).

3.2.2 Druhotné využití odpadů

Pyrolýza by pravděpodobně mohla vyřešit problémy s nakládáním odpadů. V mnoha zemích jsou předpisy, které omezují hnojení fosforem, proto producenti prasat mají povinnost sami zpracovat přebytky hnoje. Potom může být separace pevného podílu hnoje a následná valorizace této frakce pyrolýzou udržitelnou metodou nakládání s odpady (Verma et al. 2012). Biochar ze zbytkových a odpadních zdrojů lze uplatnit v několika odvětvích: bioenergie (spalování a zplyňování), chemická výroba (katalýza), výroba specifických biomateriálů

(aktivované uhlí a adsorbenty), a též farmacie (adsorpce léků a toxických látek) (Nanda et al. 2016).

3.2.3 Klima

Od roku 2014 globální emise skleníkových plynů stouply na bezprecedentní úroveň i přes různá opatření zaměřená na snížení míry změny klimatu. Hodnoty emisí skleníkových plynů z roku 2010 je třeba snížit do poloviny století o 40–70 %, aby došlo k účinnému omezení nárůstu průměrné globální teploty (IPCC 2014). Využití biocharu jako jedné z možností zmírňování změny klimatu je diskutováno od roku 2005 (Verma et al. 2014). Uhlík, který je obsažen v biocharu, je velmi stabilní, ale není zcela inertní. Z toho důvodu se může uhlík pomalu rozkládat biotickými a abiotickými procesy (Enders et al. 2012). Každý biochar může být jinak stabilní z důvodu odlišných vlastností. Tuto stabilitu také ovlivňují podmínky prostředí a typ půdy (Brassard et al. 2016).

Na vzniku emisí N_2O se významně podílí procesy spadající do koloběhu dusíku. Tyto procesy jsou výrazně ovlivněny aktivitou mikroorganismů. Patří sem denitrifikace, nitrifikace a amonifikace dusičnanů (Baggs 2011; Verhoeven et al. 2014). Biochar má vliv na nitrifikaci a adsorpci amoniakálního dusíku, proto ovlivňuje koloběh dusíku v půdním systému. Čím vyšší je kationová výměnná kapacita, tím je vyšší zásoba amoniakálního a snižuje se vyplavování nitrátů (Clough & Condron 2010).

Pyrolýza přeměňuje sloučeniny uhlíku na stabilní formy, které mohou být odolné vůči rozkladu. Když je biochar aplikován na půdu, může uhlík přetrvávat v půdě delší dobu, což dle některých studií může trvat déle než 1000 let (Haefele et al. 2011; Singh et al. 2012; Kuzyakov et al. 2014). Možným řešením ke snížení globálního dopadu zemědělství na změnu klimatu je tedy možnost sekvestrace uhlíku přeměnou odpadní biomasy na biochar (Wang et al. 2013). Woolf et al. (2010) uvedli, že biochar a jeho aplikace na půdu přispívají ke snížení současných antropogenních emisí CO_2 až o 12 %. Pro sekvestraci uhlíku musí být biochar vyráběn z materiálů, které by se jinak rozložily bez dalšího účelu (např. mrtvá biomasa, zbytky plodin, komunální odpad) a které nejsou konkurenty produkce potravin (jako jsou např. energetické plodiny, které jsou pěstované na zemědělské půdě). Kromě toho biochar určený pro sekvestraci uhlíku musí být vyráběn ve výkonných reaktorech produkujících velmi málo nebo žádné skleníkové plyny (Brewer & Brown 2012).

Jako příklad lze uvést, že v roce 2012 bylo zemědělství v provincii Quebec (Kanada) odpovědné za 8,3 % celkových emisí skleníkových plynů. Z toho 3,0 % pocházela z fermentace biomasy v bacheru přežvýkavců, 1,5 % z hospodaření s hnojem a 3,8 % pocházela z hospodaření s půdou (MDDELCC 2015). Aplikace biocharu do půdy může vést ke snížení emisí CO_2 , metanu (CH_4) a dalších skleníkových plynů ze zemědělské půdy (Guj et al. 2013; Cayuela et al. 2014). Kromě toho biochar může snižovat nepřímé emise skleníkových plynů a také umožnit snížení aplikovaných dávek minerálních hnojiv (Zhang et al. 2010).

3.2.4 Politické souvislosti

Každý typ biocharu je jedinečný a má odlišné fyzikální a chemické vlastnosti. Také se liší procesem pyrolýzy a použitou surovinou. Některé druhy biocharu mohou mít nepříznivý vliv

na životní prostředí, proto byla v různých zemích zavedena opatření pro kontrolu používání biopaliv v zemědělství. V některých zemích se může biochar považovat za nebezpečný odpad a také může být zakázáno jeho používání v zemědělství. Například pro aplikaci biocharu v Kanadě na zemědělskou půdu, je nezbytné získat zvláštní povolení od Kanadské inspekce potravin. Povolení je uděleno na základě výsledků analýzy, která prokazuje že biochar je bezpečnou surovinou pro životní prostředí. Mezinárodní iniciativa pro biochar (IBI) zahájila v roce 2013 certifikační program pro biochar. Výrobci mají možnost certifikace jejich biocharu, čímž získají potvrzení, že jejich produkt splňuje standardy kvality a je bezpečný. To může zákonodárcům pomoci upravit předpisy tak, aby byla možnost tyto certifikované biochary aplikovat. Je ale třeba provést dlouhodobé experimenty, které pomohou poznat případné negativní vedlejší účinky po aplikaci biocharu na půdu (Brassard et al. 2016).

3.3 Vlastnosti biocharu

Obsah uhlíku v biocharu se pohybuje v rozmezí mezi 40 % a 90 % (Novak et al. 2009; Uchimiya et al. 2011). Převládající část uhlíku je v půdě velmi odolná, ale zbývající část uhlíku je snadno rozložitelná a ovlivňuje poměr C:N (Novotny et al. 2009).

Důvodem stability je zejména fakt, že je uhlík v biocharu vázán zejména ve stabilních aromatických formách (Lehmann et al. 2007). Biochar vyráběný za nižších teplot (200–400 °C) je méně odolný proti rozkladu, naopak biochar vyráběný za vyšších teplot (525–650 °C) je více odolný proti rozkladu (Harvey et al. 2012). Kromě uhlíku jsou v biocharu obsažené alkalické kovy K, Na, Li a kovy alkalických zemin Mg, Ba, Ca (Azargohar et al. 2013; Mohanty et al. 2013; Azargohar et al. 2014; Nanda et al. 2014). Dále jsou v biocharu přítomny stopové prvky jako např. Cu, Zn a Fe (Nanda et al. 2014). Obsah živin v biocharu je také ovlivněn podmínkami pyrolýzy. Zhruba při teplotě pyrolýzy 400 °C byla zaznamenána ztráta významného podílu dusíku, při 750 °C teploty pyrolýzy pak ztráta N těkáním může představovat až 50 % (Lang et al. 2005). Naopak koncentrace P, K, Ca a dalších makro i mikroživin stoupá, pokud pyrolýza probíhá při zvýšených teplotách (300–600 °C) (Zheng et al. 2013).

Je tedy zřejmé, že v biocharu jsou obsažené vysoké celkové koncentrace základních živin: Ca, K a P (Cha et al. 2016). Vysoké obsahy některých živin (K, N, P) můžeme najít v biocharu vyrobeném z čistírenských kalů nebo hnoje (Maguire & Agblevor 2010).

Celkový obsah živin v biocharu ale neodpovídá tomu podílu živin, který je dostupný pro rostliny a mikroorganismy (Spokas et al. 2012). Prvky jako K, Ca a P se uvolňují z biocharu zejména v kyselých půdách. Naopak dusík je nepřístupný rostlinám, protože je v biocharu velmi pevně vázán (Gaskin et al. 2008; Laird et al. 2010). Při aplikaci biocharu na půdu může dojít dokonce k poklesu přístupnosti dusíku v půdě, což se následně projeví sníženým výnosem plodin (Nelissen et al. 2004). Biochar s obsahem většího množství popelovin může snížit kyselou půdní reakci a zvýšit tak přístupnost esenciálních prvků jako např. Ca, K, P a Mg. Naopak takový biochar může snížit koncentrace Fe a Al v půdním roztoku, a tak snížit dostupnost těchto prvků rostlinám (Cui et al. 2011; Deenik et al. 2011; Deal et al. 2012).

Biochar má také potenciál k adsorbování (zadržování) živin na svém povrchu (Yang et al. 2016). Bylo dokonce zjištěno, že biochar může vykazovat vyšší sorpční schopnost než huminové kyseliny (Kleineidam et al. 1999). Za adsorpční kapacitu jsou zodpovědné

mikropóry (<2 nm) v biocharu, které mají větší specifický povrch. Makropóry (>50 nm) biocharu pak mají menší specifický povrch, ale podporují pohyb kořenů půdou, zvyšují retenci vody a zlepšují provzdušnění půdy. Makropóry také vytvářejí vhodné životní prostředí pro různé mikroorganismy (Lehmann & Joseph 2009). Díky sorpční schopnosti biocharu může tento materiál snižovat zasolení zemědělských půd a následně tak zmírňovat symptomy stresu rostlin, které rostou v zasolených půdách (Lashari et al. 2014).

Biochar může zvýšit vodní kapacitu půdy, a to zejména u půd, které obsahují vyšší podíl písku, protože zde je voda kritickým faktorem pro počáteční růst rostlin (Nanda et al. 2016).

Ukazuje se, že na písčitéch půdách byl potvrzen pozitivní účinek aplikace biocharu skoro u všech experimentů, ale u jílovitých půd byl prokázán především neutrální účinek (Novotny et al. 2015). Pokusy se prováděly převážně v pokusných nádobách, ale v analýze provedené v polních podmínkách během 5 let v Brazílii byl dokonce potvrzen pokles vodní kapacity v jílových půdách. Pokles vodní kapacity způsobila nízká objemová hmotnost biocharu a také rozpad půdních agregátů z důvodu začlenění biocharu do půdní matrice (Carvalho 2015; Novotny et al. 2015).

3.3.1 Biochar jako zdroj živin

Dostupné podíly N, K, P a dalších živin mohou sloužit jako hnojivo a mohou být asimilovány rostlinami a mikroorganismy. Čerstvě připravený biochar je schopen uvolňovat velká množství N (23–635 mg kg⁻¹) a P (46–1664 mg kg⁻¹) (Mukherjee & Zimmerman 2013; Zheng et al. 2013). Z toho vyplývá, že biochar má velký potenciál pro zajištění dostupnosti živin. Lin et al. (2012) uvádějí, že biochary vyrobené ze dřeva akácie modrolisté (*Acacia saligna*) při 380 °C a z pilin při 450 °C obsahovaly 16,2 a 17,7 % huminových a fulvokyselin. Biochar vyrobený z biomasy libory měnivé (*Lantana camara*) při 300 °C obsahoval dostupné živiny v následujících koncentracích: P (0,64 mg kg⁻¹), K (711 mg kg⁻¹), Na (1145 mg kg⁻¹), Ca (5880 mg kg⁻¹), a Mg (1010 mg kg⁻¹) (Masto et al. 2013). Přestože celkový obsah N, K a P v biocharu nemusí odrážet reálnou dostupnost těchto živin rostlinám (Spokas et al. 2012), volné N, P a K (např. amoniak (NH⁴⁺), dusičnan (NO³⁻), fosfát (PO₄³⁻) a (K⁺) mohou korelovat s množstvím celkového N, P a K v biocharu. Například Zheng et al. (2013) prokázali, že dostupnost K se významně zvyšuje s nárůstem celkového obsahu K. Mnoho současných studií posuzovalo dostupnost živin v biocharu pomocí krátkodobých experimentů s použitím kinetických modelů nebo sloupcových pokusů. Například Wu et al. (2011) uvedli, že 15–20 % Ca, 10–60 % P a asi 2 % N v biocharu z eukalyptu (*Eucalyptus* spp.) bylo snadno vyluhovat destilovanou vodou po 24 hodinách. Ale to bohužel není dostačující pro výpočet dlouhodobé dostupnosti živin u biocharů. V praxi lze při aplikaci biocharu použít obsahy N, P a K jako nepřímý ukazatel pro výběr vhodného biocharu pro použití (Wu et al. 2011).

3.3.2 Faktory ovlivňující obsah živin a jejich dostupnost v biocharu

Obsah živin v biocharu se lze odhadnout podle zdroje surovin a teploty pyrolýzy. Například obsah dostupného N (extrahovatelného vodou) v biocharech klesl z 39 na 8 mg kg⁻¹, pokud se teplota pyrolýzy zvýšila z 350 na 600 °C, což lze přisuzovat ztrátě celkového N a

heterocyklizaci N během pyrolýzy (Zheng et al. 2013). Naopak celkový obsah P v biocharu se v této studii významně zvýšil z 0,12 na 0,17 % se zvýšením teploty z 300 °C na 600 °C (Zheng et al. 2013), což bylo způsobeno úbytkem uhlíku a následným zakoncentrováním stabilního P v biocharu během pyrolýzy (Page et al. 1982). Dostupný podíl P v biocharu produkovaném při nižší teplotě byl však mnohem vyšší než u vysokoteplotních biocharů, protože při vyšší teplotě se P zabudovává do nerozpustných sloučenin. Podobně jako P se zvýšil celkový obsah K z 3,7 % při 300 °C na 5,02 % při 600 °C, přičemž se zvyšující se teplotou pyrolýzy se zvyšoval i dostupný podíl K (rozpustný ve vodě) z 37 % při 300 °C na 47 % při 600 °C (Zheng et al. 2013).

Je zřejmé, že biochary vyrobené z odlišných surovin mají různá složení obsahu živin. Například biochar z prasečího hnoje vyrobený při 400 °C obsahoval vysoké koncentrace N (3,2 %) a P (6,1 %) (Tsai et al. 2012), zatímco biochar připravený z biomasy trsti rákosovité (*Arundo donax*) vyrobený při 400 °C obsahoval malé množství N (0,69 %) a P (0,13 %) (Zheng et al. 2013). Také například obsah popelu v biocharu vyrobeném při 350 °C z drůbeží podestýlky (30,7 %) byl mnohem vyšší než obsah popelu vyrobeného ze štěpky z borovice (1,5 %) při 350 °C (Spokas et al. 2011; Cantrell et al. 2012). Jedním z důležitých faktorů ovlivňujících dostupnost živin v biocharu je pH půdy (Silber et al. 2010). Uvolňování PO_4^{3-} a NH_4^+ je významně závislé na pH, zatímco uvolňování K^+ a NO_3^- nikoli (Zheng et al. 2013). Podobným způsobem by probíhalo uvolňování Ca a Mg z biocharu vyrobeného z kukuřičné slámy. Byla zjištěna závislost na pH a uvolňované množství těchto prvků se zvyšovalo, pokud se pH půdy snížilo z 8,9 na 4,5 (Silber et al. 2010).

Je třeba také vzít v úvahu vliv doby aplikace na uvolňování živin z biocharů. Zheng et al. (2013) sledovali změny mobility NH_4^+ , PO_4^{3-} a K^+ v závislosti na čase. Bylo zjištěno, že k uvolňování NH_4^+ z biocharu vyrobeného z trsti rákosovité při 300–600 °C došlo především během 120 hodin, což naznačuje, že tento biochar obsahuje NH_4^+ s pomalým uvolňováním. Naproti tomu k uvolňování PO_4^{3-} a K^+ došlo již v průběhu 24 h. Lze tedy shrnout, že relativně nízká teplota pyrolýzy a pH mohou zvýšit dostupnost N a P, zatímco vyšší teplota pyrolýzy může zvýšit dostupnost K (Ding et al. 2016).

3.4 Půda

Půda je nezávislým přírodním útvarům, který patří do abiotického systému geosféry. Půda vznikla z organických zbytků a také z povrchových zvětralin zemské kůry (Fazekašová & Fazekaš 2014; Mendelova univerzita v Brně n.d.). Složení a stavba půdy je následkem působení klimatu, mikroorganismů, podzemních vod a půdotvorných faktorů (Mendelova univerzita v Brně n.d.). Půda je stále se vyvíjecím dynamickým živým systémem a také je životním prostředím pro půdní organismy (Ministerstvo životního prostředí 2017). V půdě probíhají důležité procesy, mezi které patří přeměny látek a energie. Kromě toho má půda schopnost se vyrovnávat se změnami vnějších faktorů (Fazekašová & Fazekaš 2014).

3.4.1 Funkce půdy

Půda je nezbytnou částí životního prostředí, která má mnoho funkcí: environmentální (ekologické), kulturní a užitkové (produkční) (Ministerstvo zemědělství 2015).

Kulturní funkcí se myslí skutečnost, že se půda používá také jako prostor pro aktivitu lidí (sport, rekreace apod.) (Ministerstvo zemědělství 2015).

Užitkové funkce souvisí s faktem, že je půda základní výrobní prostředek, který se používá v zemědělství a lesnictví jako plocha pro růst rostlin (Plant and Soil Sciences eLibrary 2017). Také sem patří funkce hospodářská. To znamená, že půda poskytuje prostor sloužící k výstavbě budov apod. (Ministerstvo zemědělství 2015; Plant and Soil Sciences eLibrary 2017).

Environmentální funkce zahrnují funkce asanační, transformační, filtrační, retenční, pufrální, transportní a akumulační. Půda je prostředím pro půdní organismy a také genovou rezervou (Ministerstvo zemědělství 2015; Plant and Soil Sciences eLibrary 2017).

Veškeré funkce půdy jsou navzájem těsně spjaté. Půda je důležitou součástí životního prostředí, ale je také velmi zranitelná. Proto dochází poměrně často k degradaci půdy (Ministerstvo zemědělství 2015).

3.4.2 Degradace půdy

Degradace půdy patří mezi nejzávažnější problémy současného světa. Napomáhá tomu i fakt, že se lidé často domnívají, že je půda schopna bez následků vydržet narušení způsobené lidskou činností (Whalen & Sampedro 2010). Proces degradace probíhá pomalu, přesto je svými důsledky schopen vést k omezení a dokonce i úplnému zničení vzácných produkčních a mimoprodukčních funkcí půdy (Ministerstvo zemědělství 2015).

Degradaci způsobuje především lidská činnost, zejména industrializace. Hlavními projevy degradace je salinizace, acidifikace, vodní i větrná eroze půdy, ztráty půdní organické hmoty, zhutnění, znečištění organickými a anorganickými látkami (Whalen & Sampedro 2010; Šarapatka 2014).

3.4.3 Účinky biocharu na fyzikální, chemické a hydrologické vlastnosti půdy

Biochar je nejen bohatý na uhlík, ale také na živiny, které mohou sloužit k výživě rostlin v půdách s nedostatkem živin a k regeneraci degradované půdy (Novak et al. 2009; Woolf et al. 2010; Ippolito et al. 2012). Je známo, že biochar ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy (Lehmann et al. 2011; Herath et al. 2013; Mukherjee & Lal 2013). Ke změnám vlastností půdy dochází díky fyzikálně-chemickým vlastnostem biocharu, mezi které patří pórovitost, plocha povrchu, dostupný obsah živin, aromaticnost a schopnost zadržovat živiny, především v případě aplikace do písčité půdy (Igalavithana et al. 2017; El-Naggar et al. 2018). Biochar může zmírnit negativní účinky sucha a stresu v suchém prostředí a upravuje hodnotu půdního pH (Ali et al. 2017; Malik et al. 2018). Biochar lze také použít k remediaci organických a anorganických kontaminantů ve vodě a v půdě (Abbas et al. 2018).

V současné době se některé studie zaměřují na změnu fyzikálních a chemických vlastností půdy pomocí biocharu. Biochar by mohl být součástí dlouhodobého plánu zlepšení fyzikálních

vlastností půdy, včetně zvýšení pórovitosti, kapacity skladování vody a snížení objemové hmotnosti (Lu et al. 2014; Nelissen et al. 2015). Biochar může být také použit dlouhodobě jako doplněk pro zlepšení chemických vlastností půdy (Lehmann et al. 2011; Glaser et al. 2002). Například obsah popelu v biocharu se pohyboval v rozmezí 0,35–59,05 %, popel byl bohatý na kationtové prvky, jako je K (0–560 mmol kg⁻¹), Ca (3–1210 mmol kg⁻¹), Mg (0–325 mmol kg⁻¹) a Na (0–413 mmol kg⁻¹) (Rajkovich et al. 2012). Podobně Yuan et al. (2011) uvádí, že obsah rozpustných kationtů (K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ a Na⁺) v biocharu se pohyboval od 48 do 330 cmol kg⁻¹. Biochar také může měnit mikrobiální a nutriční stav půdy kolem kořene rostliny změnou fyzikálních vlastností půdy (např. pórovitost, objemová hmotnost a rozměr distribuce částic). Celkové zlepšení vlastností půdy výrazně přispívá ke zvýšení účinnosti využití vody, živin a produktivity plodin (Yuan et al. 2011).

3.4.3.1 Objemová hmotnost půdy

Objemová hmotnost je indikátorem zdraví půdy a jejího zhutnění. Objemová hmotnost ovlivňuje hloubku zakořenění a jeho omezení, provzdušňování půdy, dostupnost živin pro rostliny, infiltraci, dostupnost vody a aktivitu půdních mikroorganismů, které ovlivňují produktivitu a klíčové půdní procesy. Je známo, že aplikace biocharu má významný vliv mimo jiné i na objemovou hmotnost půdy. Největší účinek biocharu na objemovou hmotnost půdy uvádějí Głab et al. (2016), kteří zjistili, že po přidání 4 % biocharu se objemová hmotnost půdy snížila o 35 %, přičemž běžně se procentuální pokles objemové hmotnosti půdy pohybuje kolem 13 %. Změny objemové hmotnosti po přidání stejné dávky biocharu lze vysvětlovat aplikací na různé druhy půdy. Herath et al. (2013) studovali dvě kontrastní půdy, luvizem a andozem. Po stejné aplikační dávce biocharu (teplota pyrolýzy 350 °C až 550 °C) se objemová hmotnost luvizemě významně snížila o 7–11 %, zatímco v případě andozemě nebyl žádný významný rozdíl. Mohla to způsobit nižší objemová hmotnost andozemě (0,75 g cm⁻³), která nebyla moc odlišná od průměrné objemové hmotnosti biocharů (0,6 g cm⁻³), zatímco u luvizemě byla objemová hmotnost 1,13 g cm⁻³. Ukazuje se také, že ve změnách objemové hmotnosti po přidavku biocharu hraje roli struktura půdy. Hrubě strukturované půdy vykázaly větší pokles objemové hmotnosti ve srovnání s jemně strukturovanými půdami, přičemž největší pokles objemové hmotnosti byl zjištěn v písčité půdě (Castellina et al. 2015; Głab et al. 2016). To je způsobeno skutečností, že hrubozrnná půda má vyšší objemovou hustotu ve srovnání s biocharem, zatímco jemně strukturovaná zemina má hustotu blíže hustotě samotného biocharu. Rovněž biochar je velice pórovitý, zatímco písek má nízkou pórovitost. Interakce biocharu a písku by mohla vést ke zvýšení pórovitosti písčité půdy a také ke snížení její objemové hmotnosti (Liang et al. 2006; Hina et al. 2010; Alghamdi 2018). Suliman et al. (2017) uvádějí, že suroviny použité pro výrobu biocharu a teplota pyrolýzy hrají významnou roli ve změnách objemové hmotnosti, kdy objemová hmotnost biocharu klesala se zvyšující se teplotou pyrolýzy. Aplikační dávka biocharu je dalším faktorem, který přispívá ke změnám v objemové hmotnosti půdy. Obecně platí, že zvýšení aplikační dávky biocharu více přispívá ke snížení objemové hmotnosti půdy (Alghamdi 2018).

3.4.3.2 Pórovitost půdy

Biochar má výrazný účinek na pórovitost půdy, kdy se nárůst pórovitosti půdy může pohybovat v rozmezí od 13 do 52 % (Głąb et al. 2016; Alghamdi 2018). Je zřejmé, že hrubě strukturované půdy ve srovnání s jemně strukturovanou půdou vykazují po aplikaci biocharu velký nárůst pórovitosti půdy. Důvodem může být, že hrubozrnná půda má nižší porozitu v porovnání s jemnou půdou, která má vyšší porozitu. Biochar má vysokou pórovitost (70 až 90 %). Částice biocharu se mohou usadit mezi maticí půdních částic bez blokace existujících pórů, čímž vytvoří nové póry ke zvýšení makroporozity (Steiner et al. 2011). Zvýšení pórovitosti půdy přidáním biocharu lze tedy zdůvodnit:

- zvýšením celkového objemu pórů v půdě přidávkem vysoce pórovitého biocharu,
- modifikací stávajícího systému pórů v půdě,
- zlepšením stability půdních agregátů (Hardie et al. 2014).

Zvýšení aplikační dávky biocharu působilo na půdu tím, že se zvyšovala její pórovitost. Zvýšení pórovitosti půdy pak pozitivně ovlivňuje produktivitu půdy, jelikož ovlivňuje hydraulické vlastnosti půdy. Hydraulická vodivost půdy je citlivá na změnu pórovitosti půdy (Ball & Smith 1991; Schjønning et al. 2013). Pórovitá půda pak vytváří vhodné prostředí pro mikrobiální aktivitu a růst kořenů, což vede k vysoké produktivitě půdy (Alghamdi 2018).

3.4.3.3 Stabilita půdních agregátů

Stabilita půdního agregátu je klíčovým faktorem, který umožňuje půdě bránit se mechanickému zatížení, jako například vlivu srážek, povrchového odtoku a vodní eroze (Canasveras et al. 2010). Rozpad půdního agregátu má za následek vznik jemných částic, které jsou náchylné k vodní a větrné erozi a jsou po resedimentaci schopné ucpávat půdní póry (Yan et al. 2008). Stabilita půdního agregátu patří mezi fyzikální vlastnosti půdy, které mohou sloužit jako ukazatel kvality půdy a také je součástí mezinárodní standardizace měření kvality půdy (Arshad & Coen 1992; Hortensia & Wellinga 1996). Stabilní půdní agregát chrání organickou hmotu, zlepšuje strukturu půdy, provzdušňování půdy, růst kořenů a infiltrace, pohyb bioty v půdě, dostupnou vodu a odolnost vůči suchu. Z různých pokusů vyplývá, že biochar je schopen zvýšit stabilitu půdního agregátu v rozmezí od 6 do 217 %, přičemž toto zvýšení nebylo závislé na dávce biocharu (Jien & Wang 2013; Wang et al. 2017). Nárůst stability půdního agregátu po aplikaci biocharu je pravděpodobně způsoben vysokým obsahem uhlíku v biocharu. Sloučeniny uhlíku slouží jako potrava pro půdní mikroorganismy, které využívají zejména labilní organickou hmotu na povrchu biocharů. Tyto mikroorganismy vylučují slizovité látky, které mimo jiné napomáhají vytvářet stabilní půdní agregáty (Liang et al. 2010). Dalšími faktory ovlivňujícími stabilitu půdního agregátu jsou klimatické podmínky, struktura půdy, půdní typ a množství jílovitých minerálů (Alghamdi 2018). Stabilitu agregátů v půdě ovlivňují i další faktory, například zasolenost půdy (Bearden & Petersen 2000).

3.4.3.4 Odpuzování vody

Odpuzování půdní vody (známá také jako „hydrofobie“) je jedním z negativních účinků na fyzikální vlastnosti půdy. Snižuje schopnost půd vázat vodu (King 1981; Doerr & Thomas 2000). Hydrofobie negativně ovlivňuje hydrologické a geomorfologické funkce půdy (House 1991; York 1993) a zvyšuje náklady na pěstování plodin. Dalšími účinky hydrofobie je zvýšení povrchového odtoku vody, čímž se zrychluje eroze půdy, vznik preferenčního toku a vyluhování agrochemikálií (Imeson et al. 1992; Ritsema et al. 1993; Shakesby et al. 1993; Ritsema et al. 1997; Briggs et al. 2012).

Ukazuje se, že aplikace biocharu na půdu může zvyšovat hydrofobii půdy. Po aplikaci biocharu bylo zaznamenáno mírné zvýšení hydrofobie (v rozmezí od 1,02 do 1,79 s), ale tuto hodnotu lze stále považovat za dobrou smáčitelnost půdy (Dekker & Jungerius 1990; Alghamdi 2018). Herath et al. (2013) uvádějí, že teplota pyrolýzy biocharů ovlivňuje odpuzování půdy po přidání biocharu. Například biochar připravený pyrolýzou biomasy kukuřice při teplotě 350 °C významně zvýšil odpuzování vody a při teplotě 550 °C nebyl zaznamenán žádný vliv na odpuzování vody. Kinney et al. (2012) uvedli podobné tendence u biocharů vyrobených ze tří různých surovin: pyrolýza při 300 °C vedla k velmi hydrofobnímu biocharu, zatímco zvýšená teplota naopak snížila hydrofobii. Hallin et al. (2015) se domnívají, že když je teplota pyrolýzy nižší než 500 °C, jsou v materiálu zachovány organické funkční skupiny výchozí suroviny a biochar je tedy hydrofobní. Tyto organické skupiny jsou těkavé při vyšších teplotách nad 500 °C, takže biochar připravený při vyšších teplotách je více hydrofilní. Novák et al. (2012) konstatovali, že změny v podílech hydrofobních a hydrofilních funkčních skupin vedou ke snížení hydrofobie biocharů připravených při vyšší teplotě. Kromě toho se také uvádí, že hydrofobicita biocharů se v průběhu času mění. Čerstvě připravený biochar ze dřeva je více hydrofobní než materiál starší (Briggs et al. 2012).

3.4.3.5 Retenční kapacita půdy

Důležitým faktorem pro zlepšení výnosu může být zvýšení kapacity zadržování vody v půdě po aplikaci biocharu (Jeffery et al. 2011). Biochar má vysokou celkovou pórovitost a mohl by zadržovat vodu v malých pórech. Zároveň by mohl zvyšovat kapacitu zadržování vody a pomáhat vodě po silném dešti proniknout z povrchu země do vrchní vrstvy půdy přes větší póry (Asai et al. 2009). Peake et al. (2014) uvádějí, že aplikace biocharu zvyšuje vodní kapacitu půdy o více než 22 %. Nelissen et al. (2015) prokázali, že aplikace biocharu by mohla zvýšit vodní kapacitu půdy z 0,12 na 0,13 m³ m⁻³. Kromě toho by tvorba a stabilita půdních agregátů mohla zvýšit produkci plodin a zabránit degradaci půdy (Amezketta 1999). Po použití biocharu z rýžových slupek se kapacita agregace půdy zvýšila z 8 % na 36 %. Tito autoři rovněž uvedli, že aplikace biocharu z rýžových slupek by mohla zvýšit pórovitost půdy o 20 % a také smykovou pevnost a další mechanické vlastnosti půdy (Lu et al. 2014).

3.4.3.6 Adsorpce a uvolňování živin z biocharu.

Mnoho studií prokázalo, že biochar má schopnost absorbovat živiny. V biocharu, který byl vyroben z bambusu při 900 °C, byla adsorpční kapacita dusičnanu přibližně 1,2 mg g⁻¹, což byla relativně vyšší hodnota než u aktivního uhlí, které mělo adsorpční kapacitu zhruba

0,9 mg g⁻¹ (Mizuta et al. 2004). Yao et al. (2012) uvádějí, že biochar by mohl efektivně zvýšit sorpci amoniaku o 15,7 %, dusičnanů o 3,7 % a fosfátů o 3,1 %. Adsorpční kapacitu živin mohou výrazně ovlivnit vlastnosti biocharu, včetně pH a aktivních skupin na jeho povrchu a iontovýměnné kapacity (Yao et al. 2012; Morales et al. 2013). Mechanismy, které popisují adsorpční kapacitu polárních a nepolárních sloučenin jsou přisuzovány chemisorpci, včetně hydrofobní vazby (Zhang et al. 2013), interakce donor-akceptor elektronů π - π , které jsou výsledkem kondenzace aromatických uhlovodíků (Swiatkowski et al. 2004), a slabé vodíkové vazby (Conte et al. 2013).

Přestože bylo zatím provedeno málo terénních pokusů se zaměřením na studium biocharu jako hnojiva s pomalým uvolňováním, mnoho laboratorních studií zkoumalo dostupnost živin po aplikaci biocharu na půdu. Jasnější pochopení sorpce a desorpce je nezbytné, jelikož jsou to procesy, které spolu s mineralizací živin ovládají koncentraci živin v půdním roztoku a zvyšují biologickou dostupnost živin. Je nezbytné vzít v úvahu faktory, které ovlivňují desorpci živin. Mezi tyto faktory patří: typy půdy, dávky biocharu, použité suroviny a podmínky pyrolýzy (Xu et al. 2014). V případě fosforu Xu et al. (2014) ukázali, že měl biochar vliv na dostupnost P interakcí s jinými anorganickými a organickými složkami v půdě, včetně organických látek, či jiných kationtů v půdě. V černé půdě bylo průměrné procento desorbovaného P 36, 37, 39 a 41 % při aplikační dávce biocharu 0, 1, 5 a 10 %. Také byly zaznamenány rozdíly v desorpci P mezi černou půdou (24,6 mg kg⁻¹), hnědou půdou (82,5 mg kg⁻¹) a fluvizemí (27,7 mg kg⁻¹), když byly aplikované dávky biocharu 10 % a obsah mobilního P 240 mg L⁻¹ (Xu et al. 2014).

Některé výzkumy naznačují, že aplikace biocharu do půdy účinně snížila emise N₂O z různých půd. Ošetření půdy biocharem by mohlo snížit emise N₂O z 1768 na 45–699 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Wang et al. 2013) a potlačit míru emisí N₂O v rozmezí mezi 21,3 a 91,6 % (Stewart et al. 2012). Rondon et al. (2005) uvedli, že v případě kultury sóje byl zjištěn pokles emisí N₂O o 50 %, zatímco u travních kultur byl zjištěn pokles emisí N₂O o 80 %. Bylo však zaznamenáno několik studií, ve kterých po aplikaci biocharu nebyl zjištěn žádný účinek na emise N₂O (Cheng et al. 2012), nebo dokonce zvýšení těchto emisí (Clough et al. 2010). Nelissen et al. (2014) uvedli, že emise N₂O se přibližně snížily v rozmezí 60–90 % a emise NO se snížily v rozmezí 30–90 % po aplikaci biocharu vyrobeného z vrby, borovice a kukuřice. Podobně Stewart et al. (2012) zaznamenali, že kumulativní emise N₂O-N po aplikaci biocharu poklesly o 53,9–83,5 % v závislosti na dávce biocharu, která se pohybovala v rozmezí od 1 do 20 %.

Zadržování živin v půdě prostřednictvím biocharu může záležet na teplotě pyrolýzy biocharu, typech půdy, dávkách hnojiv a obsahu vody v půdě. Fyzikální a chemické vlastnosti biocharu jsou do značné míry závislé na pyrolytických teplotách a aplikace biocharu by ovlivnila adsorpci živin. Snížené emise N₂O jsou přisuzované obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků v nízkoteplotním biocharu (300–400 °C), ale nikoli ve vysokoteplotním biocharu (> 500 °C), protože biochar produkovaný při 200 °C obsahoval relativně velké množství fenolových sloučenin a výrazně snížené emise N₂O (Wang et al. 2013).

Eventuální vysvětlení účinků teploty pyrolýzy na imobilizaci živin se zaměřuje hlavně na rozdíly v obsazích těkavých látek v biocharu, velikosti povrchu a pórovitosti (Azargohar & Dalai 2008). Použité suroviny, hnojiva, typy půdy a dávky biocharu by se měly také považovat za významné faktory ovlivňující stabilizaci živin. Půdní typy by se měly považovat za další

faktor ovlivňující imobilizaci živin (Ding et al. 2016). Nicméně aplikace biocharu nebyla jediným faktorem, který by snížil úbytek živin. Například Scheer et al. (2011) uvedli, že biochar z odpadu z krmiva skotu neměl významný dopad na emise N_2O z červeného ferrosolu. Clough et al. (2010) také dokumentovali, že emise N_2O po ošetření biocharem s přísadkou močoviny byly vyšší ve srovnání s ošetřením samotnou močovinou během prvních 30 dnů, ale po 50 dnech mezi variantami nebyl žádný významný rozdíl (Spokas et al. 2009; Singh et al. 2010; Taghizadeh–Toosi et al. 2011; Taghizadeh–Toosi et al. 2012).

Je zřejmé, že je třeba definovat mechanismy imobilizace živin v půdě ošetřené biocharem, aby bylo možno vybrat vhodný biochar do konkrétní půdy. Zdá se, že důležitou roli ve snížení emisí N_2O hrají abiotické interakce v půdě ošetřené biocharem, jako je změna pH, zvýšení sorpční kapacity, zlepšení dostupnosti živin a půdní struktury (Spokas et al. 2009; Singh et al. 2010; Taghizadeh–Toosi et al. 2011; Taghizadeh–Toosi et al. 2012).

Nelissen et al. (2014) předpokládají, že nejpravděpodobnější mechanismy snižující emise N_2O jsou následující:

- stimulovaná těkavost NH_3 ,
- biotická imobilizace N,
- neelektrická sorpce NH_4^+ .

3.5 Půdní organismy

V půdě je obsaženo hodně organismů, které lze rozdělit dle velikosti na:

- mikroflóru,
- mikrofaunu,
- mesofaunu,
- makrofaunu (Dar 2010).

Organismy vázané přinejmenším část svého životního cyklu na půdu se nazývají edafon. Edafon se rozděluje na zooedafon (půdní faunu) a fytoedafon (půdní mikroflóru) (Šarapatka 2014). Půdní mikroorganismy, které se řadí mezi mikroflóru, zahrnují hlavně bakterie, houby, řasy, archea, aktinomycety a viry (Dar 2010; Whalen & Sampedro 2010).

Veškeré půdní mikroorganismy ovlivňují funkčnost většího ekosystému a také i vlastnosti půdy. Každý mikroorganismus má zvláštní schopnosti umožňující přežití v prostředí, které může být ovlivněné stresovými faktory. Tyto organismy jsou velice přizpůsobivé jakémukoli prostředí. Prvotní funkci v půdních metabolických aktivitách má mikroflóra, především houby, aktinomycety a bakterie, které za pomoci svých biochemických procesů poskytují hlavní transformaci organické hmoty a přispívají k udržování zdravého stavu půdy. V mikrofauně a mesofauně chybí aktivity enzymů, které jsou v mikroflóře běžné (Dar 2010). Whalen & Sampedro (2010) shrnuli nejdůležitější skupiny půdních mikroorganismů následovně: bakterie, houby, řasy, archea a také viry z důvodu jejich velikosti a interakce s půdními mikroorganismy.

3.5.1 Vliv biocharu na půdní mikroorganismy

Ukázalo se, že biochar nejen zlepšuje chemické a fyzikální vlastnosti půdy, ale také mění její biologické vlastnosti (Pietikäinen et al. 2000; Lehmann et al. 2006; Kim et al. 2007; O'Neill et al. 2009; Grossman et al. 2010; Liang et al. 2010). Tyto změny mohou také vést ke zlepšení struktury půdy, stabilizaci půdních agregátů a zlepšení pórovitosti (Rillig & Mummey 2006). Změny biologických vlastností půdy také mnohdy zvýší koloběh živin, který zahrnuje zvýšení retence a imobilizace živin, jakož i snížení vyluhování živin (Steiner et al. 2008), a tak podporují růst rostlin (Warnock et al. 2007). Kromě toho mohou mikroorganismy, jako např. rhizosférní bakterie a houby, přímo usnadňovat růst rostlin (Schwartz et al. 2006; Compant et al. 2010). Souhrnně lze říci, že změny ve složení nebo aktivitě mikrobiálních společenstev, které jsou vyvolané biocharem, mohou ovlivnit koloběh živin a růst rostlin, jakož i koloběh půdních organických látek (Wardle et al. 2008; Kuzyakov et al. 2009; Liang et al. 2010).

Interakce biocharu a půdních mikroorganismů tedy může způsobit:

- změny v dostupnosti živin,
- změny v jiných mikrobiálních komunitách,
- změny signalizace rostlinných endofytních mikroorganismů,
- vytváření stanovišť a útočišť před predátory (Yang et al. 2016; Ding et al. 2016).

Dodávání živin přístupných pro mikroorganismy do půdního roztoku je významnou vlastností biocharu. Tuto vlastnost ovlivňuje použitý materiál a složení biocharu (Zhang et al. 2015). Do chemických vlastností ovlivňujících půdní mikroorganismy se řadí: dostupnost živin a rozpuštěný organický uhlík, který je uvolněn z biocharu a povrchový náboj, který umožňuje udržet ionty a mikroorganismy na svém povrchu (Lehmann et al. 2011; Gul et al. 2015).

Část biocharu se v půdě rozkládá. První rozložitelnou frakcí je celulóza, jelikož je nejsnáze rozkládána půdními mikroorganismy. Pro mikrobiální metabolismus jsou důležité zejména dusík a uhlík. V případě, že nejsnáze rozložitelné látky jsou vyčerpány, dochází k rozkladu i méně rozložitelné půdní organické hmoty jako např. velice stabilní formy uhlíku (Hilscher et al. 2009; Maia et al. 2013; Rittl et al. 2015; Nanda et al. 2016).

3.5.2 Vliv biocharu na počet mikroorganismů

Snadno rozložitelná organická hmota na povrchu biocharu a větší dostupnost živin mohou vést k nárůstu počtu mikroorganismů (Pietikäinen et al. 2000; Bruun et al. 2012). Také tento nárůst by mohl být způsoben zvýšenou schopností zadržování vody a provzdušnění (Wardle et al. 1999; Schimel et al. 2007), pozitivně působícím priming efektem (Zimmerman et al. 2011) a zvýšeným výskytem úkrytů a vhodným životním prostředím (Pietikäinen et al. 2000; Warnock et al. 2007). Kromě toho by mohla ovlivnit množství mikroorganismů sorpce, protože pak by tyto mikroorganismy mohly mít menší sklon k vyplavování z půdy (Yang et al. 2016). Na povrchu biocharu ale bývají sorbovány toxické látky, které by mohly potlačit růst mikroorganismů (Yang et al. 2016).

V půdě po aplikaci biocharu vyrobeném za teploty vyšší než 500 °C a s menším obsahem ligninu bylo zaregistrováno zvýšení množství mikroorganismů (Gul et al. 2015). Naproti tomu biochar, který byl vyroben s nízkým obsahem živin a za vyšších teplot může zabránit nárůstu počtu mikroorganismů zejména v půdách, které mají hrubší zrnitostní strukturu a mají malý obsah organické hmoty, a to zhruba první dva až tři měsíce po aplikaci. Přestože mívá biochar kladný vliv na tvorbu i vazbu zásoby živin a vody z půdního roztoku (pokud jsou tyto látky umístěny v mikropórech a mesopórech biocharu), mohou být tyto látky určitou dobu nedostupné. Jako možné řešení pro pokles mikrobiální biomasy na počátku působení biocharu je dodání dalšího organického materiálu například hnoje nebo kompostu (Gul et al. 2015).

3.5.3 Vliv na mikrobiální aktivitu

Pro zvýšení výnosu plodin a lepší příjem živin je třeba zajistit dostatek potřebných živin v oblasti rhizosféry. Působením mikroorganismů a enzymů se schopností rozkládat půdní organickou hmotu, lze zvýšit dostupnost těchto živin (Bardgett 2005). Půdní enzymy jsou významné pro katalyzování velkého počtu nezbytných reakcí, mezi které patří: rozklad organických zbytků, uzavírání cyklu živin, tvorba organické hmoty a životní procesy mikroorganismů v půdě (Dahm et al. 2011).

Hodnocení aktivity různých půdních enzymů využíváme ke stanovení mikrobiální aktivity (Yang et al. 2016). Po aplikaci biocharu vyrobeného z kalů z čistíren odpadních vod se ukázal nárůst aktivity enzymu fosfomonoesterázy (Paz–Ferreiro et al. 2012). Podobně po přidání biocharu vyprodukovaného z drůbežního hnoje byl zaznamenán nárůst aktivity enzymu dehydrogenázy (Park et al. 2011). V biocharu, který má specifický povrch a větší porozitu, lze předpokládat sníženou aktivitu enzymů, protože funkční skupiny biocharu mají sklon na sebe enzymy vázat (Bailey et al. 2011; Lammirato et al. 2011).

3.5.4 Negativní vliv

V biocharu jsou obsažené různé organické látky, mezi které patří polyfenoly a fenoly. Tyto látky mohou působit škodlivě na půdní mikroorganismy (Yang et al. 2016). Gell et al. (2011) a Ennis et al. (2012) uvádějí, že snížení mikrobiální aktivity a počtu mikroorganismů může také souviset se zvýšenou retencí toxických látek na biochar, jako jsou například rizikové prvky a pesticidy, a také můžeme očekávat, že z biocharu se mohou uvolňovat látky se škodlivým působením na mikroorganismy, jako jsou polyaromatické uhlovodíky a bio – olej. Negativní vliv na mikroorganismy také může způsobit vysoký obsah solí Na či Cl v biocharu (Yang et al. 2016). Například Warnock et al. (2007) uvedli, že mykorhiza a celková mikrobiální biomasa se po aplikaci biocharu snížily. Uhlovodíky mohou být prospěšné pro arbuskulární mykorhizu, avšak mohou bránit růstu rostlin (Rillig et al. 2010). Některé druhy biocharů mohou představovat přímé riziko pro půdní biotu a její funkce (Liesch et al. 2010). Není ale známo, zda bude mít biochar stejný vliv na veškeré organismy. Pokud biochar měl kladný vliv na jeden druh organismů, nemusí působit na ostatní organismy stejným způsobem (Yang et al. 2016).

4 Materiál a metody

4.1 Biochar

Pro výrobu biocharu byly použity zbytky ze zpracování drůbežího masa, tedy kosti, šlachy, chrupavky a zbytky svaloviny (Obrázek 1). Tento materiál byl lyofilizován, rozdrcen a zhomogenizován (Obrázek 2, 3). K výrobě biocharu bylo využito speciální pyrolýzní pece Carbolite 301 (Carbolite Gero, Velká Británie). V peci byly postupně připraveny 2 vzorky biocharu, a to při teplotě 300 °C a 500 °C. Pyrolýza probíhala v elektricky vyhřívané peci z křemenného skla po dobu 20 min, v prostředí dusíku (průtok 4,5 L.min⁻¹). Navážka vstupního materiálu byla 300 g. Hotový biochar byl poté rozdrcen v porcelánové třecí misce a zhomogenizován.



Obrázek 1, 2. Lyofilizovaný výchozí materiál. Materiál rozdrcený pomocí palice (Zdroj: vlastní foto).



Obrázek 3. Materiál homogenizovaný v porcelánové třecí misce (Zdroj: vlastní foto).

4.2 Laboratorní inkubační pokus

Pro inkubační pokus byly vybrány dvě půdy s odlišnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi, kambizem a luvizem.

Referenční skupina kambisoly obsahuje půdy, které mají výrazný braunifikovaný nebo pelický diagnostický horizont, který se vytváří v základním souvrství svažovin z přemístění zvětralin, konkrétně pevných či zpevněných hornin. Do této skupiny se zařazuje kambizem a pelozem. Tyto půdy mají širokou škálu zrnitosti, acidifikace a vyluhování (Němeček et al. 2011; Šarapatka 2014). Nejrozšířenější typ půdy v ČR jsou kambizemě, které se nacházejí v různých nadmořských výškách. Tyto půdy lze rozdělit na kambizemě nižších (300–600 m n. m.) a vyšších poloh (>600 m n. m.). Z důvodu vyšší mineralizací v nižších polohách bývá v těchto půdách nižší obsah humusu (Šarapatka 2014).

Referenční skupina luvisoly obsahuje půdy, které mají (argi) luvický diagnostický horizont a více či méně výrazný (albický) eluviální horizont, pouze s výjimkou s melanickým eventuálně i černickým horizontem. Tyto půdy vznikly z nezpevněných silikátových nebo karbonátovo-silikátových substrátů. Hnědozemě byly vytvořené zejména ze spraší, sprašových hlín či polygenetických hlín. Hnědozemě je velmi úrodný půdní typ. Pro tento typ půdy jsou typické pro mírně zvlněné nebo rovinaté oblasti. Tento typ půdy je široce využíván v zemědělství. Nacházejí se v nadmořské výšce do 300 m n.m., průměrné vyžadované srážky – 600–700 mm (Němeček et al. 2011; Šarapatka 2014).

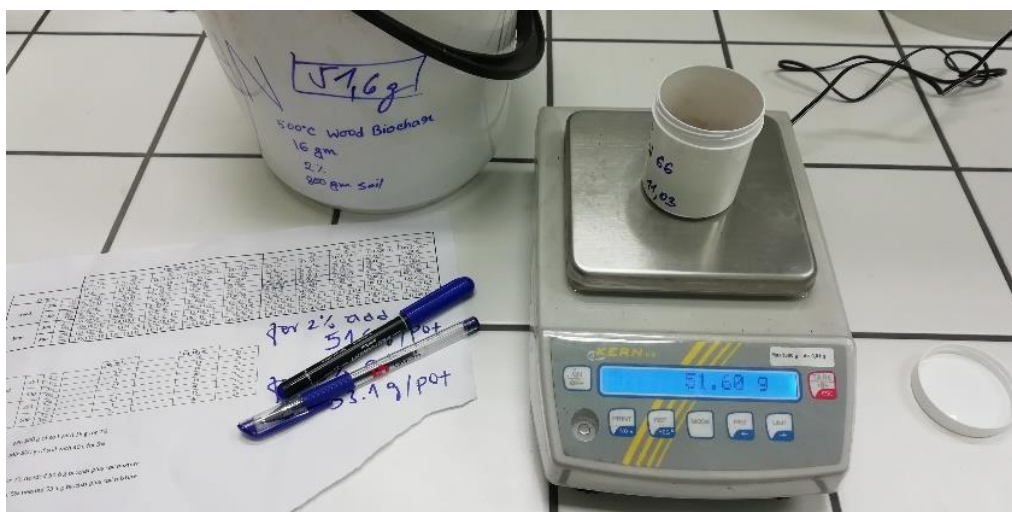
V tomto pokusu byla použita písčito-hlinitá kambizem z lokality Humpolec (kationtová výměnná kapacita (KVK)) $160 \text{ mmol}_{(+)} \cdot \text{kg}^{-1}$; obsah oxidovatelného uhlíku (C_{ox}) 1.24 %; pH 5.1), a hlinitá luvizem z lokality Hněvčeves (KVK $180 \text{ mmol}_{(+)} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_{ox} 1.8 %; pH 6.5). Půdy byly odebrány z vrstvy 0–25 cm, vysušeny při laboratorní teplotě a přesáta přes síto o velikosti ok 2 mm. Takto připravená půda byly použita do inkubačního pokusu.

Inkubační experiment byl proveden za použití 50 g půdy, která byla navážená do 100 ml plastových nádob a byla udržována po dobu 6 měsíců v laboratorně kontrolovaných podmínkách.

Experiment byl navržen s 5 variantami:

- kontrola (50 g půdy + žádný biochar);
- 50 g půdy + 2 % biocharu produkovaného při 300 °C;
- 50 g půdy + 5 % biocharu produkovaného při 300 °C;
- 50 g půdy + 2 % biocharu produkovaného při 500 °C;
- 50 g půdy + 5 % biocharu produkovaného při 500 °C (poměr w / w).

Každá varianta byla provedena ve čtyřech opakováních. Půda byla důkladně smíchána s biocharem (2 a 5 %) a naplněna do jednotlivých nádob (Obrázek 4). Vzorky byly označené čísla od 91 do 147 a také dle termínu odběru od A do D (Obrázek 5).



Obrázek 4. Porcování biocharu do plastových nádob (Zdroj: vlastní foto).

		Humpolec						
		1A	2B	3C	4D	5E	1F	
Control		Hu 1,2,3, 4,5,6	HU 7,8,9, 10,11,12	HU 13,14,15, 16,17,18	HU 19,20,21, 22,23,24	HU 25,26,27, 28,29,30	HN 1, 4,5,6	
wood	300	2%	31,32,33	34,35,36	37,38,39	40,41,42	43,44,45	31,32
		5%	46,47,48	49,50,51	52,53,54	55,56,57	58,59,60	46,47
	500	2%	61,62,63	64,65,66	67,68,69	70,71,72	73,74,75	61,62
		5%	76,77,78	79,80,81	82,83,84	85,86,87	88,89,90	76,77
Bone	300	2%	91,92,93	94,95,96	97,98,99	100,101,102	103,104,105	91,92
		5%	106,107,108	109,110,111	112,113,114	115,116,117	118,119,120	106
	500	2%	121,122,123	124,125,126	127,128,129	130,131,132	133,134,135	121
		5%	136,137,138	139,140,141	142,143,144	145,146,147	148,149,150	136

Obrázek 5. Tabulka pro označování vzorku biocharu (Zdroj: vlastní foto).

Každá plastová nádoba byla popsána následujícím způsobem: číslo pokusu, číslo vzorku, použitá půda, váha prázdné nádoby a váha naplněné nádoby (Obrázek 6).

Od začátku experimentu každá nádoba se směsí půdy a biocharu byla pravidelně zavlažována každý týden (Obrázek 7), aby se dosáhlo 60 % zadržovací kapacity vody v půdě. Zadržovací kapacita vody v půdě byla vypočtena po stanovení maximální zadržovací kapacity každé půdy pomocí Mitscherlichových kolon vysušením vzduchem o známé hmotnosti a vlhkosti. Kolony byly poté namočené ve vodě po dobu dvou hodin a voda byla vypouštěna po dobu 12 hodin. Vzorky inkubované půdy a vzorky směsi půdy s biocharem byly odebrány 3. den (termín odběru A), 15. den (termín odběru B), 30. den (termín odběru C) a 6 měsíců (termín odběru D) po inkubaci.



Obrázek 6, 7. Popis plastových nádob. Zavlažování vzorku (Zdroj: vlastní foto).

4.3 Analytické metody

4.3.1 Stanovení pH

V průběhu pokusu byla stanovena hodnota pH vzorků půdy ošetřené biocharem za použití 0,01 molárního roztoku CaCl_2 v poměru 1:5. Připravená reakční směs byla protřepaná na horizontální třepačce po dobu 1 hodiny. Následně byla směs sedimentovaná po dobu 1 hodiny a poté byla změřena hodnota pH za použití digitálního pH metru (Obrázek 8).



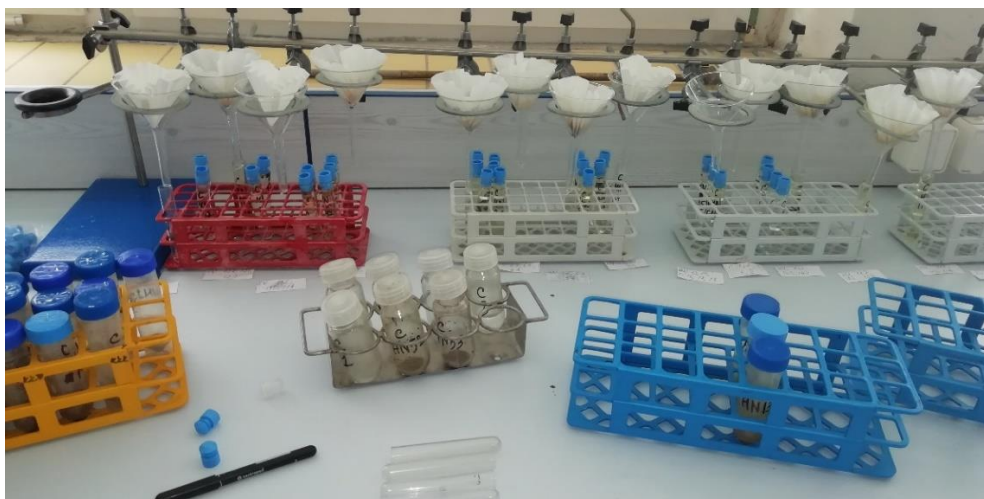
Obrázek 8. Stanovení pH pomocí pH metru (Zdroj: vlastní foto).

4.3.2 Stanovení obsahu celkových a dostupných živin

Celkový obsah uhlíku a dusíku v biocharu byl stanoven s využitím přístroje CHNOS Vario MACRO cube (ElementarAnalysensysteme GmbH, Německo). Obsahy dostupného N-NO_3^- a N-NH_4^+ v průběhu pokusu byly stanoveny fluorometricky s využitím multifunkčního modulárního analyzátoru (Infinite M200, Tecan France SAS, France) při provozní teplotě 30 °C s vyhodnocením signálu s pomocí i-control™ softwaru (Robert-Peillard et al. 2017; Ciulu et al. 2018). Pro stanovení ostatních živin byly vzorky půdy, biocharu a vzorky půdy ošetřené biocharem a odebrané v průběhu pokusu extrahovány metodou Mehlich III s použitím extrakčního roztoku (Obrázek 9): 0,2 mol.l⁻¹ CH_3COOH , 0,015 mol.l⁻¹ NH_4F , 0,013 mol.l⁻¹ HNO_3 , 0,25 mol.l⁻¹ NH_4NO_3 a 0,001 mol.l⁻¹ kyseliny etylen diamintetraoctové (EDTA). Do uzavíratelné polypropylenové nádobky o objemu 85 ml se naváží 2 g upraveného vzorku půdy. Odměrným válcem se přidá 20 ml extrakčního roztoku Mehlich III a po uzavření se extrahuje na třepače 10 minut. Po extrakci se suspenze ihned filtruje přes hustý filtrační papír (Obrázek 10) (Mehlich, 1984). Obsahy sledovaných prvků v extraktech byly stanoveny optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP OES) s axiální orientací plazmové hlavice na přístroji Agilent 720 (Agilent Technologies, Inc., USA) s využitím dvoukanálové peristaltické pumpy, mlžné komory typu StrumanMasters a pneumatického zmlžovače typu „V-groove“ vyrobeného z inertního materiálu. Podmínky měření byly následující: příkon do plazmatu 1.2 kW, průtok plazmového argonu 15.0 L.min⁻¹, průtok pomocného argonu 0.75 L.min⁻¹, průtok argonu zmlžovačem 0.9 L.min⁻¹. Výsledky stanovení celkových a dostupných obsahů živin v půdě a biocharu před zahájením pokusu shrnují Tabulky 1 a 2.



Obrázek 9. Extrahování vzorku metodou Mehlich III (Zdroj: vlastní foto).



Obrázek 10. Filtrace suspenze přes filtrační papír (Zdroj: vlastní foto).

Tabulka 1. Obsahy dostupných živin (stanovených metodou dle Mehlicha III) v půdách a biocharu před zahájením pokusu

	Ca mg.kg ⁻¹	Cu mg.kg ⁻¹	Fe mg.kg ⁻¹	K mg.kg ⁻¹	Mg mg.kg ⁻¹	Mn mg.kg ⁻¹	P mg.kg ⁻¹	S mg.kg ⁻¹	Zn mg.kg ⁻¹
Hněvčeves	1480	3.94	327	248	163	143	78.6	24.9	6.28
Humpolec	2867	1.45	349	289	291	142	102	13.2	3.96
B 300 °C	9203	0.271	3.82	630	258	0.446	4350	82.6	15.4
B 500 °C	13767	0.226	8.99	10233	2723	0.530	4197	473	59.8

Tabulka 2. Celkové obsahy živin v půdách a biocharu před zahájením pokusu

	N [%]	C [%]	H [%]	S [%]	Poměr C/N
Hněvčeves	0.12	1.15	0.53	<*	9.40
Humpolec	0.16	1.83	0.77	<*	11.38
B 300 °C	5.78	20.6	4.74	0.16	7.05
B 500 °C	3.91	22.8	1.41	0.15	5.83

*hodnota pod mezí detekce stanovení

4.4 Statistická analýza dat

Pro hodnocení významnosti rozdílů mezi pokusnými variantami byla použita jednoduchá analýza rozptylu (ANOVA) s vícenásobným porovnáváním s využitím Tukeyho HSD v softwaru Statistica 12 (StatSoft, Inc. 2013). Byly hodnoceny rozdíly mezi jednotlivými variantami pokusu a kontrolou v rámci jednotlivých termínů odběru vzorků v průběhu inkubace a změny jednotlivých pokusných variant průběhu inkubace.

5 Výsledky

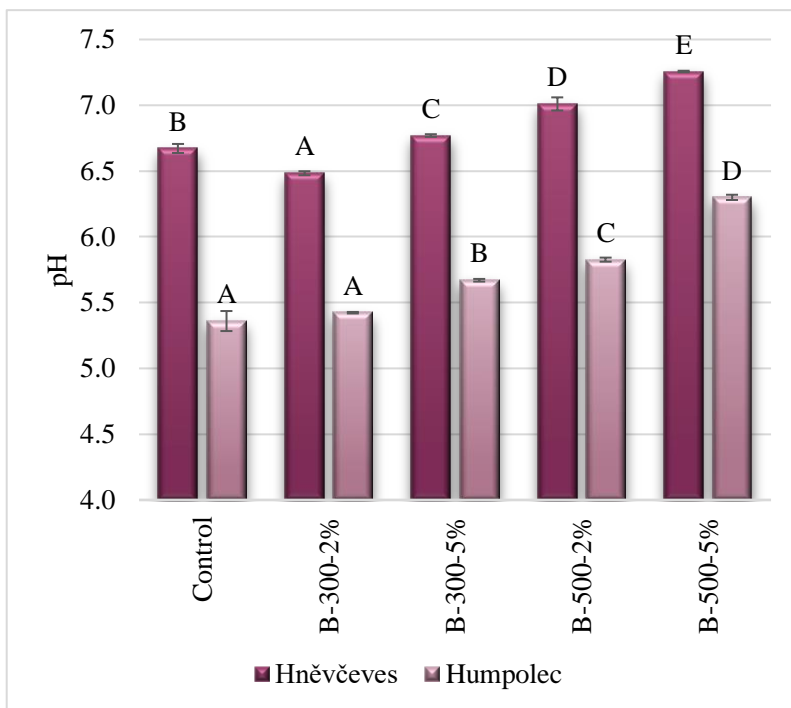
5.1 Hodnota pH

Hodnoty pH, které lze vidět v Grafech 1 až 4, jsou u půdy Hněvčeves vyšší než u půdy Humpolec v průběhu celé inkubace. V případě obou půd je vidět, že nejvyšší hodnota kontrolní varianty byla v 1. termínu odběru. Z Grafu 1 je vidět, že po aplikaci biocharu u půdy Hněvčeves došlo u varianty B-300-2% k významnému snížení pH, zatímco u ostatních variant se pH zvýšilo ve srovnání s kontrolou a zvyšovalo se vždy se zvyšující se dávkou biocharu i teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec se po aplikaci B-300-2% pH nezměnilo ve srovnání s kontrolou, zatímco u dalších variant bylo chování pH srovnatelné jako u půdy Hněvčeves.

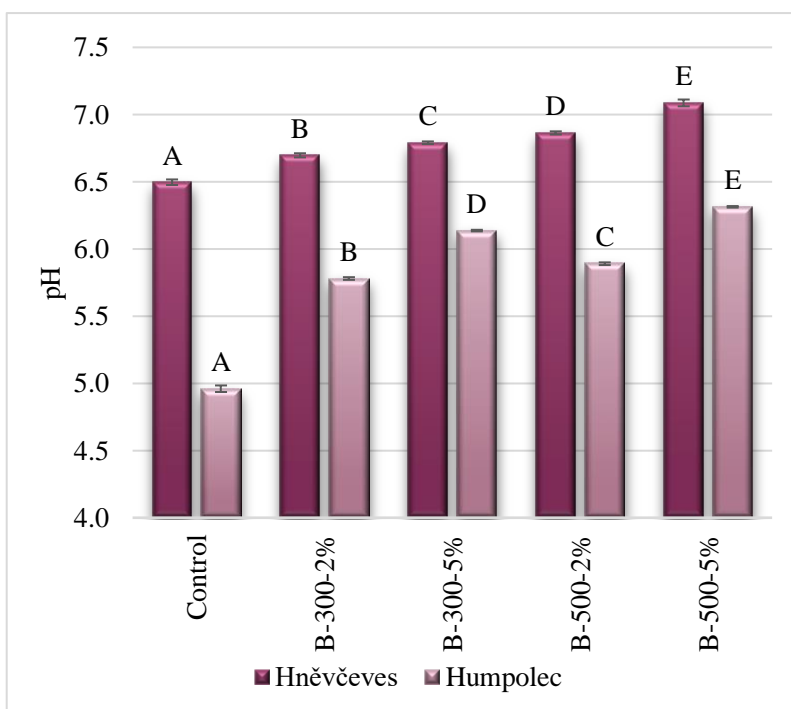
Ve 2. termínu odběru (Graf 2) po aplikaci biocharu u půdy Hněvčeves pH stoupalo ve srovnání s kontrolou a zvyšovalo se vždy se zvyšující se dávkou biocharu i teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec se po aplikaci biocharu vyrobeného za teploty 300 °C pH zvýšilo ve srovnání s kontrolou a zvyšovalo se se zvyšující se dávkou biocharu. Po aplikaci biocharu vyrobeného za teploty 500 °C bylo chování pH srovnatelné jako u biocharu vyrobeného za teploty 300 °C.

Ve 3. odběrovém termínu inkubace (Graf 3) u půdy Hněvčeves se po aplikaci B-300-2% a B-300-5% pH nezměnilo ve srovnání s kontrolou, u ostatních variant byl zaznamenán nárůst pH se zvyšující se dávkou biocharu i teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec se po aplikaci biocharu B-300-2% a B-500-2% pH zvýšilo totožně oproti kontrole a zvyšovalo se vždy se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy.

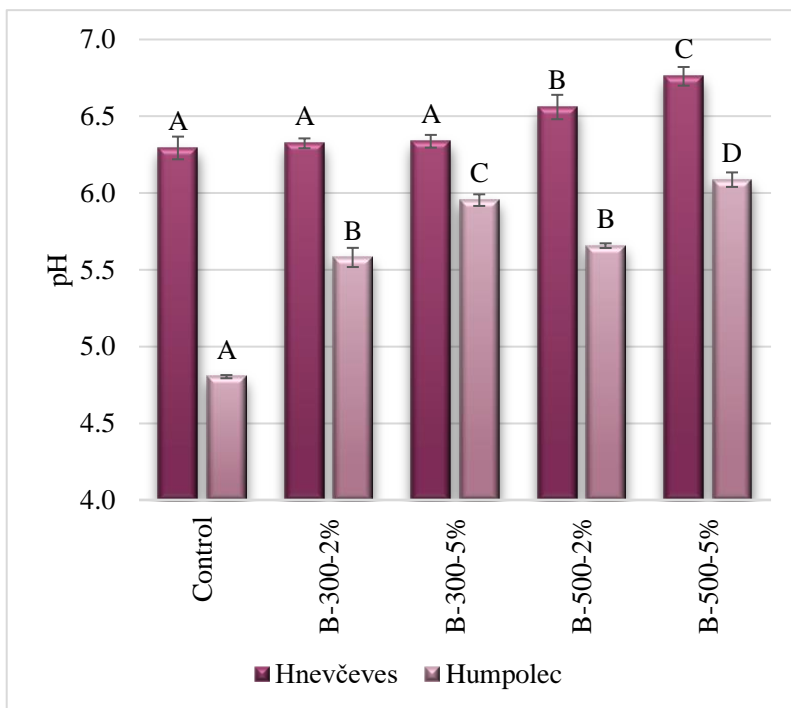
Z Grafu 4 je možno vidět, že po aplikaci biocharu připraveného při 300 °C u půdy Hněvčeves byl zaznamenán pokles pH ve srovnání s kontrolou a klesalo vždy se zvyšující se dávkou biocharu. Po aplikaci biocharu vyrobeného za teploty 500 °C došlo ke zvýšení obsahu pH ve srovnání s kontrolou a stoupalo vždy se zvyšující se dávkou biocharu. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu B-300-2% a B-300-5% došlo ke zvýšení pH nastejno. Po aplikaci biocharu připraveného při 500 °C došlo ke zvýšení obsahu pH ve srovnání s kontrolou, ale pouze při dávce 5 % bylo toto zvýšení významné ve srovnání s biocharem připraveným při 300 °C.



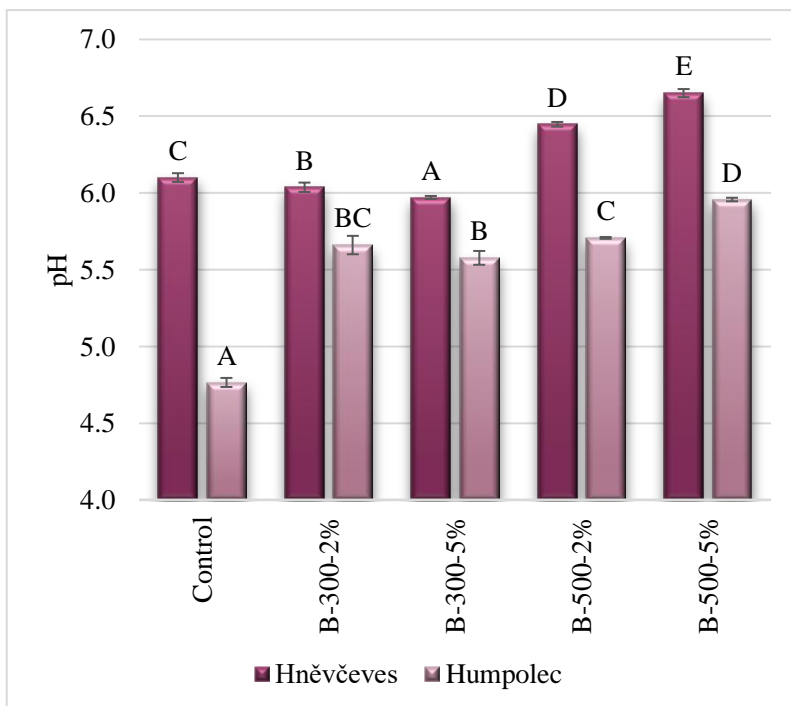
Graf 1. Hodnota pH v 1. termínu odběru. Hodnota pH v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 2. Hodnota pH ve 2. termínu odběru. Hodnota pH v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 3. Hodnota pH ve 3. termínu odběru. Hodnota pH v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 4. Hodnota pH ve 4. termínu odběru. Hodnota pH v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

5.2 Obsah dostupných živin stanovených metodou Mehlich III

Vápník

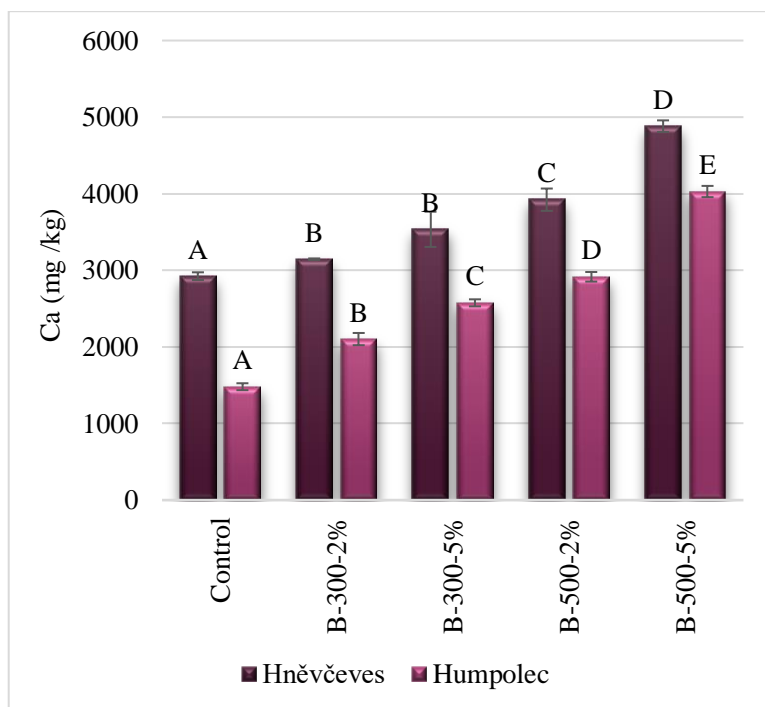
V Grafech 5 až 8 lze pozorovat mobilitu Ca. Při porovnání Grafů 5 až 8 s Tabulkou 1 je vidět, že biochar může být pro půdu zdrojem Ca, jelikož biochar obsahuje mnohem více Ca než půda.

Z Grafu 5 lze pozorovat, že po aplikaci biocharu v 1. termínu odběru u půdy Hněvčeves došlo u varianty B-300-2% a B-300-5% ke stejnému zvýšení mobility Ca oproti kontrole, zatímco u ostatních variant se mobilita zvýšila ve srovnání s kontrolou a zvyšovala se vždy se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec ve srovnání s kontrolou došlo ke zvýšení mobility Ca, která se vždy zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy.

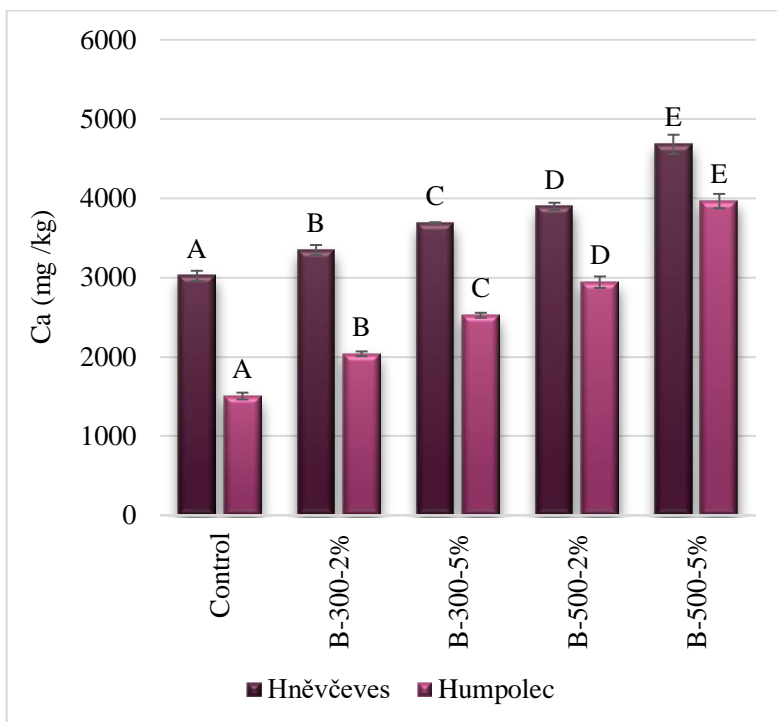
V Grafu 6 je znázorněno, že ve 2. termínu odběru u obou druhů půd ve srovnání s kontrolou byl zaznamenán nárůst mobilního Ca, který se vždy zvyšoval se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy.

Ve 3. termínu odběru (Graf 7) u půdy Hněvčeves se po aplikaci B-300-2% mobilita Ca nezměnila ve srovnání s kontrolou, u B-300-5% a B-500-2% došlo ke zvýšení mobilního Ca oproti kontrole, zatímco u B-500-5% byl největší nárůst obsahu Ca ze všech variant. Po aplikaci biocharu u půdy Humpolec ve srovnání s kontrolou po aplikaci B-300-2% došlo k nárůstu mobility Ca, dále bylo chování Ca srovnatelné jako u půdy Hněvčeves.

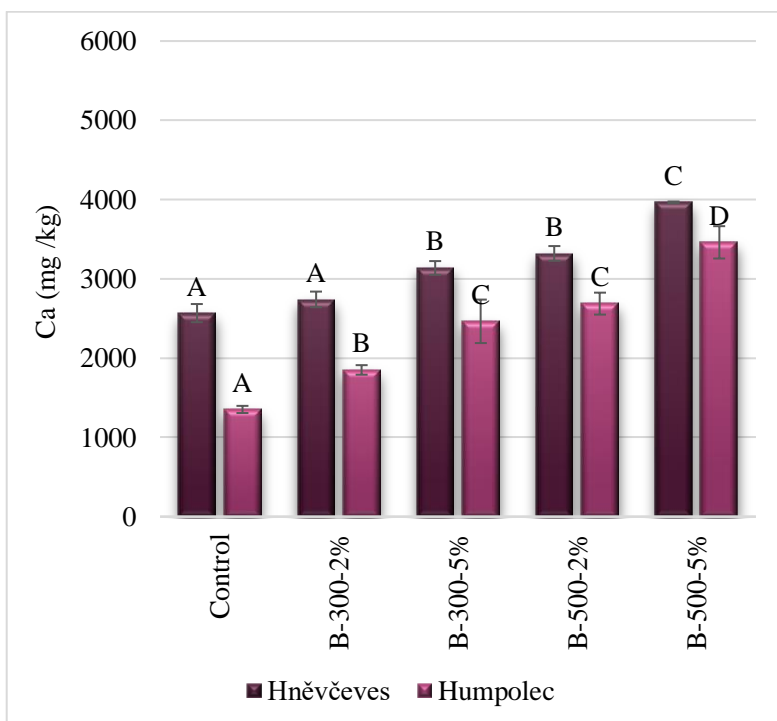
Ve 4. odběrovém termínu (Graf 8) u půd Hněvčeves a Humpolec ve srovnání s kontrolou po aplikaci B-300-2% došlo ke zvýšení mobility Ca, u B-300-5% a B-500-2% došlo ke zvýšení mobilního Ca oproti B-300-2%, zatímco u B-500-5% byl největší nárůst obsahu Ca ze všech variant.



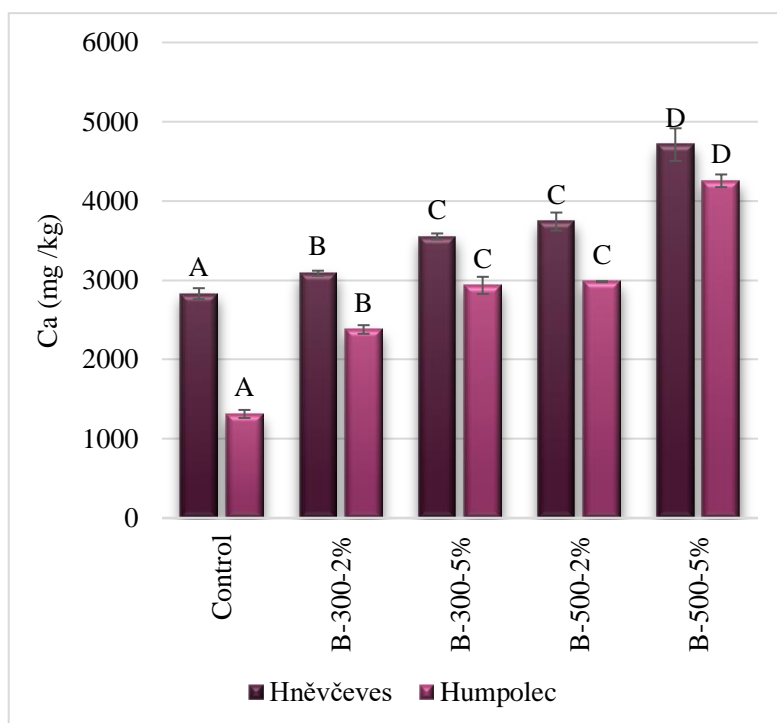
Graf 5. Hodnota mobility Ca v 1. termínu odběru. Hodnota Ca v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% – jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 6. Hodnota mobility Ca ve 2. termínu odběru. Hodnota Ca v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 7. Hodnota mobility Ca ve 3. termínu odběru. Hodnota Ca v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 8. Hodnota mobility Ca ve 4. termínu odběru. Hodnota Ca v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% – jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

Draslík

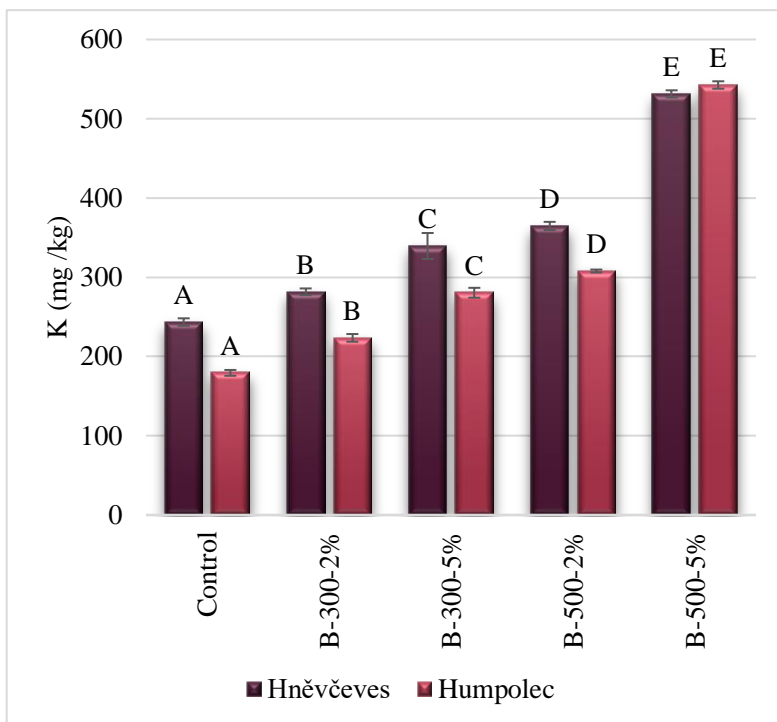
U draslíku podobně jako u Ca při porovnání Grafů 9–12 a Tabulky 1 lze vidět, že biochar může být pro půdu zdrojem K, protože má vyšší obsah tohoto prvku než půda.

Z Grafu 9 lze pozorovat, že po aplikaci biocharu v 1. termínu u půdy Hněvčeves došlo ke zvýšení mobility K oproti kontrole, která se vždy zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. Po aplikaci biocharu u půdy Humpolec bylo chování K srovnatelné jako u půdy Hněvčeves.

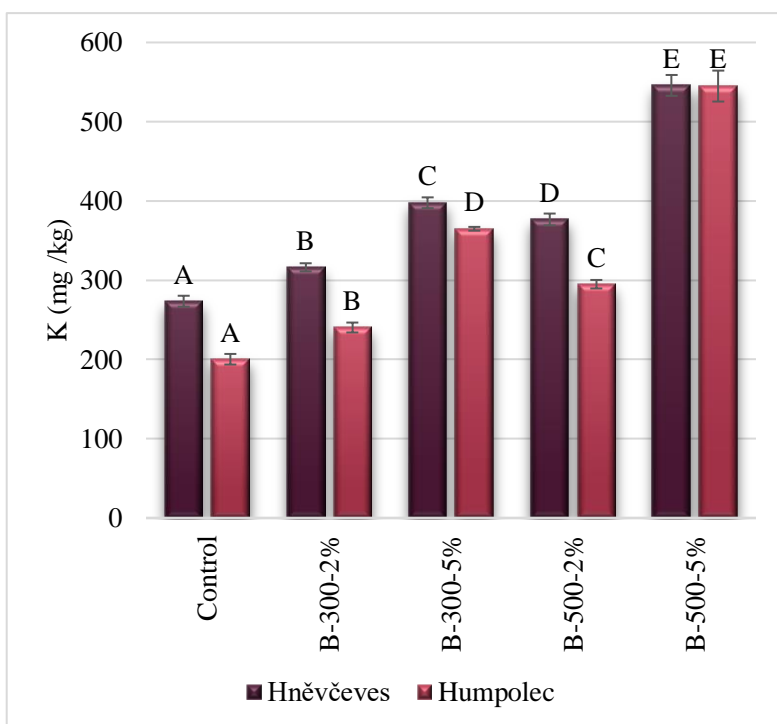
Ve 2. termínu odběru (Graf 10) u půdy Hněvčeves po aplikaci biocharu došlo k nárůstu mobility K oproti kontrole, a to vždy se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu byl zaznamenán nárůst K u B-300-2% ve srovnání s kontrolou a výrazný nárůst K u B-300-5%. Po aplikaci biocharu B-500-2% došlo k nárůstu K oproti kontrole, ale ke snížení K oproti B-300-5% a k výraznému nárůstu K u B-500-5% oproti B-500-2%.

Ve 3. termínu odběru (Graf 11) u půdy Hněvčeves po přidání biocharu došlo k nárůstu mobility K u všech variant ve srovnání s kontrolou, avšak největší nárůst byl zaznamenán u B-500-5% a nejmenší u B-300-2%. Po přidání biocharu u půdy Humpolec byl obsah draslíku stejný jako ve 2. termínu.

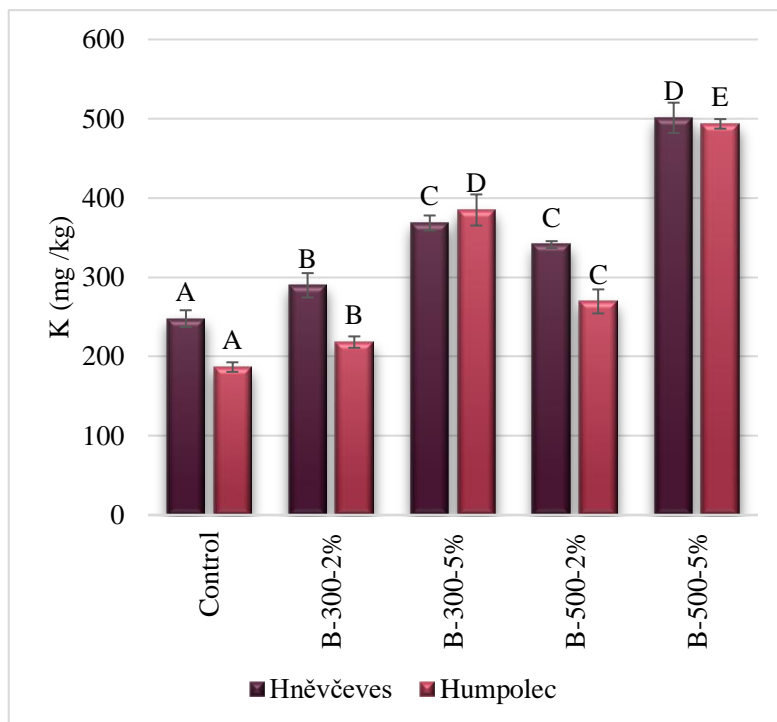
Ve 4. odběrovém termínu (Graf 12) u půdy Hněvčeves po aplikaci biocharu došlo k nárůstu draslíků ve srovnání s kontrolou, kde obsah K se vždy zvyšoval se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec byl obsah draslíku identický s 2. termínem.



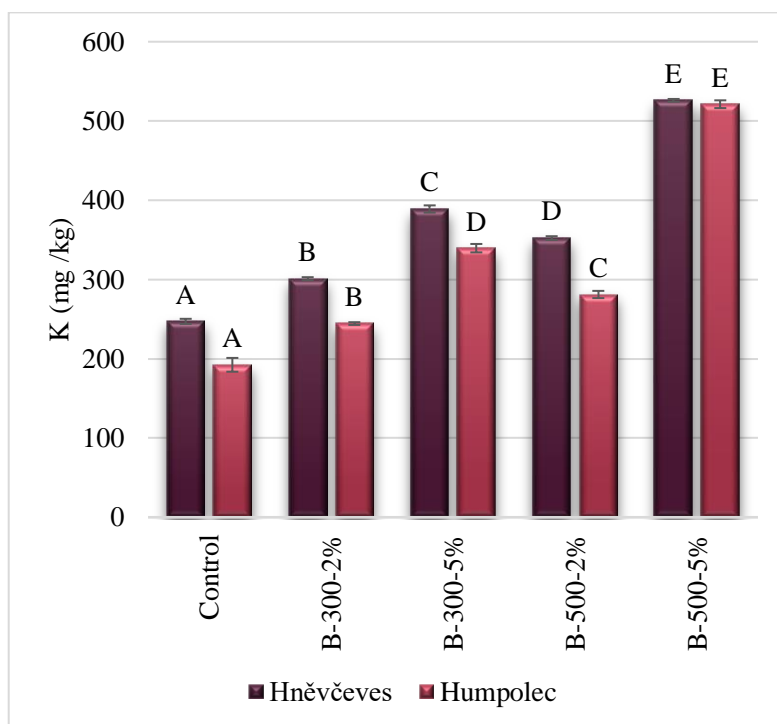
Graf 9. Hodnota mobility K v 1. termínu odběru. Hodnota K v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 10. Hodnota mobility K ve 2. termínu odběru. Hodnota K v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 11. Hodnota mobility K ve 3. termínu odběru. Hodnota K v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 12. Hodnota mobility K ve 4. termínu odběru. Hodnota K v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

Hořčík

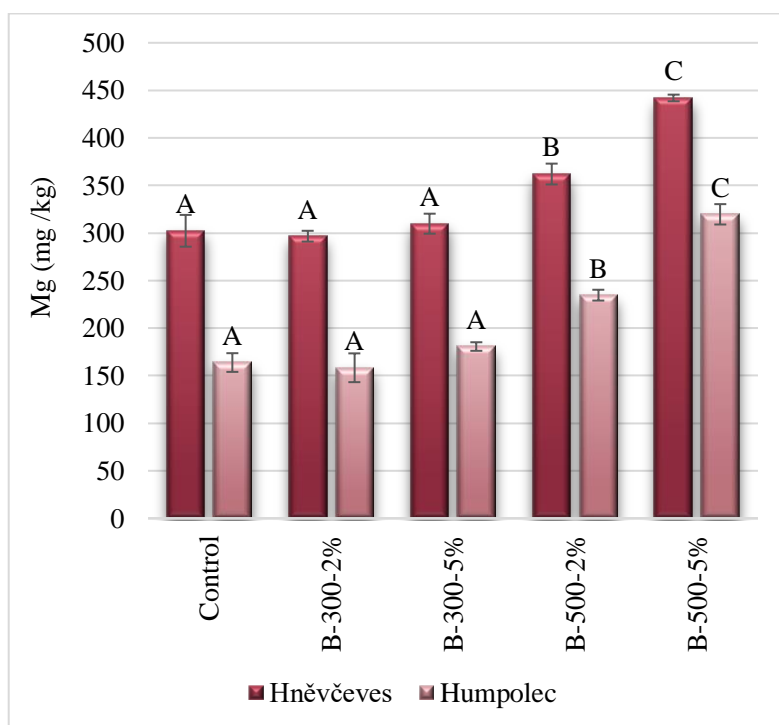
Z Tabulky 1 je zřejmé, že Mg je nejvíce obsažen v biocharu vyrobeném za teploty 500 °C. Grafy 13–16 zobrazují mobilitu Mg.

V 1. odběrovém termínu (Graf 13) u půdy Hněvčeves a Humpolec je při porovnání grafů vidět, že po aplikaci biocharu vyrobeného při teplotě 300 °C mobilita Mg zůstala stejná ve srovnání s kontrolou, naopak po aplikaci biocharu vyrobeného při teplotě 500 °C se mobilita Mg zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu.

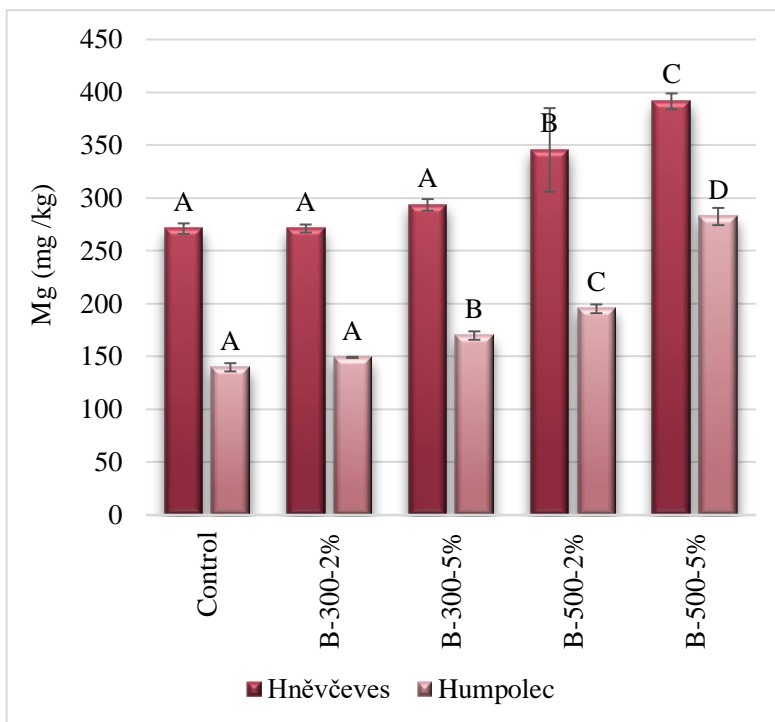
Ve 2. termínu odběru (Graf 14) u půdy Hněvčeves bylo chování Mg srovnatelné jako v 1. odběrovém termínu. U půdy Humpolec se po aplikaci B-300-2% mobilita Mg nezměnila ve srovnání s kontrolou, zatímco u dalších variant se mobilita Mg zvýšila ve srovnání s kontrolou a vždy se zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy.

Ve 3. odběrovém termínu (Graf 15) u obou druhů půd se po aplikaci B-300-2% mobilita Mg nezměnila ve srovnání s kontrolou, zatímco u dalších variant mobilita Mg se zvýšila ve srovnání s kontrolou a nejvyšší mobilita ze všech variant byla zaznamenána u B-500-5%.

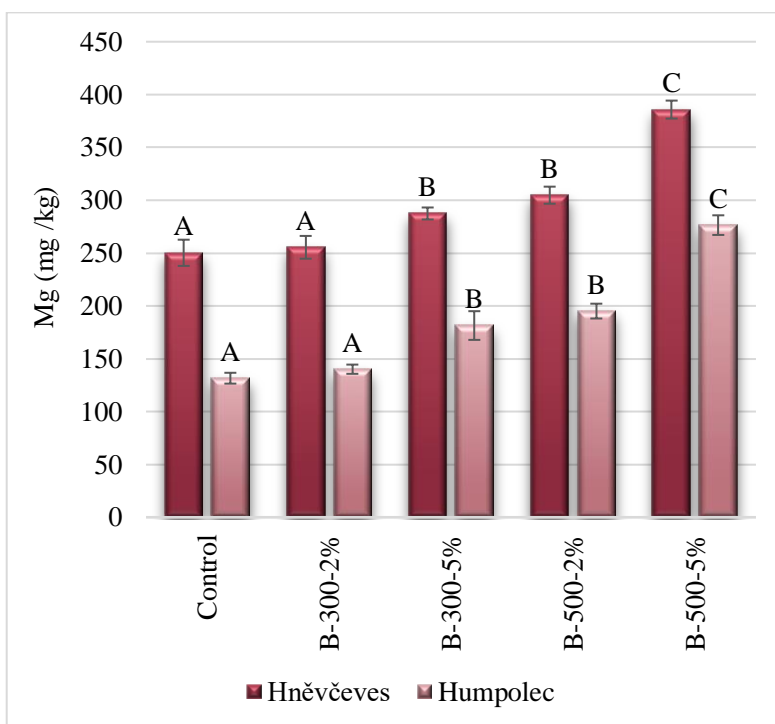
Ve 4. termínu odběru (Graf 16) u půd Hněvčeves a Humpolec se zvýšil obsah mobilního Mg u všech variant oproti kontrole, zatímco nejvyšší nárůst Mg byl zaznamenán u B-500-5% ze všech variant a nejnižší u B-300-2%.



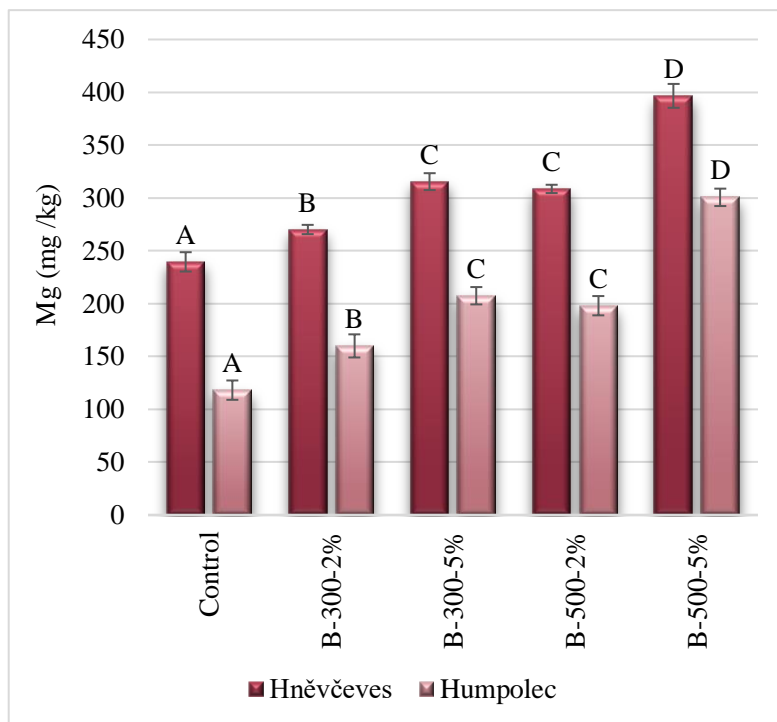
Graf 13. Hodnota mobility Mg v 1. termínu odběru. Hodnota Mg v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 14. Hodnota mobility Mg ve 2. termínu odběru. Hodnota Mg v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 15. Hodnota mobility Mg ve 3. termínu odběru. Hodnota Mg v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 16. Hodnota mobility Mg ve 4. termínu odběru. Hodnota Mg v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% – jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

Fosfor

U fosforu také jako u předchozích prvků lze vidět z Tabulky 1, že biochar má vyšší obsah tohoto prvku než půdy Humpolec a Hněvčeves, proto by biochar mohl být zdrojem P.

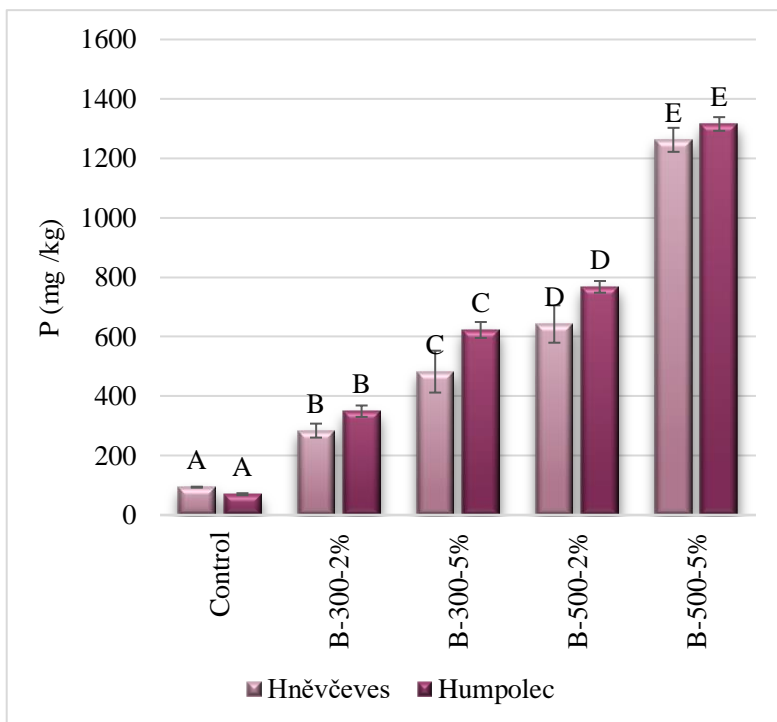
Grafy 17–20 zobrazují mobilitu fosforu.

U půdy Hněvčeves a Humpolec v 1. termínu odběru (Graf 17) došlo ke zvýšení mobility P oproti kontrole, která se vždy zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy.

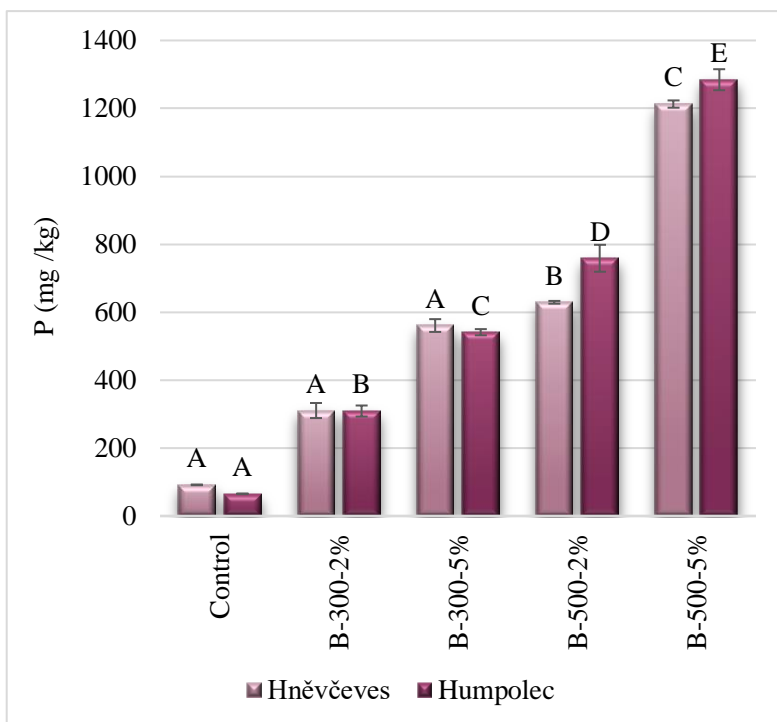
Ve 2. odběrovém termínu (Graf 18) u půdy Hněvčeves mobilita P zůstala beze změny po aplikaci biocharu připraveného při teplotě 300 °C ve srovnání s kontrolou a po aplikaci biocharu připraveného při teplotě 500 °C se mobilita P zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu. U půdy Humpolec bylo chování P srovnatelné s 1. termínem odběru.

U půd Hněvčeves a Humpolec ve 3. termínu odběru (Graf 19) mobilita P byla identická jako u 1. termínu odběru.

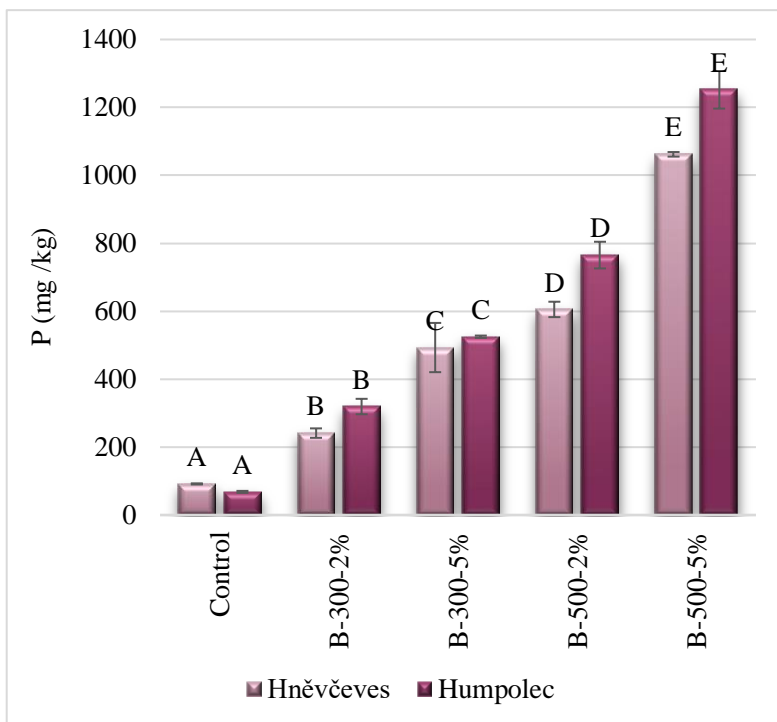
Ve 4. termínu odběru u půd Hněvčeves a Humpolec došlo k nárůstu fosforu u všech variant oproti kontrole, kde nejnižší nárůst P byl zaznamenán u B-300-2% ze všech variant a nejvyšší u B-500-5%.



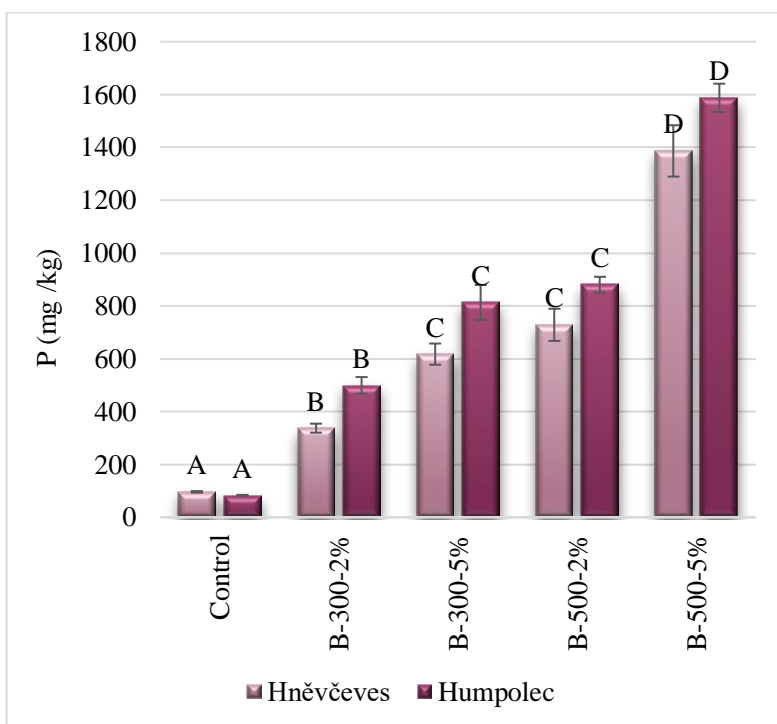
Graf 17. Hodnota mobility P v 1. termínu odběru. Hodnota P v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 18. Hodnota mobility P ve 2. termínu odběru. Hodnota P v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 19. Hodnota mobility P ve 3. termínu odběru. Hodnota P v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 20. Hodnota mobility P ve 4. termínu odběru. Hodnota P v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

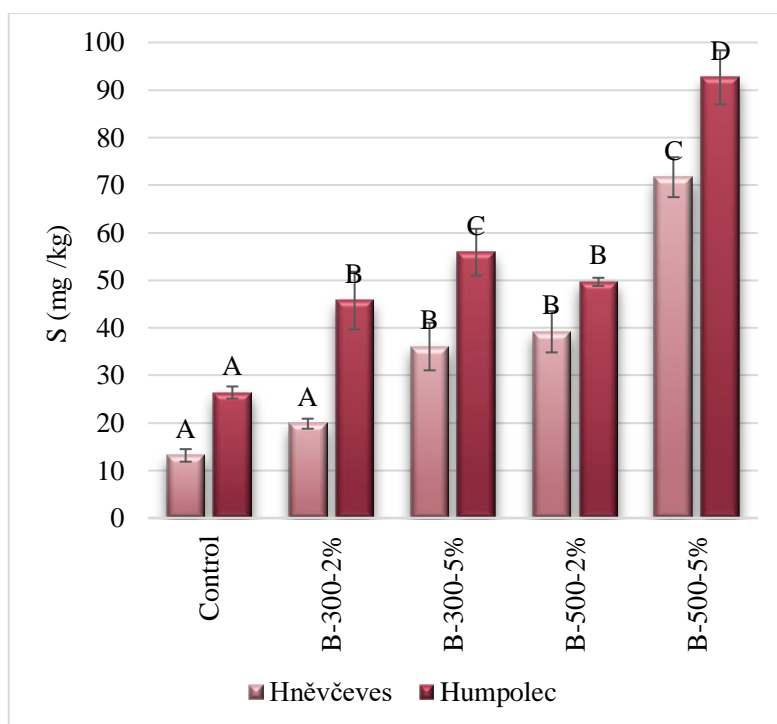
Síra

Mobilitu síry znázorňují Grafy 21–24. Z Tabulky 1 lze říci, že obsah S je vyšší u biocharů než v půdách, z toho důvodu biochar může zvýšit dostupný obsah tohoto prvku v půdě.

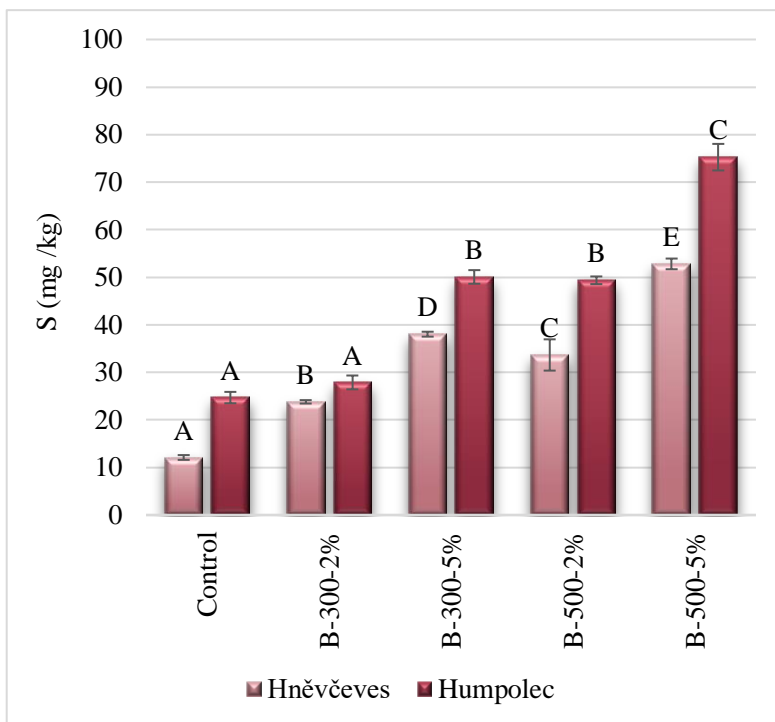
V 1. odběrovém termínu (Graf 21) u půdy Hněvčeves po aplikaci biocharu připraveného při 300 °C došlo ke zvýšení obsahu síry ve srovnání s kontrolou pouze u dávky 5 %. Aplikace biocharu připraveného při 500 °C vedla ke zvýšení obsahu síry ve srovnání s kontrolou, ale jen při dávce 5 % bylo toto zvýšení významné ve srovnání s biocharem připraveným při 300 °C. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu došlo k nárůstu mobility S u všech variant ve srovnání s kontrolou, která se vždy zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy.

U půdy Hněvčeves ve 2. a 3. odběrovém termínu (Graf 22, 23) byl zaznamenán nárůst S u B-300-2% ve srovnání s kontrolou a výrazný nárůst S u B-300-5%. Po aplikaci biocharu B-500-2% došlo ke snížení S oproti B-300-5% a k výraznému nárůstu S u B-500-5% oproti B-500-2%. U půdy Humpolec ve 2. a 3. termínu ve srovnání s kontrolou došlo k nárůstu mobility S po přidání biocharu B-300-5%, B-500-2% a B-500-5%, avšak nejvýznamnější nárůst byl prokázán u B-500-5%.

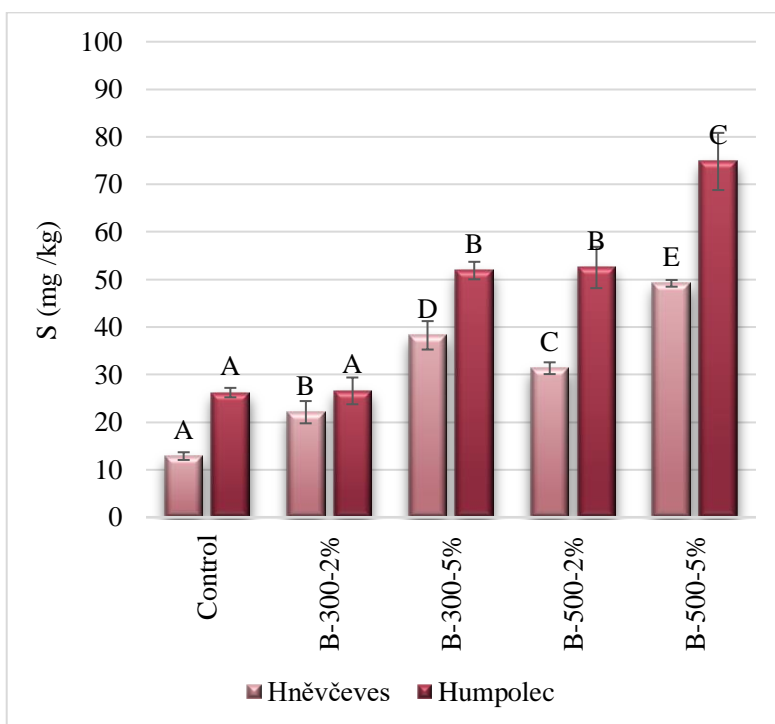
Ve 4. termínu odběru (Graf 24) u půdy Hněvčeves obsah mobility S byl stejný jako ve 2. a 3. termínu odběru. U půdy Humpolec obsah síry byl identický s obsahem v 1. termínu odběru.



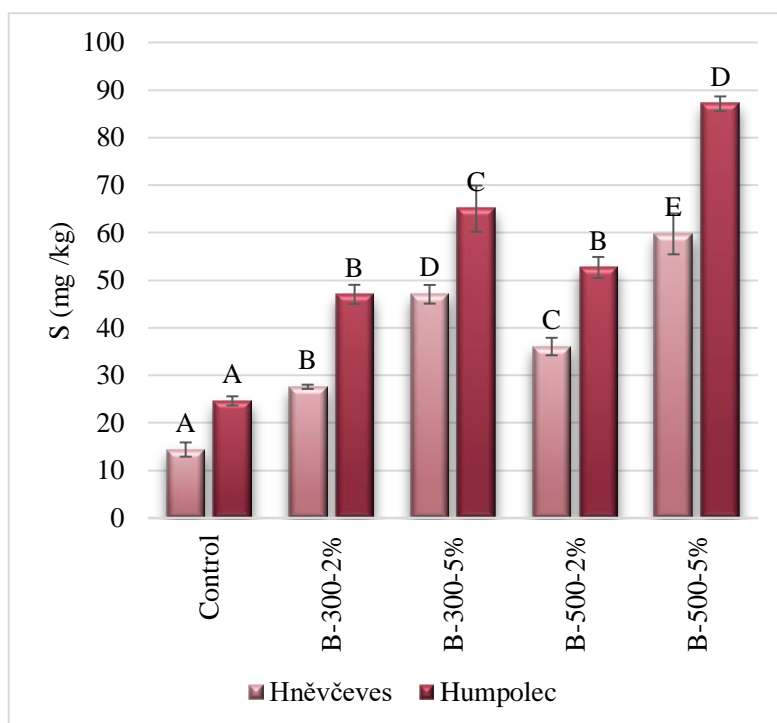
Graf 21. Hodnota mobility S v 1. termínu odběru. Hodnota S v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 22. Hodnota mobility S ve 2. termínu odběru. Hodnota S v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 23. Hodnota mobility S ve 3. termínu odběru. Hodnota S v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 24. Hodnota mobility S ve 4. termínu odběru. Hodnota S v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% – jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

Zinek

V Grafech 25–28 je možno porovnat obsah mobilního Zn. Z Tabulky 1 lze říct, že obsah Zn je vyšší u biocharů než v půdách, proto biochar může zvýšit obsah dostupného Zn v půdě.

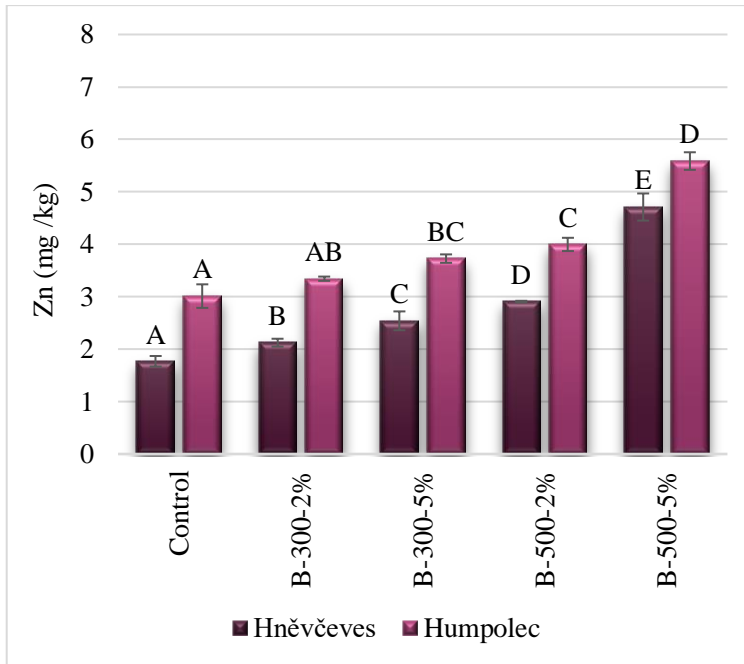
V 1. termínu odběru (Graf 25) u půdy Hněvčeves po přidání biocharu byl zaznamenán nárůst mobility Zn u všech variant ve srovnání s kontrolou, kde obsah Zn se vždy zvyšoval se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu vyrobeného při 300 °C došlo ke zvýšení obsahu zinku ve srovnání s kontrolou pouze u dávky 5 %. Aplikace biocharu připraveného při 500 °C vedla ke zvýšení obsahu zinku oproti kontrole, ale jen při dávce 5 % bylo toto zvýšení významné ve srovnání s biocharem připraveným při 300 °C.

U půdy Hněvčeves ve 2. odběrovém termínu (Graf 26) došlo k nárůstu mobilního Zn u B-500-2% a B-500-5%, který se zvyšoval se zvyšující se dávkou biocharu. Po aplikaci biocharu u půdy Humpolec byl prokázán shodný nárůst zinku u B-500-2% a B-500-5%.

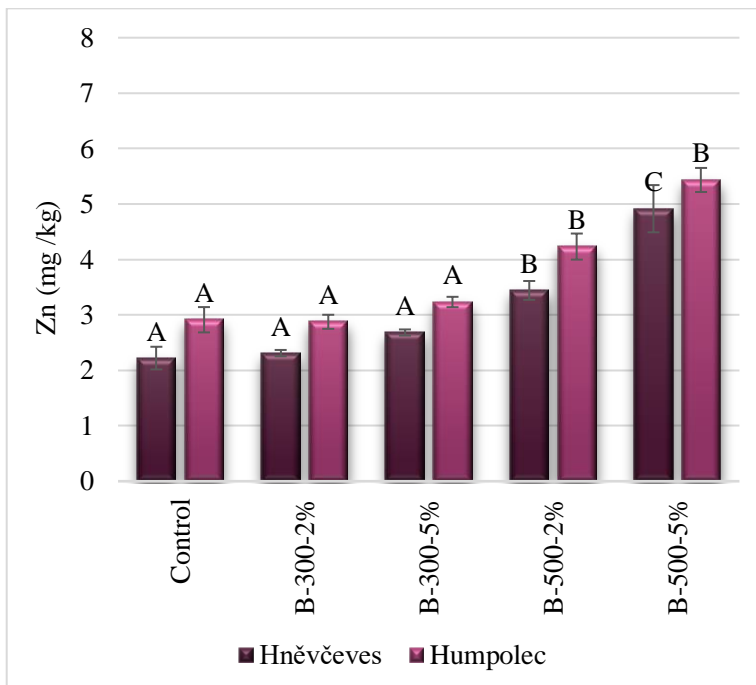
Ve 3. termínu odběru (Graf 27) u půdy Hněvčeves po přidání biocharu připraveného při 300 °C byl zaznamenán nárůst Zn ve srovnání s kontrolou výhradně u dávky 5 %. Aplikace biocharu vyrobeného při 500 °C vedla ke zvýšení obsahu mobilního Zn oproti kontrole, ale pouze u dávky 5 % bylo toto zvýšení významné ve srovnání s biocharem, který byl připraven při 300 °C. U půdy Humpolec došlo k nárůstu mobility Zn pouze po aplikaci biocharu vyrobeného při 500 °C u dávky 5 %.

Ve 4. odběrovém termínu (Graf 28) u půdy Hněvčeves byl prokázán nárůst mobilního Zn u všech variant ve srovnání s kontrolou, který se vždy zvyšoval se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. Po přidání biocharu u půdy Humpolec došlo ke zvýšení obsahu zinku u

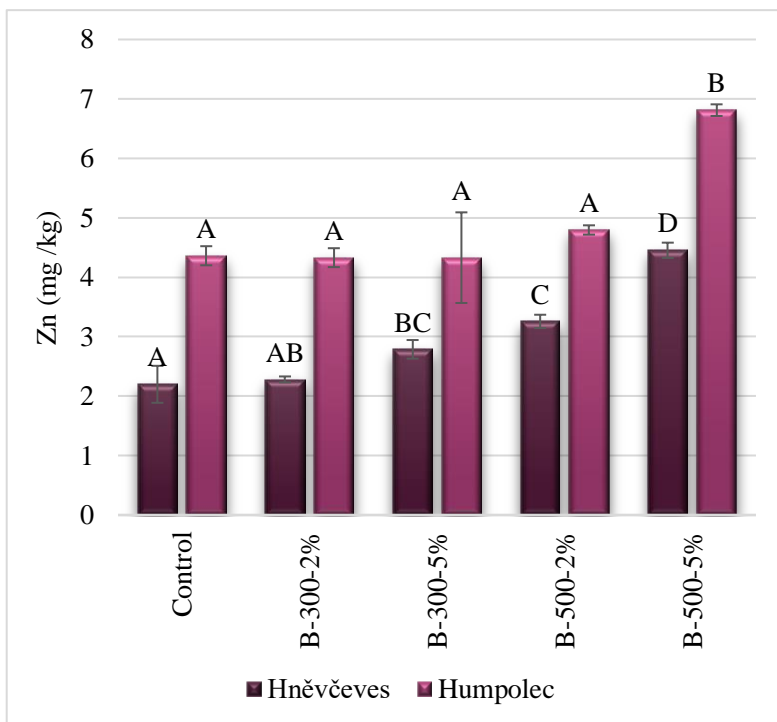
všech variant oproti kontrole, zatímco u B-300-2%, B-300-5% byl nejmenší nárůst obsahu zinku ze všech variant a u B-500-5% došlo k největšímu nárůstu.



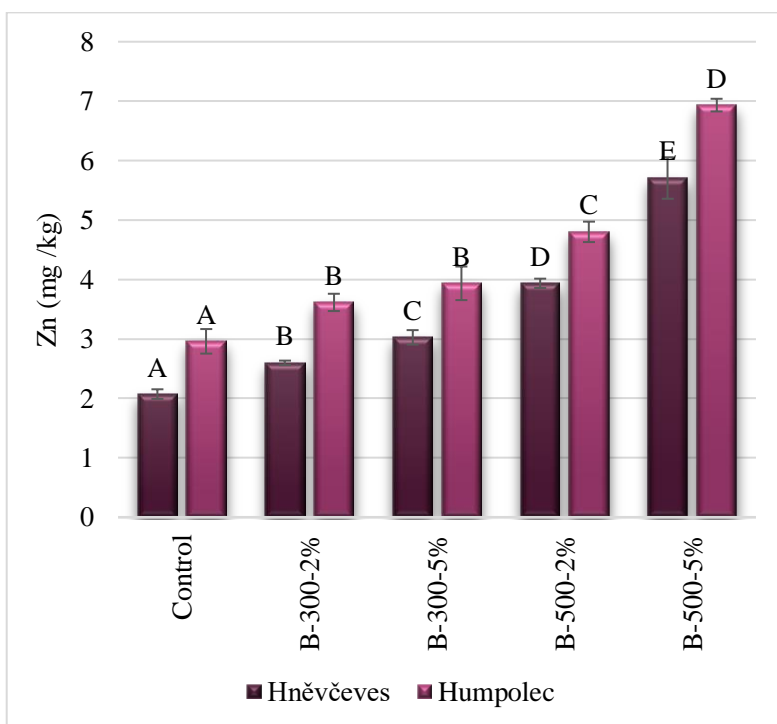
Graf 25. Hodnota mobility Zn v 1. termínu odběru. Hodnota Zn v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 26. Hodnota mobility Zn ve 2. termínu odběru. Hodnota Zn v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 27. Hodnota mobility Zn ve 3. termínu odběru. Hodnota Zn v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 28. Hodnota mobility Zn ve 4. termínu odběru. Hodnota Zn v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%-jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

5.3 Změna dostupného obsahu N v půdě

Amonný dusík

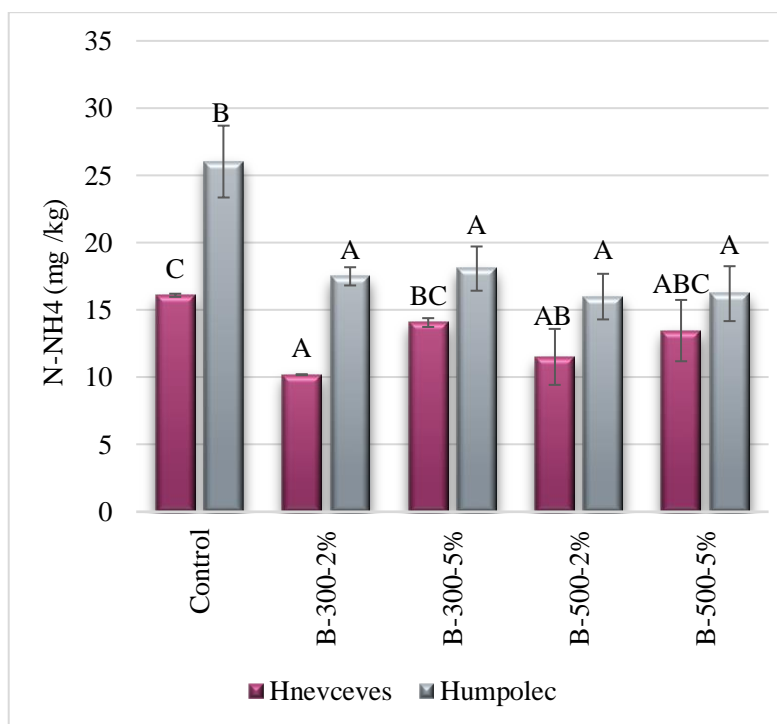
V Grafech 29–32 lze porovnat obsah mobilního N-NH₄ v půdě.

V 1. termínu odběru (Graf 29) u půdy Hněvčeves po přidání biocharu došlo ke snížení N-NH₄ u všech variant ve srovnání s kontrolou. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu byl zaznamenán totožný pokles mobility N-NH₄ u všech variant ve srovnání s kontrolou.

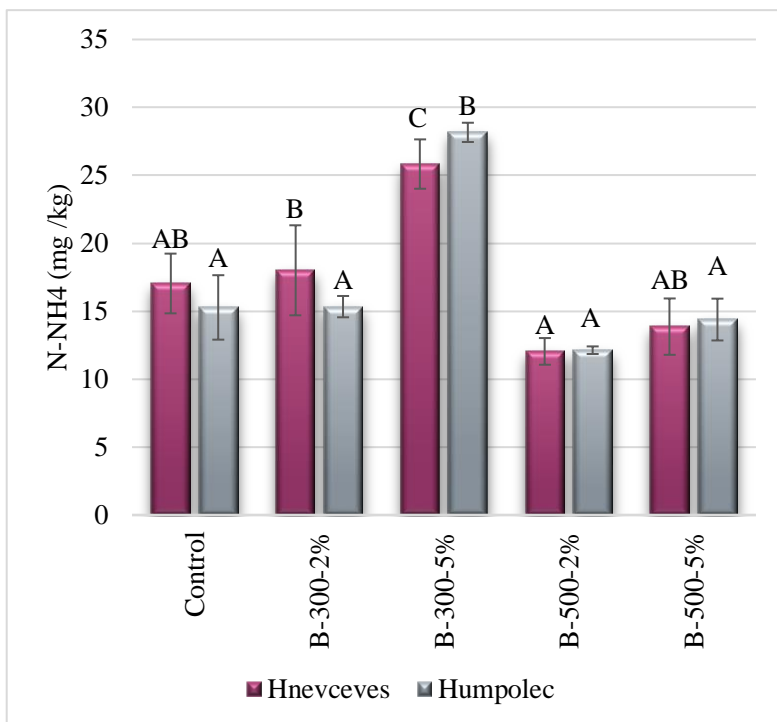
Ve 2. odběrovém termínu (Graf 30) u půd Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu došlo ke zvýšení obsahu N-NH₄ pouze u dávky B-300-5% ve srovnání s kontrolou, u ostatních variant nebyla prokázána žádná změna obsahu.

U půdy Hněvčeves ve 3. odběrovém termínu (Graf 31) byl zaznamenán nárůst N-NH₄ po aplikaci biocharu u B-300-5% ve srovnání s kontrolou i jeho pokles u B-500-2% a B-500-5%. U varianty B-300-2% nedošlo k žádné změně obsahu oproti kontrole. U půdy Humpolec ve 3. termínu ve srovnání s kontrolou došlo ke snížení N-NH₄ po přidání biocharu u variant B-300-2%, B-500-2%, B-500-5% a k nárůstu obsahu N-NH₄ u varianty B-300-5%.

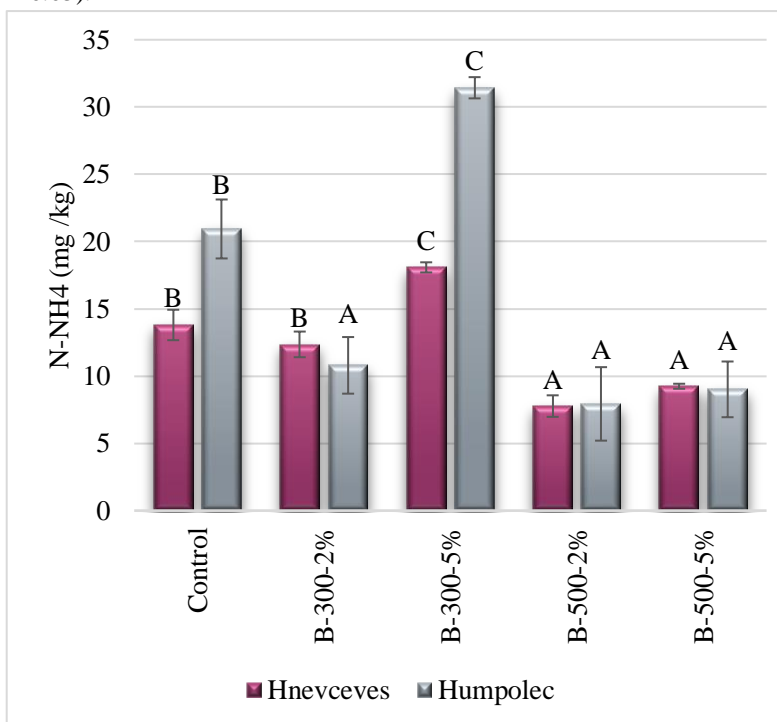
Ve 4. termínu odběru (Graf 32) u obou druhů půd je při porovnání grafů vidět, že po aplikaci biocharu vyrobeného při teplotě 300 °C mobilita N-NH₄ se zvyšovala se zvyšující se dávkou biocharu ve srovnání s kontrolou, naopak po aplikaci biocharu vyrobeného při teplotě 500 °C mobilita N-NH₄ zůstala stejná oproti kontrole.



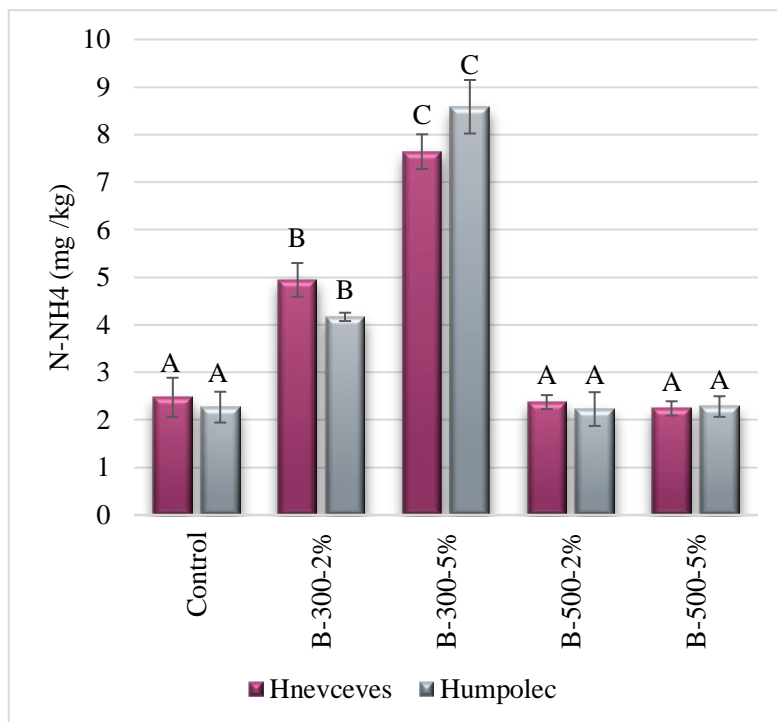
Graf 29. Hodnota mobility N-NH₄ v 1. termínu odběru. Hodnota N-NH₄ v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 30. Hodnota mobility N-NH₄ ve 2. termínu odběru. Hodnota N-NH₄ v půdách Hnevceves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 31. Hodnota mobility N-NH₄ ve 3. termínu odběru. Hodnota N-NH₄ v půdách Hnevceves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 32. Hodnota mobility N-NH₄ ve 4. termínu odběru. Hodnota N-NH₄ v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

Dusičnanový dusík

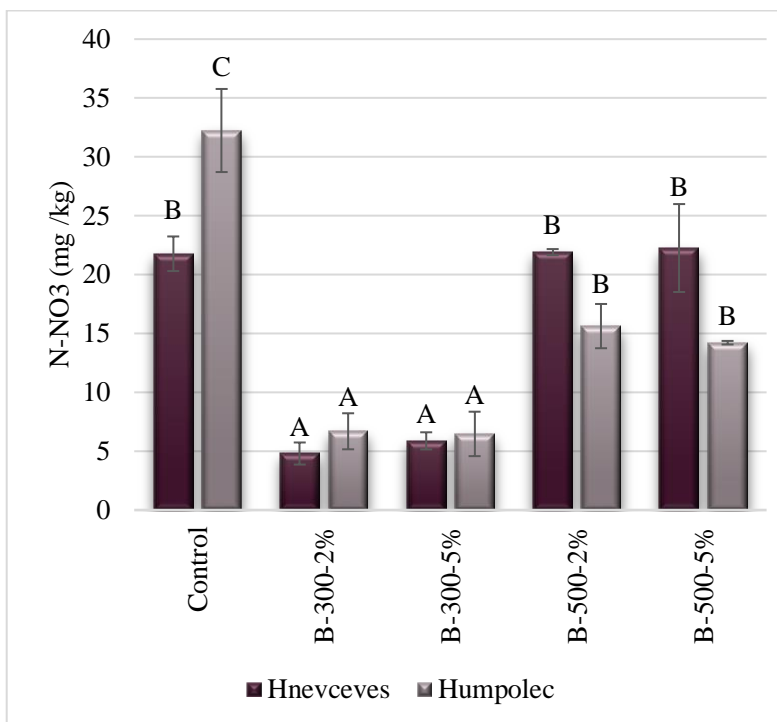
V Grafech 33–36 je možno porovnat obsah mobility N-NO₃.

V 1. termínu odběru (Graf 33) u půdy Hněvčeves byl zaznamenán totožný pokles mobility N-NO₃ po aplikaci biocharu vyrobeného při 300 °C a po aplikaci biocharu vyrobeného při 500 °C nebyla prokázána žádná změna oproti kontrole. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu u všech variant ve srovnání s kontrolou došlo ke snížení obsahu N-NO₃, který se snižoval se snižující se teplotou pyrolýzy.

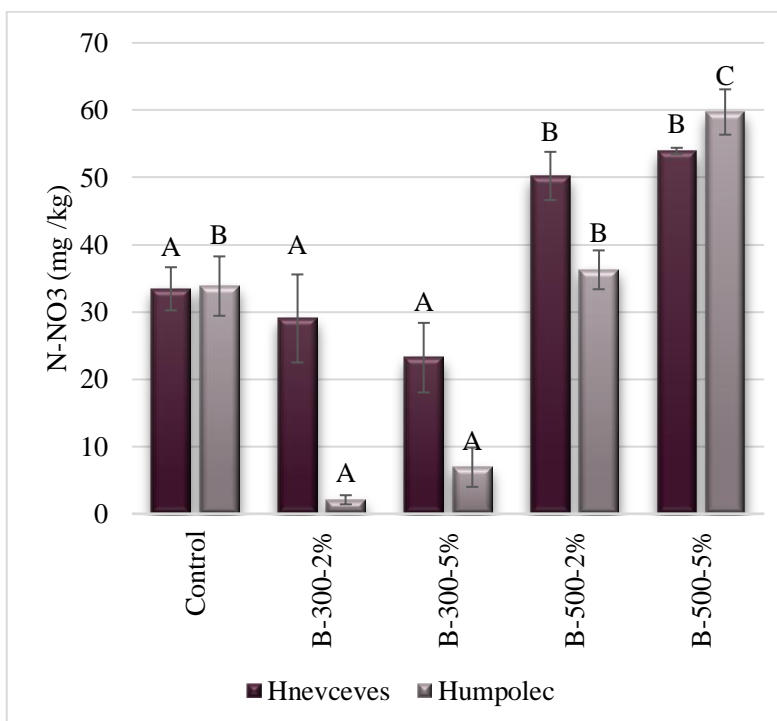
Ve 2. odběrovém termínu (Graf 34) u půdy Hněvčeves byl prokázán nárůst mobility N-NO₃ po aplikaci biocharu u variant B-500-2% a B-500-5% ve srovnání s kontrolou, u variant B-300-2% a B-300-2% nedošlo k žádné změně oproti kontrole. U půdy Humpolec došlo ke snížení obsahu N-NO₃ po aplikaci biocharu vyrobeného za teploty 300 °C, k nárůstu obsahu N-NO₃ u varianty B-500-5% a nebyla zaznamenaná změna u B-500-2% oproti kontrole.

U půdy Hněvčeves ve 3. termínu odběru (Graf 35) došlo k nárůstu obsahu N-NO₃ u variant B-300-5% a B-500-5% a nebyla prokázána žádná změna u B-300-2%, B-500-2% ve srovnání s kontrolou. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu byl zaznamenán pokles mobility N-NO₃ u B-300-2% ve srovnání s kontrolou a nárůst N-NO₃ u B-300-5%. Po aplikaci biocharu u B-500-2% došlo ke snížení N-NO₃ a nedošlo k žádné změně u B-500-5% oproti kontrole.

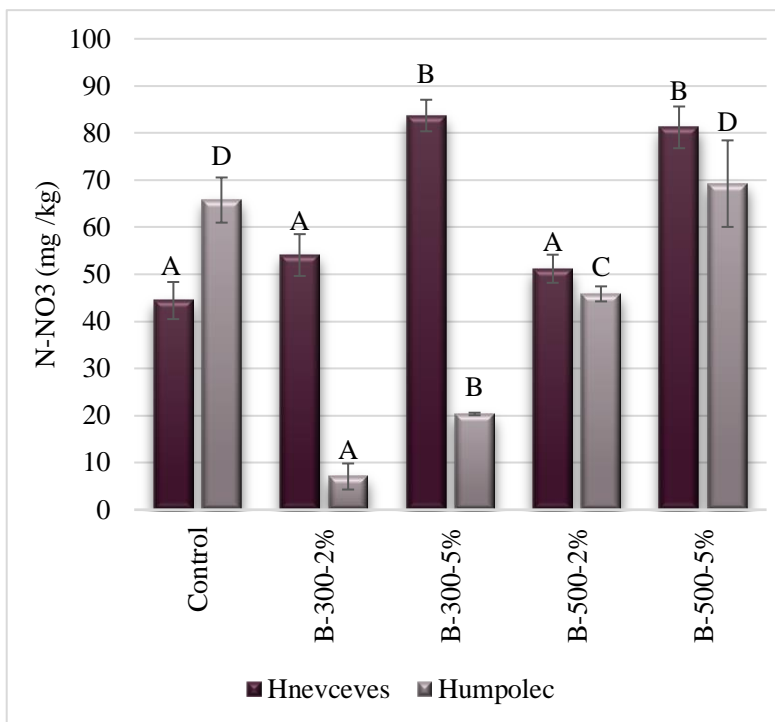
Ve 4. odběrovém termínu (Graf 36) u půdy Hněvčeves byl prokázán nárůst mobilního N-NO₃ u varianty B-300-5% oproti kontrole, u ostatních variant nebyla zaznamenaná žádná změna obsahu ve srovnání s kontrolou. U půdy Humpolec ve 4. termínu odběru nedošlo ke změně N-NO₃ u variant B-300-5% a B-300-5%, ale došlo k jeho nárůstu u B-300-5% a B-500-5% ve srovnání s kontrolou.



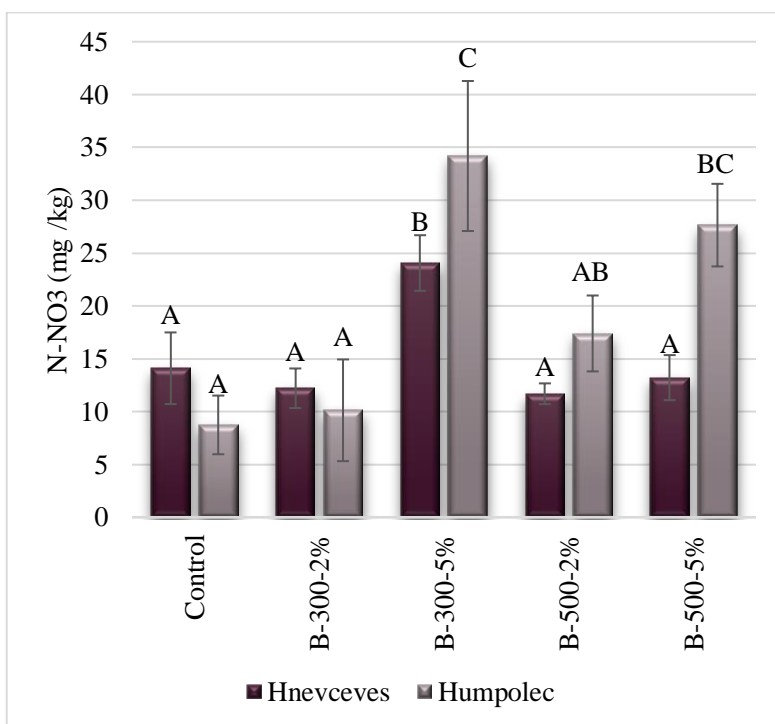
Graf 33. Hodnota mobility N-NO₃ v 1. termínu odběru. Hodnota N-NO₃ v půdách Hnevceves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 34. Hodnota mobility N-NO₃ ve 2. termínu odběru. Hodnota N-NO₃ v půdách Hnevceves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5% - jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 35. Hodnota mobility N-NO₃ ve 3. termínu odběru. Hodnota N-NO₃ v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).



Graf 36. Hodnota mobility N-NO₃ ve 1. termínu odběru. Hodnota N-NO₃ v půdách Hněvčeves a Humpolec po aplikaci biocharu v průběhu inkubačního pokusu; Control – kontrola, B-300-2%, B-300-5%, B-500-2%, B-500-5%- jednotlivé vzorky biocharu; varianty s označením stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší ($\alpha = 0.05$).

5.4 Statistické srovnání změn obsahů sledovaných prvků v průběhu pokusu

V Tabulce 3 je zřejmé, že u půdy Hněvčeves u kontroly se pH v průběhu pokusu stále snižovalo. U varianty B-300-2% se pH ve 2. odběru zvýšilo, ale pak se ve 3. a 4. odběru snižovalo. U B-300-5% se pH ve 2. odběru nezměnilo a potom se ve 3. a 4. odběru snižovalo. U varianty B-500-2% se pH ve 2. a 3. termínu snižovalo a ve 4. odběru bylo identické se 3. odběrem. U varianty B-500-5% se pH v průběhu pokusu stále snižovalo.

U půdy Humpolec u kontroly se pH v průběhu pokusu snižovalo, u varianty B-300-2% se pH ve 2. odběru zvýšilo, ale pak se ve 3. a 4. odběru snižovalo. U kontroly se pH ve 2. i 3. odběru snižovalo, a ve 4. odběru bylo identické se 3. odběrem. U varianty B-300-2% se pH ve 2. odběru zvýšilo, následně se ve 3. odběru snížilo a potom se neměnilo. U varianty B-300-5% se pH ve 2. odběru snížilo a v následujících odběrech se stále snižovalo. U varianty B-500-2% se pH v průběhu pokusu neustále snižovalo. U varianty B-500-5% se pH ve 2. odběru nezměnilo a v dalších odběrech se stále snižovalo.

Tabulka 3. Změna hladiny pH v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	↑	–	↓	↓
3	↓	↓	↓	↓	↓
4	↓	↓	↓	–	↓
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	↑	↑	↓	–
3	↓	↓	↓	↓	↓
4	–	–	↓	↓	↓

V Tabulce 4 u půdy Hněvčeves u kontroly obsah Ca ve 2. odběru zůstal stejný, ve 3. odběru se obsah snížil a ve 4. odběru se naopak zvýšil. U varianty B-300-2% se obsah Ca ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru se snížil a ve 4. byl identický se 3. odběrem. U variant B-300-5%, B-500-2% a B-500-5% ve 2. odběru nedošlo ke změně, obsah Ca se ve 3. odběru snížil a ve 4. odběru zůstal stejný jako ve 3. odběru.

U půdy Humpolec u kontroly a variant B-300-2%, B-500-5% ve 2. odběru obsah Ca zůstal stejný, ve 3. odběru se snížil a ve 4. odběru zůstal identický se 3. odběrem. U varianty B-300-5% v průběhu celého pokusu nedošlo ke změně obsahu Ca. U varianty B-500-2% se obsah Ca ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru se snížil a ve 4. odběru znovu došlo k jeho navýšení.

Tabulka 4. Změna obsahu Ca v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	↑	–	–	–
3	↓	↓	↓	↓	↓
4	↑	–	–	–	–
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	–	–	↑	–
3	↓	↓	–	↓	↓
4	–	–	–	↑	–

V Tabulce 5 u půdy Hněvčeves u kontroly ve 2. odběru došlo k nárůstu obsahu K a v následujících odběrech nebyla prokázána žádná změna. U varianty B-300-2% se obsah K ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru zůstal stejný a ve 4. odběru opět došlo k jeho navýšení. U varianty B-300-5% se obsah K ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru se snížil a ve 4. odběru došlo k jeho opakovanému navýšení. U varianty B-500-2% ve 2. odběru nedošlo ke změně obsahu K, ale ve 3. odběru se obsah snížil a ve 4. odběru zůstal stejný jako ve 3. odběru. U varianty B-500-5% došlo k navýšení obsahu K ve 2. odběru, k jeho snížení ve 3. odběru a nebyla prokázána žádná změna ve 4. odběru.

U půdy Humpolec u kontroly ve 2. odběru byl zaznamenán pokles obsahu K, v následujících odběrech se jeho obsah pořád zvyšoval. U varianty B-300-2% se obsah K v průběhu celého pokusu stále zvyšoval. U varianty B-300-5% ve 2. a 3. odběru byl prokázán trvalý pokles obsahu K, který ve 4. odběru vzrostl. U varianty B-500-2% ve 2. odběru byl zaznamenán nárůst obsahu K, ve 3. odběru došlo k jeho poklesu a ve 4. odběru došlo k opětovnému nárůstu. U varianty B-500-5% ve 2. odběru nebyla zaznamenána změna obsahu K v porovnání s 1. odběrem, ve 3. odběru došlo ke snížení obsahu K a ve 4. odběru obsah K byl identický se 3. odběrem.

Tabulka 5. Změna obsahu K v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↑	↑	↑	–	↑
3	–	–	↓	↓	↓
4	–	↑	↑	–	–
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	↑	↓	↑	–
3	↑	↑	↓	↓	↓
4	↑	↑	↑	↑	–

V Tabulce 6 u půdy Hněvčeves u kontroly se obsah Mg v průběhu pokusu stále snižoval. U varianty B-300-2% a B-500-5% v průběhu pokusu nebyla prokázána žádná změna obsahu Mg. U varianty B-300-5% ve 2. a 3. odběru byl zaznamenán stálý pokles obsahu Mg, ve 4. odběru došlo ke zvýšení jeho obsahu. U varianty B-500-2% obsah Mg ve 2. a 3. odběru stále klesal, ve 4. odběru obsah Mg byl identický s obsahem ve 3. odběru.

U půdy Humpolec u kontroly se obsah Mg v průběhu pokusu pořád snižoval. U varianty B-300-2% a B-500-2% v průběhu pokusu nebyla projevena žádná změna obsahu Mg. U varianty B-300-5% ve 2. a 3. odběru nedošlo ke změně obsahu Mg v porovnání s 1. odběrem a ve 4. odběru došlo k nárůstu jeho obsahu. U varianty B-500-5% ve 2. a 3. odběru byl zaznamenán stálý pokles obsahu Mg a ve 4. odběru došlo k nárůstu jeho obsahu.

Tabulka 6. Změna obsahu Mg v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	–	↓	↓	–
3	↓	–	↓	↓	–
4	↓	–	↑	–	–
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	–	–	–	↓
3	↓	–	–	–	↓
4	↓	–	↑	–	↑

V Tabulce 7 u půdy Hněvčeves u kontroly se obsah P ve 2. a 3. odběru nezměnil, ve 4. odběru došlo k jeho nárůstu. U varianty B-300-2% se obsah P ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru se snížil a ve 4. odběru došlo k jeho opakovanému navýšení. U varianty B-300-5% v průběhu pokusu nebyla projevována žádná změna obsahu P. U variant B-500-2% a B-500-5% ve 2. a 3. odběru byl zaznamenán stálý pokles obsahu P a ve 4. odběru došlo ke zvýšení jeho obsahu.

U půdy Humpolec u kontroly obsah P ve 2. odběru klesl, ve 3. odběru nebyla zaznamenaná změna obsahu P a ve 4. odběru došlo k navýšení tohoto obsahu. U variant B-300-2%, B-300-5%, B-500-2% a B-500-5% ve 2. a 3. odběru nebyla prokázána žádná změna obsahu P a ve 4. odběru došlo k jeho navýšení.

Tabulka 7. Změna obsahu P v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	↑	–	↓	↓
3	–	↓	–	↓	↓
4	↑	↑	–	↑	↑
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	–	–	–	–
3	–	–	–	–	–
4	↑	↑	↑	↑	↑

V Tabulce 8 u půdy Hněvčeves u kontroly se obsah S ve 2. odběru snížil a v následujících odběrech zůstal beze změny v porovnání s 2. odběrem. U varianty B-300-2% se obsah S ve 2. odběru nezměnil a v dalších odběrech se stále zvyšoval. U B-300-5% se obsah S ve 2. a 3. odběru neměnil, ve 4. odběru došlo k jeho nárůstu. U varianty B-500-2% ve 2. odběru byl zaznamenán pokles obsahu S, ve 3. odběru jeho obsah byl identický se 2. odběrem, ve 4. odběru byl prokázán nárůst obsahu S. U varianty B-500-5% ve 2. a 3. odběru byl zaznamenán stálý pokles obsahu S a ve 4. odběru došlo ke zvýšení jeho obsahu.

U půdy Humpolec u kontroly a varianty B-300-2% nedošlo k žádné změně obsahu S v průběhu celého pokusu. U variant B-300-5%, B-500-2% a B-500-5% ve 2. odběru byl zaznamenán pokles obsahu S, ve 3. odběru jeho obsah byl identický se 2. odběrem, ve 4. odběru došlo k nárůstu obsahu S.

Tabulka 8. Změna obsahu S v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↓	–	–	↓	↓
3	–	↑	–	–	↓
4	–	↑	↑	↑	↑
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	–	↓	↓	↓
3	–	–	–	–	–
4	–	–	↑	↑	↑

V Tabulce 9 u půdy Hněvčeves u kontroly nebyla prokázána žádná změna obsahu Zn v průběhu pokusu. U variant B-300-2% a B-500-2% se obsah Zn ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru zůstal stejný a ve 4. odběru opět došlo k jeho navýšení. U variant B-300-5% a B-500-5% ve 2. a 3. odběru nedošlo k žádné změně obsahu Zn a ve 4. odběru došlo k jeho nárůstu.

U půdy Humpolec u kontroly a variant B-300-2%, B-500-5% ve 2. odběru nedošlo ke změně obsahu Zn, ale ve 3. odběru se obsah snížil a ve 4. odběru zůstal identický s obsahem ve 3. odběru. U varianty B-300-5% obsah Zn ve 2. odběru zůstal stejný, ve 3. odběru se obsah zvýšil a ve 4. odběru naopak došlo k jeho snížení. U varianty B-500-2% se obsah Zn ve 2. odběru snížil, ve 3. odběru došlo k jeho nárůstu a ve 4. odběru došlo k jeho opakovanému poklesu.

Tabulka 9. Změna obsahu Zn v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	↑	–	↑	–
3	–	–	–	–	–
4	–	↑	↑	↑	↑
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	–	–	↓	–
3	↑	↑	↑	↑	↑
4	–	–	↓	↓	–

V Tabulce 10 u půdy Hněvčeves u kontroly se obsah N-NH₄ neměnil v 1. až 3. odběru a ve 4. odběru byl zaznamenán jeho pokles. U varianty B-300-2% se obsah N-NH₄ ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru došlo k jeho snížení a následně se obsah NH₄ neměnil. U varianty B-300-5% obsah N-NH₄ ve 2. odběrovém termínu narostl, ve 3. a 4. termínu došlo k jeho poklesu. U varianty B-500-2% a B-500-5% obsah N-NH₄ ve 2. termínu zůstal beze změny a následně stále klesal v průběhu celého pokusu.

U půdy Humpolec u kontroly a B-300-2% obsah N-NH₄ byl identický s kontrolou půdy Hněvčeves. U varianty B-300-5% se obsah N-NH₄ ve 2. odběru zvýšil, ve 3. odběru se nezměnil a ve 4. odběru došlo k jeho poklesu. U varianty B-500-2% obsah N-NH₄ stále klesal v průběhu celého pokusu. U B-500-5% ve 2. odběru nebyla prokázána žádná změna a následně byl zaznamenán trvalý pokles.

Tabulka 10. Změna obsahu N-NH₄ v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	↑	↑	–	–
3	–	↓	↓	↓	↓
4	↓	–	↓	↓	↓
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	–	↑	↓	–
3	–	–	–	↓	↓
4	↓	↓	↓	↓	↓

V Tabulce 11 u půdy Hněvčeves u kontroly a B-500-5% obsah N-NO₃ ve 2. odběru narostl, ve 3. odběru zůstal beze změny a ve 4. odběru došlo k jeho poklesu. U variant B-300-2%, B-300-5% a B-500-5% obsah N-NO₃ ve 2. a 3. odběru stoupal, ale ve 4. odběru došlo k jeho snížení.

U půdy Humpolec u kontroly ve 2. odběru nebyla prokázána žádná změna, ve 3. termínu odběru došlo k nárůstu N-NO₃ a k jeho poklesu ve 4. odběru. U varianty B-300-2% se obsah snížil ve 2. odběru a následně se už neměnil. U B-300-5% obsah N-NO₃ zůstal beze změny ve 2. odběru a pak stále narůstal v průběhu celého pokusu. U varianty B-500-2% ve 2. a 3. odběru došlo k nárůstu obsahu N-NO₃, ale ve 4. odběru se tento obsah snížil. U B-500-5% ve 2. odběru se obsah dusičnanového dusíku zvýšil, ve 3. odběru se neměnil a ve 4. termínu došlo k jeho poklesu.

Tabulka 11. Změna obsahu N-NO₃ v průběhu pokusu; – znamená, že změna nebyla statisticky průkazná ($\alpha = 0.05$)

Hněvčeves					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	↑	↑	↑	↑	↑
3	–	↑	↑	–	↑
4	↓	↓	↓	↓	↓
Humpolec					
odběr	kontrola	B-300-2%	B-300-5%	B-500-2%	B-500-5%
1	–	–	–	–	–
2	–	↓	–	↑	↑
3	↑	–	↑	↑	–
4	↓	–	↑	↓	↓

6 Diskuze

Pro zhodnocení vlivu biocharu na dostupnost základních živin v půdě byly připraveny dva vzorky biocharu, které byly následně aplikovány v různém procentovém podílu (2 % a 5 %) do dvou půd s odlišnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi. Biochar byl vyroben ze zbytků ze zpracování drůbežního masa a každý vzorek byl vyroben za jiné teploty (300 °C a 500 °C), proto měl odlišné vlastnosti. Fyzikální a chemické vlastnosti biocharu ovlivňuje vstupní materiál, zvolené podmínky pyrolýzy a také finální teplota procesu (Rosa et al. 2008; Spokas 2010). Biochar představuje materiál s vysokou celkovou koncentrací základních živin: Ca, K a P (Cha et al. 2016), jak dokumentuje Tabulka 1.

Biochar na bázi živočišného materiálu je potenciálním zdrojem fosforu v půdě, v poslední době získal pozornost a lze ho považovat za obzvláště na živiny bohatý biochar, protože například ve srovnání s biocharem připraveným z dřevní biomasy obsahuje vysoké koncentrace nejen P, ale i dalších esenciálních prvků (Warren et al. 2009; Siebers & Leinweber 2013; Zwetsloot et al. 2015; Morshedizad et al. 2016; Morshedizad & Leinweber 2017). Vypadá to jako vhodné řešení použití odpadu z jatek, jako je maso a kostní moučka, biochar na bázi kostí obsahuje zřetelné množství základních živin, jako je P, Ca, Mg, a také významný podíl stabilních organických látek a uhličitánů (Wopenka & Pasteris 2005; Siebers & Leinweber 2013). Tím se liší od jiných biocharů (zejména těch na bázi dřevní biomasy), které se používají hlavně jako půdní kondicionéry (Laird et al. 2009; Biedermann & Harpole 2013; Gutiérrez et al. 2014; Xu et al. 2014). Siebers & Leinweber (2013) objevili, že živočišný biochar okamžitě zvýšil koncentraci labilního P bezprostředně po aplikaci. Hnojení P pomocí živočišného biocharu může zabránit nežádoucím účinkům Cd v půdách (Van Kauwenbergh 1997), tedy snížit dostupnost tohoto rizikového prvku v půdách. Závislost získaných celkových koncentrací P závisí na způsobu přípravy a zvyšují se s teplotou pyrolýzy (Zwetsloot et al. 2015). Zwetsloot et al. (2015) zdůraznili, že biochar na bázi kosti může být vhodným k použití jako fosforečné hnojivo, což potvrzují i naše výsledky.

Z výsledků některých studií vyplývá, že popílký vzniklé po spalování zbytků masa a kostní moučky obsahují sloučeniny, které jsou bohaté na fosfor a vápník (Ylivainio et al. 2008). Hodson et al. (2000) uvádějí, že přidavek popela ze spalování kostní moučky do půdy kontaminované rizikovými prvky může vést k imobilizaci těchto prvků v půdě. Podobně se tento popel osvědčil při čištění odpadních vod kontaminovaných prvky (Deydier et al. 2003).

Z Grafů 17 až 20 je patrné, že obsah P se v našem pokusu zvyšoval v drtivé většině případů, a proto lze říci, že biochar může zvýšit dostupnost P a může být významným zdrojem tohoto prvku.

Biochar se skládá z velkého množství alkalických kovů a jeho hodnota pH se pohybuje v rozmezí 8,2 až 13 (Novak et al. 2009; Břendová et al. 2015). Hodnoty pH kladně korelují s obsahem anorganických alkalických látek a tvorbou uhličitánů. Z některých studií vyplývá, že obsah celkových uhličitánů a kationtů se může zvýšit se stoupající teplotou a tím přispívá k nárůstu pH. Pokud pH je vyšší se zvyšující se teplotou, znamená to, že během pyrolýzy dochází ke zvýšení obsahu popele a kyslíkatých funkčních skupin (Yuan et al. 2011; Ronsse et al. 2012; Spokas et al. 2012; Ding et al. 2016; Zhao et al. 2017).

V našem pokusu pH u půdy Hněvčeves bylo 6,5 (slabě kyselá půda) a u půdy Humpolec 5,1 (kyselá půda). V průběhu pokusu po aplikaci biocharu se obsah pH pohyboval od 5,42

do 7,25 (Grafy 1–4). Obsah pH po aplikaci biocharu v průběhu pokusu u půdy Humpolec se u všech variant stále zvyšoval se zvyšující se teplotou pyrolýzy a použitou dávkou biocharu ve srovnání s kontrolou, což potvrzuje tvrzení ohledně možnosti snížit kyselou půdní reakci pomocí biocharu. U půdy Hněvčeves po aplikaci biocharu vyrobeného při 500 °C také obsah pH stoupal se zvyšující se teplotou pyrolýzy a použitou dávkou biocharu. Avšak u půdy Hněvčeves po přidání biocharu vyrobeného za teploty 300 °C pH trvale v průběhu pokusu se měnilo oproti kontrole, kde docházelo k nárůstu i poklesu. Pravděpodobně nárůst pH se zvyšující se teplotou, který jsme zaznamenali by mohl znamenat zvýšení obsahu popele a kyslíkatých funkčních skupin v průběhu pyrolýzy.

Půdní pH je z velké části zodpovědné za kontrolu fixace P v půdách po ošetření biocharem (Xu et al. 2014). K, Ca a P se uvolňují z biocharu převážně v kyselých půdách (Gaskin et al. 2008; Laird et al. 2010). Dle Zheng et al. (2013) koncentrace K, P, Ca, dalších makro i mikroživin se zvyšuje v případě, že pyrolýza probíhala za vyšších teplot. Prostřednictvím biocharu může dojít ke zvýšení dostupnosti P, Ca, K, Mg a snížení kyselé půdní reakce, pokud biochar má v obsahu velké množství popele. Biochar s vyšším obsahem popele může přispět k poklesu koncentrace dalších prvků, jako například Fe a Al v půdním roztoku a snížení jejich dostupnosti rostlinám (Silber et al. 2010; Cui et al. 2011; Deenik et al. 2011; Deal et al. 2012).

Dle výsledků, které publikovali Zheng et al. (2013), by mělo dojít ke zvýšení dostupnosti N a P při nízké teplotě pyrolýzy a pH. Ding et al. (2016) uvádějí, že dostupnost P by měla být vyšší v biocharu vyrobeném při nižší teplotě, jelikož biochar obsahoval méně krystalizovaných minerálů asociovaných s P.

Při srovnání obsaženého podílu dostupných živin v našem pokusu mezi biochary produkovány za teploty 300 °C a 500 °C spatříme, že obsah dostupného P je větší u biocharu s nižší teplotou. Po aplikaci biocharu do půd je zjevné, že obsah fosforu se ve většině případů zvyšoval oproti kontrole se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy (Grafy 17–20). Tudíž v našem pokusu se nepotvrdil předpoklad, že při nižší teplotě pyrolýzy dochází ke zvýšení dostupnosti P.

Při porovnání výsledku K (Grafy 9–12) lze říct, že v průběhu pokusu se po aplikaci biocharu u obou půd obsah draslíku zvyšoval se zvyšující se dávkou biocharu a teplotou pyrolýzy. Znamená to, že biochar přispívá ke zvýšení dostupnosti K. Nelze úplně potvrdit předpoklad Zheng et al. (2013) ohledně nárůstu koncentrace K při pyrolýze za vyšších teplot, jelikož u půdy Humpolec ve 2. až 4. odběrovém termínu obsah K byl vyšší u varianty B-300-5% než u B-500-2%.

Například Dai et al. (2013) zjistili, že biochar z prasečího hnoje po 100 dnech inkubace za použití 3% biocharu při 500 °C měl obsah K (687 mg kg⁻¹) a P (175 mg kg⁻¹). Biochar z ananasových slupek za stejné teploty s použitím stejné dávky po 100 dnech měl obsah K (1790 mg kg⁻¹) a P (116 mg kg⁻¹). V našem případě byl při porovnání s 2% biocharem vyrobeným při 500 °C po třiceti dnech obsah P vyšší.

Obsah Ca v našem pokusu se většinou zvyšoval se zvyšující se teplotou pyrolýzy a aplikovanou dávkou biocharu, nejmenší nárůst byl zaznamenán u variant B-300-2% a k největšímu docházelo u B-500-5% (Grafy 5–8). Což potvrzuje předpoklad Zheng et al. (2013) co se týče nárůstu koncentrace Ca při pyrolýze probíhající za vyšších teplot. Také z těchto grafů můžeme vyčíst, že náš biochar je dobrým zdrojem Ca pro půdu, jelikož trvale docházelo k jeho nárůstu v průběhu pokusu.

Obsah Mg v průběhu 1.–4. odběru (Grafy 13–16) v našem případě stoupl u obou půd u všech variant po přidání biocharu připraveného při 500 °C, ale největšího navýšení bylo dosaženo u variant s 5% dávkou biocharu. U variant s přidáním biocharu připraveného při 300 °C v prvních odběrech skoro nedocházelo ke změnám, ale došlo k nárůstu u všech variant ve 4. odběru. Znamená to, že biochar ze zbytků zpracovaného drubežního masa skutečně může zvýšit dostupnost Mg.

Masto et al. (2013) píše, že biochar, který byl vyroben z biomasy libory měnivé (*Lantana camara*) za teploty 300 °C obsahoval dostupné živiny v těchto koncentracích: P (0,64 mg kg⁻¹), Ca (5880 mg kg⁻¹), K (711 mg kg⁻¹), Mg (1010 mg kg⁻¹). Biochar vyrobený ze sójové slámy při 300 °C obsahoval (2700 mg kg⁻¹) a při 500 °C obsahoval (4400 mg kg⁻¹) dostupného P. Biochar připravený z arašídové slámy a za teploty 300 °C obsahoval (6300 mg kg⁻¹) P a za teploty 500 °C obsahoval (9500 mg kg⁻¹) P. V biocharu vyrobeném ze řepkové slámy při 300 °C obsah dostupného P představoval (1600 mg kg⁻¹) při 500 °C (2700 mg kg⁻¹) (Yuan et al. 2011). U biocharů z rostlinné biomasy je velký rozdíl v obsazích P, v závislosti na pyrolyzované výchozí biomase. Zdá se, že biochar ze živočišného materiálu má obsahy P srovnatelné s těmi vyššími hodnotami u rostlinných materiálů a navíc inkubační pokus ukázal, že P se po aplikaci do půdy snadno uvolňuje. Takže se ukázalo, že živočišný biochar je stejně dobrý a v mnoha případech lepší zdroj P než rostlinný biochar.

V našem biocharu vyrobeném při 300 °C byl celkový obsah živin následující: P (4350 mg kg⁻¹), Ca (9203 mg kg⁻¹), K (630 mg kg⁻¹), Mg (258 mg kg⁻¹) (Tabulka 1). Druhý biochar, který byl produkován při 500 °C, měl obsažené následující celkové obsahy živin: P (4197 mg kg⁻¹), Ca (13767 mg kg⁻¹), K (10233 mg kg⁻¹), Mg (2723 mg kg⁻¹) (Tabulka 1). Potvrzuje to, že biochar zkoumaný v této práci může být dobrým zdrojem živin, jelikož jiné biochary mají živin mnohem méně. Vysoké obsahy K, N, P pak obsahují i biochary vyrobené z čistírenských kalů nebo hnoje (Maguire & Agblevor 2010).

Anorganické formy dusíku, tedy NO₃ a NH₄, jsou hlavními zdroji anorganického N, které jsou absorbovány kořeny vyšších rostlin (Bremner & Keeney 1966). Obecně se rozumí, že NH₄ v biocharu je přímým produktem tepelného rozkladu biomasy (Knicker 2007). Uvolňování NH₄ je významně závislé na pH, zatímco uvolňování NO₃ nikoli (Zheng et al. 2013). V našem případě se tenhle předpoklad nepotvrdil, protože u NH₄ nedošlo k výraznému rozdílu mezi půdami Hněčeves a Humpolec (Grafy 29 až 32), zatímco u NH₃ chování jeho obsahu se lišilo u obou půd (Grafy 33 až 36).

Biochar má schopnost snižovat koncentraci NH₄ v půdním roztoku, který je k dispozici pro oxidátory amonia. Také existuje shoda v tom, že biochar snižuje ztráty NH₃ z půdy (Spokas et al. 2012; Taghizadeh–Toosi et al. 2012a).

Aplikace biocharu na půdu mohla by být do značné míry řízena stabilní aromatickou strukturou biocharu (DeLuca & Aplet 2008). Z jiných studií bylo zjištěno, že aplikace biocharu neovlivňuje anorganické N transformace v různých půdách (Cheng et al. 2012; Schomberg et al. 2012). Schopnost biocharu transformovat anorganický N může být způsobena jeho adsorpcí minerálu N (NO₃ a NH₄), rychlost kterého by závisela na základě suroviny a podmínkách pyrolýzy (Yao et al. 2012).

Shenbagavalli & Mahimairaja (2012) uvádí, že množství použitého biocharu má také významný vliv na mineralizaci N snížením koncentrace NO₃ a NH₄ v půdě se zvyšující se dávkou aplikovaného biocharu. Zahřátí biocharu na 400 °C a 600 °C podpořilo adsorpci NH₄

v půdě, což vedlo k výraznému snížení anorganického dusíku v půdě (Zhang et al. 2015). Zheng et al. (2013) zaznamenali zvýšením teploty pyrolýzy ze 350 °C na 600 °C při produkci biocharu pokles rostlinám dostupného dusíku z 39 mg/kg na 8 mg/kg. Nelissen (2004) zjistil, že půdy ošetřené biocharem měly sníženou dostupnost dusíku, a proto i nízký výnos plodin.

Obsah NH_4 v průběhu pokusu se různě měnil oproti kontrole (Grafy 29–32), především po aplikaci biocharu produkovaného při 300 °C. U půdy Hněvčeves v prvním odběru docházelo ke snížení NH_4 a v následujících odběrech byl zaznamenán jeho nárůst ve srovnání s kontrolou. U půdy Humpolec po aplikaci biocharu vyrobeného za teploty 300 °C při dávce 2 % v prvních odběrech se buď obsah amonného dusíku neměnil, anebo docházelo k jeho poklesu, avšak v posledním odběru došlo k jeho nárůstu. Při 5% dávce biocharu v prvním odběru došlo ke snížení NH_4 , ale v následujících odběrech byl zaznamenán jeho nárůst.

Při teplotě 500 °C v průběhu pokusu docházelo buď ke snížení obsahu amonného dusíku, nebo jeho obsah zůstával beze změny. Z těch grafů vyplývá, že biochar nemá na průběh chování amonného dusíku v průběhu pokusu podstatný vliv, avšak mohl by nepatrně snížit obsah NH_4 při použití vysokoteplotního biocharu.

Obsah NO_3 v průběhu pokusu byl velmi nevyrovnaný a byl odlišný u obou druhů půd (Grafy 33–36). Po aplikaci biocharu produkovaného za teploty 300 °C při dávce 2 % u půdy Hněvčeves došlo ke snížení NO_3 v prvním odběru a následně nebyla prokázána žádná změna ve srovnání s kontrolou. U půdy Humpolec po použití stejného biocharu ve stejné dávce byl zaznamenán pokles v 1. až 3. odběru a v posledním odběru se jeho obsah neměnil oproti kontrole. Při 5% dávce u půdy Hněvčeves v 1. odběru došlo ke snížení obsahu NO_3 a v posledních dvou odběrech byl prokázán jeho nárůst ve srovnání s kontrolou, u půdy Humpolec obsah se měnil podobně s tím, že k poklesu obsahu dusíku došlo i ve 2. odběru. U půdy Hněvčeves po aplikaci 2% biocharu vyrobeného při 500 °C ve srovnání s kontrolou ve 2. termínu odběru byl zaznamenán nárůst dusičnanového dusíku, v ostatních odběrech nedošlo ke změně a po aplikaci 5% biocharu došlo k nárůstu ve 2. a 3. odběru, v 1. a 4. odběru nebyla prokázána žádná změna jeho obsahu. U půdy Humpolec po přidání 2% biocharu produkovaného při 500 °C ve srovnání s kontrolou došlo ke snížení obsahu dusíku v 1. a 3. odběru, v ostatních termínech odběru nebyla prokázána žádná změna. Po přidání 5% biocharu v 1. termínu došlo ke snížení NO_3 , ve 2. a 4. termínu byl prokázán jeho nárůst.

Při porovnání změny obsahu NO_3 v průběhu pokusu (Tabulka 11) ve většině případů obsah dusičnanového dusíku nejdříve roste a pokles zaznamenáváme až při posledním odběru. Tento trend je podobný jak u kontroly, tak u vzorků ošetřených biocharem, takže můžeme říci, že biochar nemá na průběh chování dusičnanového dusíku v průběhu pokusu podstatný vliv. Ukázalo se ale, že biochar živočišného původu, přestože obsahuje mnohem více dusíku než biochary z rostlinné biomasy, nepředstavuje na rozdíl od ostatních sledovaných živin významný zdroj tohoto prvku v půdě.

7 Závěr

1. Cílem této práce bylo optimalizovat podmínky pyrolýzy odpadů z drůbežích jatek tak, aby byl získán biochar vhodný pro aplikaci do půdy a ověřit schopnosti tohoto biocharu sloužit jako zdroj základních živin v půdě. Byl proveden laboratorní inkubační pokus, kde byl vyroben a testován biochar ze zbytků ze zpracování drůbežího masa (kosti, šlachy, chrupavky a zbytky svaloviny) aplikovaný do půdy v různém procentickém podílu (2 % a 5 % hm.) a produkovaný za dvou odlišných teplot pyrolýzy (300 °C a 500 °C). Pyrolýza byla provedena v elektricky vyhřívané peci po dobu 20 min, v prostředí dusíku.
2. Ve vzorcích ošetřené půdy byly stanoveny obsahy Ca, K, Mg, P, S, Zn, NH₄, NO₃ a bylo změřené pH. Bylo zjištěno, že aplikace biocharu vedla ke zvýšení mobilních obsahů Ca, P, K, Mg, S a Zn. Z výsledků vyplývá, že v průběhu pokusu po aplikaci biocharu:
 - a. obsah Ca, P a K narůstal v převážné většině případů se zvyšující se teplotou pyrolýzy a aplikovanou dávkou biocharu,
 - b. obsah Mg stoupal u biocharu vyrobeného při 500 °C, kde nejvýznamnější nárůst byl zaznamenán u 5% dávky,
 - c. obsah Mg u biocharu vyrobeného při 300 °C se v prvních odběrech téměř neměnil, avšak stoupl u všech variant ve 4. odběru,
 - d. obsah Zn se buď neměnil, anebo narůstal, především k největšímu nárůstu docházelo u 5% dávky vyrobené za teploty 500 °C,
 - e. u obsahu S většinou docházelo k jeho nárůstu, obzvláště největší nárůst byl dosažen u 5% dávky.
3. Biochar ze živočišného materiálu měl obsahy P srovnatelné s vyššími hodnotami u rostlinných materiálů a v inkubačním pokusu se ukázalo, že P se po aplikaci do půdy snadno uvolňuje. V důsledku bylo odhaleno, že živočišný biochar je stejně dobrý a v mnoha případech lepší zdroj P než rostlinný biochar.
4. V případě mobilních forem N se jednoznačný trend v obsazích neprojevil. Sledovaný biochar neměl podstatný vliv na průběh chování NH₄ a NO₃ v průběhu pokusu na rozdíl od ostatních sledovaných živin, přesto, že obsahoval značně více dusíku než biochary z rostlinné biomasy.
5. Změřené pH inkubované půdy se v průběhu pokusu převážně zvyšovalo se zvyšující se teplotou pyrolýzy, které pravděpodobně znamenalo zvýšení obsahu popele a kyslíkatých funkčních skupin v průběhu pyrolýzy.
6. Ukázalo se, že biochar připravený z jatečných odpadů může být dobrým zdrojem P, Ca, K, Mg, S a Zn. Cíle práce byly tedy splněny a hypotéza byla potvrzena. Biochar na bázi živočišných odpadů je srovnatelným zdrojem (a v případě fosforu lepším) základních živin v půdě, jako je tomu u biocharu připraveného z rostlinné biomasy.

8 Použitá literatura

Abbas Z, Ali S, Rizwan M, Zaheer I, Malik A, Riaz M, Shahid M, Rehman M, Al-Wabel M. 2018. A critical review of mechanisms involved in the adsorption of organic and inorganic contaminants through biochar. *Arabian Journal of Geosciences*. Available from <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3790-1> (accessed February 2020).

Alghamdi A. 2018. Biochar as a potential soil additive for improving soil physical properties. A review. *Arabian Journal of Geosciences*. Available from <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4056-7> (accessed February 2020).

Ali S, Rizwan M, Qayyum M, Ok Y, Ibrahim M, Riaz M, Arif M, Hafeez F, Al-Wabel M, Shahzad A. 2017. Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*. **24**: 12700–12712.

Amen-Chen C, Pakdel H, Roy C. 2001. Production of monomeric phenols by thermochemical conversion of biomass: A review. *Bioresource Technology*. **79**: 277–99.

Amezketta E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*. **14**: 83–151.

Arshad M, Coen G. 1992. Characterization of soil quality: physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture*. **7**: 25–32.

Asai H, Samson B, Stephan H, Songyikhangsuthor K, Homma K, Kiyono Y, Inoue Y, Shiraiwa T, Horie T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos, 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*. **111**: 81–84.

Augustenborg C, Hepp S, Kammann C, Hagan D, Schmidt O, Muller C. 2012. Biochar and earthworm effects on soil nitrous oxide and carbon dioxide emissions. *Journal of Environmental Quality*. **41**: 1203–1209.

Azargohar R, Dalai A. 2008. Steam and KOH activation of biochar: experimental and modeling studies. *Microporous and Mesoporous Materials*. **110**: 413–421.

Azargohar R, Nanda S, Rao B, Dalai A. 2013. Slow pyrolysis of deloided Canola meal: product yields and characterization. *Energy and Fuels*. **27**: 5268–5279.

Azargohar R, Jacobson K, Powell E, Dalai A. 2013. 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, Kozinski J, Dalai A, Sutarto R. 2014. Effects of temperature on the physicochemical characteristics of fast pyrolysis bio-chars derived from Canadian waste biomass. *Fuel*. **125**: 90–100.

- Baggs E. 2011. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. **3**: 321–327.
- Baiamonte G, De Pasquale C, Marsala V, Cimò G, Alonzo G, Crescimanno G, Conte P. 2015. Structure alteration of a sandy clay soil by biochar amendments. *The Journal of Soils and Sediments*. **15**: 816–824.
- Bailey V, Fansler S, Smith J, Bolton J. 2010. Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization. *Soil Biology and Biochemistry*. **43**: 296–301.
- Ball B, Smith K. 1991. Gas movement. In: Smith K, Mullins C (eds) *Soil analysis: physical methods*. Marcel Dekker. New York.
- Bardgett R. 2005. *The Biology of Soil: A Community and Ecosystem Approach*. Oxford University Press. Oxford.
- Bearden B, Petersen L. 2000. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on soil structure and aggregate stability of a vertisol. *Plant and Soil*. **218**: 173–183.
- Bhogal A, Nicholson F, Chambers B. 2009. Organic carbon additions: effects on soil biophysical and physico-chemical properties. *European Journal of Soil Science*. **60**(2): 276–286.
- Biederman L, Harpole W. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta – analysis. *Global Change Biology. Bioenergy*. **5**: 202–214.
- Brassard P, Godbout S, Raghavan V. 2016. Soil biochar amendment as a climate change mitigation tool: Key parameters and mechanisms involved. *Journal of Environmental Management*. **181**: 484–497.
- Bremner J, Keeney D. 1966. Determination and isotoperation analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction–distillation methods. *Soil Science Society of America Journal*. **30**: 577–582.
- Brewer C, Brown R. 2012. Biochar. In: Sayigh Ali (Ed.), *Comprehensive Renewable Energy*. Elsevier. Oxford.
- Briggs C, Breiner J, Graham R. 2012. Physical and chemical properties of *Pinus ponderosa* charcoal: implications for soil modification. *Soil Science*. **177**: 263–26.
- Bruun E, Hauggaard-Nielsen H, Ibrahim N, Egsgaard H, Ambus P, Jensen P, Dam-Johansen K. 2011. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy*. **35**: 1182–1189.

Bruun E, Ambus P, Egsgaard H, Haugaard-Nielsen H. 2012. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*. **46**: 73–79.

Břendová K, Tlustoš P, Száková J, Bohuněk M. 2015. Využití biouhří (biocharu) k úpravě půdních vlastností. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-biouhri-biocharu-k-uprave-pudnich-vlastnosti> (accessed February 2020).

Cabrera A, Cox L, Spokas K, Hermosína M, Cornejo J, Koskinen W. 2014. Influence of biochar amendments on the sorption–desorption of aminocyclopyrachlor, bentazone and pyraclostrobin pesticides to an agricultural soil. *Science of The Total Environment*. **470–471**: 438–443.

Canasveras J, Barron V, Del Campillo M, Torrent J, Gomez J. 2010. Estimation of aggregate stability indices in Mediterranean soils by diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma*. **158**: 78–84

Cantrell K, Hunt P, Uchimiya M, Novak J, Ro K. 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource Technology*. **107**: 419–428.

Carrier M, Hugo T, Gorgens J, Knoetze H. 2011. Comparison of slow and vakuüm pyrolysis of sugar cane bagasse. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. **90**: 12–26

Carvalho M. 2015. The impact of wood biochar as a soil amendment in aerobic rice systems of the Brazilian Savannah [thesis]. Wageningen University. Wageningen.

Castellina M, Giglio L, Niedda M, Palumbo A, Ventrella D. 2015. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil. *Soil and Tillage Research*. **154**: 1–13.

Cayuela M, Zwieten L, Singh B, Jeffery S, Roig A, Sanchez-Monedero A. 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **191**: 5–16.

Ciulu M, Ollivier N, Demelas C, Boudenne JL, Coulomb B, Théraulaz F, Robert-Peillard F. 2018. A highly-sensitive microplate fluorimetric method for the high – throughput determination of nitrate ion in aqueous compost extracts. *Microchemical Journal*. **138**: 424–429.

Clough T, Bertram J, Ray J, Condon L, O'Callaghan M, Sherlock R, Wells N. 2010. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil. *Soil Biology and Biochemistry*. **74**: 852–860.

Compant S, Clément S, Sessitsch A. 2010. Plant growth-promoting bacteria in the rhizo – and endosphere of plants: their role, colonization, mechanisms involved and prospects for utilization. *Soil Biology and Biochemistry*. **42**: 669–678.

Conte P, Marsala V, De Pasquale C, Bubici S, Valagussa M, Pozzi A, Alonzo G. 2013. Nature of water-biochar interface interactions. *Global Change Biology Bioenergy*. **5**: 116–121.

Cui H, Wang M, Fu M, Ci E. 2011. Enhancing phosphorus availability in phosphorus – fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw – derived biochar. *Journal of Soils and Sediments*. **11**: 1135–11441.

Dahm H, Szajdak L, Golinska P. 2011. Soil enzymes. In: *Research Methods in Plant Science Volume 1: Allelochemicals*. Huston. Studium Press LLC. **52**(2): 301.

Dai Z, Meng J, Muhammad N, Liu X, Wang H, He Y, Brookes PC, Xu J. 2013. The potential feasibility for soil improvement, based on the properties of biochars pyrolyzed from different feedstocks. *The Journal of Soils and Sediments*. **13**: 989–1000.

Dar G. 2010. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Pitam Pura. New India Publishing Agency. New Delhi. India.

Deal C, Brewer C, Brown R, Okure M, Amoding A. 2012. Comparison of kiln – derived and gasifier – derived biochars as soil amendment in the humid tropics. *Biomass and Bioenergy*. **37**: 161–168.

Deenik J, Diarra A, Uehara G, Campbell S, Sumiyoshi Y, Antal Jr M. 2011. Charcoal ash and volatile matter effects on soil properties and plant growth in an acid Ultisol. *Soil Science*. **176**: 336–345.

Dekker L, Jungerius P. 1990. Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. *Catena*. **18**: 173–183.

DeLuca T, Aplet G. 2008. Charcoal and carbon storage in forest soils of the Rocky Mountain West. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **6**: 18–24.

Dempster D, Gleeson D, Solaiman Z, Jones D, Murphy D. 2011. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralization with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*. **354**: 311–324.

Deydier E, Guilet R, Scharrock P. 2003. Beneficial use of meat and bone meal combustion residue: an efficient low cost material to remove lead from aqueous effluent. *Journal of Hazardous Materials*. **101**: 55–64.

Deydier E, Guilet R, Sarda S, Sharrock P. 2005. Physical and chemical characterization of crude meat and bone meal combustion residue: "Waste or raw material?". *Journal of Hazardous Materials*. **121**: 141–148.

- 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**: 36.
- Doerr S, Thomas A. 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. *Journal of Hydrology*. **231-232**: 134–147.
- El-Naggar A, Lee S, Awad Y, Yang X, Ryu C, Rizwan M, Rinklebe J, Tsang D, Ok Y. 2018. Influence of soil properties and feedstocks on biochar potential for carbon mineralization and improvement of infertile soils. *Geoderma*. **332**: 100–108.
- Enders A, Hanley K, Whitman T, Joseph S, Lehmann J. 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresource Technology*. **114**: 644–653.
- Ennis C, Evans A, Islam M, Ralebitso-Senior K, Senior E. 2012. Biochar: carbon sequestration, land remediation, and impacts on soil microbiology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. **42**: 2311–2364.
- Fazekášová D, Fazekáš J. 2014. Chemické a environmentálne aspekty zložiek životného prostredia a krajiny. Prešovská univerzita v Prešove. Prešov.
- Gaskin J, Steiner C, Harris K, Das K, Bibens B. 2008. Effect of low – temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transaction of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)*. **51(6)**: 2061–2069.
- Gell K, Van Groenigen J, Cayuela M. 2011. Residues of bioenergy production chains as soil 17 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.
- Glaser B, Lehmann J, Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review. *Biology and Fertility of Soils*. **35**: 1719–1730.
- Grossman J, O’Neill B, Tsai S, Liang B, Neves E, Lehmann J, Thies J. 2010. Amazonian anthrosols support similar microbial communities that differ distinctly from those extant in adjacent, unmodified soils of the same mineralogy. *Microbial Ecology*. **60**: 192–205.
- Gul S, Whalen J, Thomas B, 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.
- Gutiérrez Ortiz F, Aguilera P, Ollero P. 2014. Biogas desulfurization by adsorption on thermally treated sewage sludge. *Separation and Purification Technology*. **123**: 200–213.

- Haefele S, Konboon Y, Wongboon W, Amarante S, Maarifat A, Pfeiffer E, Knoblauch C. 2011. Effects and fate of biochar from rice residues in rice-based systems. *Field Crops Research*. **121**: 430–440.
- Hallin I, Douglas P, Doerr S, Bryant R. 2015. The effect of addition of awetttable biochar on soil water repellency. *European Journal of Soil Science*. **66**(6): 1063–1073.
- Harvey O, Kuo L, Zimmerman A, Louchouart P, Amonette J, Hebert B. 2012. An index-based approach to assessing recalcitrance and soil carbon sequestration potential of engineered black carbons (biochars). *Environmental Science & Technology*. **46**: 1415–1421.
- Hati K, Swarup A, Dwivedi A, Misra A, Bandyopadhyay K. 2007. Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of Central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **119**(1–2): 127–134.
- Herath H, 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.
- Hilscher A, Heister K, Siewert C, Knicker H. 2009. Mineralisation and structural changes during the initial phase of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil. *Organic Geochemistry*. **40**: 332–342.
- Hina K, Bishop P, Arbestain M, Calvelo-Pereira R, Macia-Agullo J, Hindmarsh J, Hanly JA, Macias F, Hedley M. 2010. Producing biochars with enhanced surface activity through alkaline pretreatment of feedstocks. *Australian Journal of Soil Research*. **48**(6–7): 606–617.
- Hodson M, Valsami-Jones E, Cotter-Howells JD. 2000. Bone meal additions as a remediation treatment for metal contaminated soil. *Environmental Science and Technology*. **34**: 3501–3507.
- Hortensius D, Welling R. 1996. International standardization of soil quality measurements. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **27**: 387–402.
- House M. 1991. Select Committee Enquiry into Land Conservation. Legislative Assembly. Perth. Western Australia.
- Cha J, Park S, Jung S, Ryu C, Jeon J, Shin M, Park Y. 2016. Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. **40**: 1–15.
- Chen Y, He R. 2011. Fragmentation and diffusion model for coal pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. **90**: 72–79.
- Cheng Y, Cai Z, Chang S, Wang J, Zhang J. 2012. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N₂O production in a cultivated Black Chernozem. *Biology and Fertility of Soils*. **48**: 941–946.

Igalavithana A, Ok Y, Niazi N, Rizwan M, Al-Wabel M, Usman A, Moon D, Lee S. 2017. Effect of corn residue biochar on the hydraulic properties of sandy loam soil. *Sustainability*. **9**(2): 266–276.

Imeson A, Verstraten J, Van Mullingen E, Sevink J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forests. *Catena*. **19**: 345–361.

International Biochar initiative – IBI. 2014. Available from <https://biochar-international.org> (accessed February 2020).

IPCC. 2014. Climate Change. Mitigation of Climate Change. Online. Available from <http://www.mitigation2014.org> (accessed January 2020).

Ippolito J, Laird D, Busscher W. 2012. Environmental benefits of biochar. *Journal of Environmental Quality*. **41**: 967–972.

Jeffery S, Verheijen F, Van Der Velde M, Bastos A. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta – analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **144**: 175–187.

Jien S, Wang C. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*. **110**: 225–233.

Joseph S, Camps-Arbestain M, Lin Y, Munroe P, Chia C, Hook J, Van Zwieten L, Kimber S, Cowie A, Singh B. 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. *Australian Journal of Soil Research*. **48**: 501–515.

Kammann C, Linselm S, Gobling J, Koyro H. 2011. Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd and on soil–plant relations. *Plant and Soil*. **345**: 195–210.

Káňa J (n.d.). Available from <https://biouhel.cz> (accessed February 2020).

Kim J, Sparovek S, Longo R, De Melo W, Crowley D. 2007. Bacterial diversity of terra preta and pristine forest soil from the Western Amazon. *Soil Biology and Biochemistry*. **39**: 648–690.

King P. 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research*. **19**: 275–285.

Kinney T, Masiello C, Dugan B, Hockaday W, Dean M, Zygourakis K, Barnes R. 2012. Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. *Biomass and Bioenergy*. **41**: 34–43.

Kleineidam S, Rugner H, Grathwohl P. 1999. Impact of grain scale heterogeneity on slow sorption kinetics. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **18**: 1673–1678.

Knicker H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*. **85**: 91–118.

Kookana R, Sarmah A, 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.

Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, Bogomolova I, Xu X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*. **41**: 210–219.

Kuzyakov Y, Bogomolova I, Glaser B. 2014. Biochar Stability in soil: decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*. **70**: 229–236.

Laird D, Brown R, Amonette J, Lehmann J. 2009. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. **3**: 547–562.

Laird D, Fleming P, Davis D, Horton R, Wang B, Karlenn D. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. **158**: 443–449.

Lammirato C, Miltner A, Kaestner M. 2011. Effects of wood char and activated carbon on the hydrolysis of cellobiose by β -glucosidase from *Aspergillus niger*. *Soil Biology and Biochemistry*. **43**: 1936–1942.

Lang T, Jensen A, Jensen P. 2005. Retention of organic elements during solid fuel pyrolysis with emphasis of the peculiar behavior of nitrogen. *Energy & Fuels*. **19**: 1631–1643.

Lashari M, Ye Y, Ji H, Li L, Kibue G, Lu H, Zheng J, Pan G. 2014. Biochar – manure compost in conjunction with pyroligneous solution alleviated salt stress and improved leaf bioactivity of maize in a saline soil from central China: a 2-year field experiment. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. **95**: 1321–1327.

Lee Y, Park J, Ryu C, Gang K, Yang W, Park Y, 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: science and technology*. Earthscan. Gateshead. Abingdon. New York.

Lehmann J, Kern D, German L, McCann J, Martins G, Moreira L. 2003. Soil fertility and production potential. Chapter 6. *Amazonian dark earths: origin, properties, management*. Eds. Lehmann J. et al. Kluwer Academic, Dordrecht.

- Lehmann J. 2007. Bio – energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **5**: 381–387.
- Lehmann J, Rillig M, Thies J, Masiello C, Hockaday W, Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota: a review. *Soil Biology and Biochemistry*. **43**: 1812–1836.
- Liang B, et al. 2010. Black carbon affects the cycling of nonblack carbon in soil. *Organic Geochemistry*. **41**(2): 206–213.
- Liang B, et al. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*. **70**(5): 1719–1730.
- Liesch A, Weyers S, Gaskin J, Das K. 2010. Impact of two different biochars on earthworm growth and survival. *Annals of Environmental Science*. **4**: 1–9.
- Lin Y, Munroe P, Joseph S, Henderson R, Ziolkowski A. 2012. Water extractable organic carbon in untreated and chemical treated biochars. *Chemosphere*. **87**: 151–157.
- Liu X, Zhang A, Ji C, Joseph S, Bian R, Li L, Pan G, Paz–Ferreiro J. 2013. Biochar’s effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions: a meta–analysis of literature data. *Plant and Soil*. **373**: 583–594.
- Lu S, Sun F, Zong Y. 2014. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (vertisol). *Catena*. **114**: 37–44.
- Maguire R, Agblevor F. 2010. Biochar in Agricultural Systems. Virginia Cooperative Extension. Available from <http://pubs.ext.vt.edu/442/442-311/442-311.html> (accessed February 2020).
- Maia C, Madari B, Novotny E. 2011. Advances in biochar research in Brazil. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*. **5**: 53–58.
- Major J, Lehmann J, Rondon M, Goodale C. 2010a. Fate of soil – applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*. **16**: 1366–1379.
- Major J, Rondon M, Molina D, Riha S, Lehmann J. 2010b. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Columbian savanna Oxisol. *Plant and Soil*. **333**: 117–128.
- Malik Z, Yutong Z, ShengGao L, Abassi G, Ali S, Khan M, Kamran M, Jamil M, Al-Wabel M, Rizwan M. 2018. Effect of biochar and quicklime on growth of wheat and physicochemical properties of Ultisols. *Arabian Journal of Geosciences*. **DOI**: 10.1007/s12517-018-3863-1.
- Masto R, Ansari M, George J, Selvi V, Ram L. 2013. Co-application of biochar and lignite fly ash on soil nutrients and biological parameters at different crop growth stages of *Zea mays*. *Ecological Engineering*. **58**: 314–322.

MDDELCC. 2015. Inventory of Greenhouse Gas Emissions. Online. Available from <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/ges/2012/inventaire-1990-2012.pdf> (accessed February 2020).

Mehlich A. 1984. Mehlich 3 Soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **15**: 1409–1416.

Mendelova univerzita v Brně (n.d.). Weblet Importer. Available from https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz_cast.pl?cast=55088 (accessed February 2020).

Ministerstvo zemědělství. 2015. Situační a výhledová zpráva. Půda. Report on current and anticipated state of soil. Praha.

Ministerstvo životního prostředí 2017. Definice, význam a funkce půdy. Available from http://www.mzp.cz/cz/definice_pudy (accessed February 2020).

Mizuta K, Matsumoto T, Hatate Y, Nishihara K, Nakanishi T. 2004. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. *Bioresource Technology*. **95**: 255–257.

Mohan D, Pittman C, Steele P. 2006. Pyrolysis of Wood/Biomass for Bio-oil: A Critical Review. *Energy & Fuels*. **20**: 848–889.

Mohanty P, Nanda S, Pant K, Naik S, Kozinski J, Dalai A. 2013. Evaluation of the pyrolysis of the physicochemical development of biochars obtained from pyrolysis of wheat straw, Timothy grass and pinewood: effects of heating rate. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. **104**: 485–493.

Morales M, Comerford N, Guerrini I, Falcão N, Reeves J. 2013. Sorption and desorption of phosphate on biochar and biochar–soil mixtures. *Soil Use and Management*. **29**: 306–314.

Morshedizad M, Zimmer, D, Leinweber P. 2016. Effect of bone chars on phosphorus-cadmium-interactions as evaluated by three extraction procedures. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. **179**: 388–398.

Morshedizad M, Leinweber P. 2017. Mobilization and leaching of phosphorus and cadmium in soils amended with different biochars. *Clean: Soil, Air, Water*. **45**: 1–7.

Mukherjee A, Zimmerman A, Harris W. 2011. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*. **163**: 247–55.

Mukherjee A, Lal R. 2013. Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy*. **3**: 313–339.

Mukherjee A, Zimmerman AR. 2013. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar–soil mixtures. *Geoderma*. **193**: 122–130.

Mukherjee A, Lal R, Zimmerman A. 2014. Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil. *Science of the Total Environment*. **487**: 26–36.

Nanda S, Azargohar R, Kozinski J, Dalai J. 2014. Characteristic studies on the pyrolysis products from hydrolyzed Canadian lignocellulosic feedstock. *Bioenergy Research*. **7**: 174–191.

Nanda S., Dalai A., Berruti F., Kozinski J., 2016: Biochar as an exceptional bioresource for energy, agronomy, carbon sequestration, activated carbon and speciality materials. *Waste and Biomass Valorization*. **7**: 201–235.

Nelissen V, Saha B, Ruyschaert G, Boeckx P. 2014. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions. *Soil Biology and Biochemistry*. **70**: 244–255.

Nelissen V, Ruyschaert G, Manka'Abusi D, D'Hose T, De Beuf K, Al-Barri B, Cornelis W, Boeckx P. 2015. Impact of a woody biochar on properties of a sandy loam soil and spring barley during a two-year field experiment. *European Journal of Agronomy*. **62**: 65–78.

Němeček J, Muhlhanslová M, Macků J, Vokoun J, Vavříček D, Novák P. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. uprav. Česká zemědělská univerzita. Praha.*

Novak J, Lima I, Xing B, Gaskin J, Steiner C, Das K, Schomberg H. 2009. Characterization of Designer Biochar Produced at Different Temperatures and Their Effects on a Loamy Sand. *Annals of Environmental Science*. **3**: 195–206.

Novak J, et al. 2012. Biochars impact on soil-moisture storage in an Ultisol and two Aridisols. *Soil Science*. **177**: 310–320.

Novotny E, Hayes M, Madari B, Bonagamba T, Azevedo E, Souza A, Song G, Nogueira C, Mangrich A. 2009. Lessons from the Terra Preta de Indio of the Amazon region for the utilization of charcoal for soil amendment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. **20**: 1003–1010.

Novotny E, Maia C, Carvalho M, Madari B. 2015. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use – a critical review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo (Brazilian Society of Soil Science)*. **39**: 321–344.

O'Neill B, Grossman J, Tsai M, Gomes J, Lehmann J, Peterson J, Neves E, Thies J. 2009. Bacterial community composition in Brazilian Anthrosols and adjacent soils characterized using culturing and molecular identification. *Microbial Ecology*. **58**: 23–35.

Page A, Miller R, Keeney D. 1982. *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties*, 2nd edn. American Society of Agronomy. Inc. Madison.

- Park J, Choppala G, Bolan N, Chung J, Chuasavathi T. 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant and Soil*. **348**: 439–451.
- Paz-Ferreiro J, Gascó G, Gutiérrez B, Méndez A. 2012. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. *Biology and Fertility of Soils*. **48**: 511–517.
- Peake L, Reid B, Tang X. 2014. Quantifying the influence of biochar on the physical and hydrological properties of dissimilar soils. *Geoderma*. **235**: 182–190.
- Pietikäinen J, Kiikkilä O, Fritze H. 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*. **89**: 231–242.
- Plant and Soil Sciences eLibrary. 2017. Plant and Soil Sciences eLibrary. Available from <http://passel.unl.edu/pages/informationmodule.php?idinformationmodule=1130447033&topicorder=3&maxto=7> (accessed February 2020).
- Rajkovich S, Enders A, Hanley K, Hyland C, Zimmerman A, Lehmann J. 2012. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*. **48**: 271–284.
- Rillig M, Mummey D. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*. **171**: 41–53.
- Ritsema C, Dekker L, Hendrickx J, Hamminga W. 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. *Water Resources Research*. **29**: 2183–2193.
- Ritsema C, Dekker L, Van den Elsen E, Oostindie K, Nieber J. 1997. Recurring fingered flow pathways in a water repellent sandy field soil. *Hydrology and Earth System Sciences*. **4**: 777–786.
- Rittl T, Novotny E, Balieiro F, Hoffland E, Alves B, Kuyper T. 2015. Negative priming on mineralization of native soil organic carbon by oilseed biochars of contrasting quality. *European Journal of Soil Science*. **66**: 714–721.
- Robert-Peillard F, Barco EP, Ciulu M, Demelas C, Théraulaz F, Boudenne JL, Coulomb B. 2017. High throughput determination of ammonium and primary amine compounds in environmental and food samples. *Microchemical Journal*. **133**: 216–221.
- Rondon M, Ramirez J, Lehmann J. 2005. Charcoal additions reduce net emissions of greenhouse gases to the atmosphere. In: *Proceedings of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry*. Baltimore, MD.
- Ronsse F, Van Hecke S, Dickinson D, Prins W. 2012. Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *Global Change Biology – Bioenergy*. **5**: 104–115.

- Rosa J, Knicker H, Lopez-Capel E, Manning D, Gonzalez-Perez J, Gonzalez-Vila F. 2008. Direct detection of black carbon in soils by Py-GC/MS, carbon-13 NMR spectroscopy and thermogravimetric techniques. *Soil Science Society of America Journal*. **72**: 258–267.
- Shakesby R, Coelho C, Ferreira A, Terry J, Walsh R. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*. **3**: 95–110.
- Shenbagavalli S, Mahimairaja S. 2012. Characterization and effect of biochar on nitrogen and carbon dynamics in soil. *International Journal of Advanced Biological Research*. **2**: 249–255.
- Scheer C, Grace P, Rowlings D, Kimber S, Van Zwieten L. 2011. Effect of biochar amendment on the soil-atmosphere exchange of greenhouse gases from an intensive subtropical pasture in northern New South Wales, Australia. *Plant and Soil*. **345**: 47–58.
- Schimel J, Balsler T, Wallenstein M. 2007. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology*. **88**: 1386–1394.
- Schjønning P, Lamande M, Berisso F, Simojoki A, Alakukku L, Andreasen R. 2013. Gas diffusion, non-darcy air permeability, and computed tomography images of a clay subsoil affected by compaction. *Soil Science Society of America Journal*. **77**: 1977–1990.
- Schmidt M, Skemstad J, Gehrt E, Kögel-Knabner I. 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science*. **50**: 351–365.
- Schomberg H, Gaskin J, Harris, K, Das K, Novak J, Busscher W, Xing B. 2012. Influence of biochar on nitrogen fractions in a coastal plain soil. *Journal of Environmental Quality*. **41**: 1087–1095.
- Schwartz M, Hoeksema J, Gehring C, Johnson N, Klironomos J, Abbott L, Pringle A. 2006. The promise and the potential consequences of the global transport of mycorrhizal fungal inoculum. *Ecology Letters*. **9**: 501–515.
- Siebers N, Leinweber P. 2013. Bone char: a clean and renewable phosphorus fertilizer with cadmium immobilization capability. *Journal of Environmental Quality*. **42**: 405–411.
- Silber A, Levkovitch I, Graber E. 2010. PH-dependent mineral release and surface properties of cornstrawbiochar: agronomic implications. *Environmental Science and Technology*. **44**: 9318–9323.
- Singh B, Hatton B, Balwant S, Cowie A, Kathuria A. 2010. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*. **39**: 1224–1235.

Singh B, Cowie A, Smernik R. 2012. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental Science & Technology*. **46**: 11770–11778.

Soane B. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research*. **16**(1–2): 179–201.

Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. In: Sparks DL, editor. *Advances in agronomy*. Waltham: Academic Press. **105**: 47–82.

Spokas K, Koskinen W, Baker J, Reicosky D. 2009. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*. **77**: 574–581.

Spokas K. 2010. Review of the stability of biochar in soils: Predictability of O: C molar ratios. *Carbon Management*. **1**(2): 289–303.

Spokas K, Novak J, Stewart C, Cantrell K, Uchimiya M, DuSaire M, Ro K. 2011. Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere*. **85**: 869–882.

Spokas K, Novak J, Venterea R. 2012. Biochar's role as an alternative N – fertilizer? Ammonia capture. *Plant and Soil*. **350**: 35–42.

Statistica (data analysis software system). 2013. Available from <https://www.statsoft.com> (accessed February 2020).

Steiner C, Glaser B, Teixeira W, Lehmann J, Blum W, Zech W. 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **171**: 893–899.

Steiner C, Melear N, Harris K, Das K. 2011. Biochar as bulking agent for poultry litter composting. *Carbon Management*. **2**(3): 227–230.

Stewart C, Zheng J, Botte J, Cotrufo M. 2012. Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates greenhouse gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *Global Change Biology Bioenergy*. **5**: 153–164.

Sullivan A, Ball R. 2012. Thermal decomposition and combustion chemistry of cellulosic biomass. *Atmospheric Environment*. **47**: 133–41.

Suliman W, Harsh J, Abu-Lail N, Fortuna A, Dallmeyer I, GarciaPérez M. 2017. The role of biochar porosity and surface functionality in augmenting hydrologic properties of a sandy soil. *Science of the Total Environment*. **574**: 139–147.

Swiatkowski A, Pakula M, Biniak S, Walczyk M. 2004. Influence of the surface chemistry of modified activated carbon on its electrochemical behaviour in the presence of lead (II) ions. *Carbon*. **42**: 3057–3069.

- Šarapatka B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.
- Taghizadeh-Toosi A, Clough T, Condrón L, Sherlock R, Anderson C, Craigie R. 2011. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. *Journal of Environmental Quality*. **40**: 468–476.
- Taghizadeh-Toosi A, Clough T, Sherlock R, Condrón L. 2012. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*. **350**: 57–69.
- Tang J, Zhu W, Kookana R, Katayama A. 2013. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. **116**(6): 653–659.
- The Climate Trust. 2010. Carbon Market Investment Criteria for Biochar Projects. Available from <http://www.biocharinternational.org/node/2426> (accessed February 2020).
- Thevenot M, Dignac M, Rumpel C. 2010. Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*. **42**: 1200–11.
- Tsai W, Liu S, Chen H, Chang Y, Tsai Y. 2012. Textural and chemical properties of swine–manure-derived biochar pertinent to its potential use as a soil amendment. *Chemosphere*. **89**: 198–203.
- Tuomela M, Vikman M, Hatakka A, It M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*. **72**: 169–83.
- Uchimiya M, Lima I, Klasson K, Wartelle L. 2010. Contaminant immobilization and nutrient release by biochar soil amendment: roles of natural organic matter. *Chemosphere*. **80**: 935–940.
- Uchimiya M, Wartelle L, Klasson K, Fortier C, Lima I. 2011. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. **59**(6): 2501–2510.
- Vaccari P, Baronti S, Lugato E, Genesio L, Castaldi S, Fornasier F. 2011. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. *European Journal of Agronomy*. **34**: 231–238
- Van Kauwenbergh S. 1997. Cadmium and other minor elements in world resources of phosphate rock. International Fertiliser Society. York. UK.
- Vassilev N, Martos E, Mendes G, Martos V, Vassileva M. 2013. Biochar of animal origin: a sustainable solution to the global problem of high-grade rock phosphate scarcity? *Journal of the Science of Food and Agriculture*. **93**: 1799–1804.
- Verheijen F, Jeffery S, Bastos A, Van der Velde M, Diafas I. 2010. Biochar application to soils. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg. Available from <https://doi.org/10.2788/472> (accessed February 2020).

Verhoeven E, Six J. 2014. Biochar does not mitigate field-scale N₂O emissions in a Northern California Vineyard: an Assessment across two years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **191**: 27–38.

Verma M, Godbout S, Brar S, Solomatnikova O, Lemay S, Larouche J. 2012. Biofuels Production from biomass by thermochemical conversion technologies. *International Journal of Chemical Engineering*. Canada.

Verma M, M'hamdi N, Dkhili Z, Brar S, Misra K. 2014. Thermochemical Transformation of Agro-biomass into Biochar: Simultaneous Carbon Sequestration and Soil Amendment. *Biotransformation of Waste Biomass into High Value Biochemicals*. Springer Link. New York.

Wang H, Lin K, Hou Z, Richardson B, Gan J. 2009. Sorption of the herbicide terbuthylazine in two New Zealand forest soils amended with biosolids and biochars. *Journal of Soils and Sediments*. **10**: 283–289.

Wang J, Zhang M, Xiong Z, Liu P, Pan G. 2011. Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from topsoils. *Biology and Fertility of Soils*. **47**: 887–896.

Wang Z, Zheng H, Luo Y, Deng X, Hebert S, Xing B. 2013. Characterization and influence of biochars on nitrous oxide emission from agricultural soil. *Environmental Pollution*. **174**: 289–296.

Wardle D, Yeates G, Nicholson K, Bonner K, Watson R. 1999. Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agricultural intensification over a seven-year period. *Soil Biology and Biochemistry*. **31**: 1707–1720.

Wardle D, Nilsson M, Zackrisson O. 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science*. **320**: 629–629.

Warnock D, Lehmann J, Kuyper T, Rillig M. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil — concepts and mechanisms. *Plant and Soil*. **300**: 9–20.

Warren G, Robinson J, Someus E. 2009. Dissolution of phosphorus from animal bone char in 12 soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. **84**: 167–178.

Whalen J, Sampedro L. 2010. *Soil Ecology and Management*. Oxford University Press. Oxford.

Woolf D, Amonette J, Street-Perrott F, Lehmann J, Joseph S. 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*. **1**: 56.

Wopenka B, Pasteris J. 2005. A mineralogical perspective on the apatite in bone. *Materials Science and Engineering C*. **25**: 131–143.

Wu F, Jia Z, Wang S, Chang S, Startsev A. 2013. Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil. *Biology and Fertility of Soils*. **49**: 555–565.

Wu H, Yip K, Kong Z, Li C, Liu D, Yu Y, Gao X. 2011. Removal and recycling of inherent inorganic nutrient species in mallee biomass and derived biochars by water leaching. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. **50**: 12143–12151.

Xie T, Krishna R, Wang C, Yargicoglu E, Spokas K. 2015. Characteristics and Applications of Biochar for Environmental Remediation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. **45**: 939–969.

Xu G, Sun J, Shao H, Chang S. 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecological Engineering*. **62**: 54–60.

Yan F, Shi Z, Li Z, Cai C. 2008. Estimating interrill soil erosion from aggregate stability of Ultisols in subtropical China. *Soil and Tillage Research*. **100**: 34–41.

Yang X, et al. 2016. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. *Environmental Science and Pollution Research*. **23**: 974–984.

Yao Y, Gao B, Zhang M, Inyang M, Zimmerman A. 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*. **89**: 1467–1471.

Ylivainio K, Uusitalo R, Turtola E. 2008. Meat bone meal and fox manure as P sources for ryegrass (*Lolium multiflorum*) grown on a limed soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. **81**: 267–278.

York C. 1993. A questionnaire survey of dry patch on golf courses in the United Kingdom. *Journal of the Sports Turf*. **69**: 20–26.

Yuan J, Xu R, Zhang H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*. **102**: 3488–3497.

Zhang Y. 2010. Hydrothermal liquefaction to convert biomass into crude oil. In: Blaschek HP, editor. *Biofuels from Agriculture Wastes Byproduct*. Oxford: Blackwell Publishing. Oxford.

Zhang L, Xu C, Champagne P. 2010a. Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. *Energy Conversion and Management*. **51**: 969–82.

Zhang H, Voroney R, Price G. 2015. Effects of temperature and processing conditions on biochar chemical properties and their influence on soil C and N transformations. *Soil Biology and Biochemistry*. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.01.006.

Zhao S, Na T, Wang X. 2017. Effect of temperature on the structural and physicochemical properties of biochar with apple tree branches as feedstock material. *Energies*. **10**: 1293.

Zheng H, Wang Z, Deng X, Zhao J, Luo Y, Novak J, Herbert S, Baoshan X. 2013. Characteristics and nutrient values of biochars produced from giant reed at different temperatures. *Bioresource Technology*. **130**: 463–471.

Zimmerman A. 2010. Abiotic and microbial oxidation of laboratoryproduced black carbon (biochar). *Environmental Science and Technology*. **44**: 1295–1301.

Zimmerman A, Gao B, Ahn M. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*. **43**: 1169–1179.

Zwetsloot M, Lehmann J, Solomon D. 2015. Recycling slaughterhouse waste into fertilizer: how do pyrolysis temperature and biomass additions affect phosphorus availability and chemistry? *Journal of the Science of Food and Agriculture*. **95**: 281–288.