

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Využití pyrolyzovaného odpadního masokostního separátu
ve výživě zemědělských plodin
Diplomová práce**

Bc. Šimon Doseděl

Technologie odpadů

prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc., dr. h. c.

Ing. Filip Mercl, PhD.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Využití pyrolyzovaného odpadního masokostního separátu ve výživě zemědělských plodin" jsem vypracoval 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 autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12.04.2023

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval prof. Ing. Pavlovi Tlustošovi, CSc., dr. h. c. za odborné vedení, připomínky a cenné rady při tvorbě této diplomové práce. Děkuji rovněž Ing. Filipu Merclovi, PhD. a Altyn Taisheva za odborné rady a pomoc při zpracování experimentální části.

Využití pyrolyzovaného odpadního masokostního separátu ve výživě zemědělských plodin

Souhrn

Hlavním tématem této diplomové práce bylo zpracování odpadního masokostního separátu a možnosti jeho dalšího využití. Masný průmysl a likvidace jeho odpadů je jedním z velkých zdrojů znečištění, proto je recyklace těchto odpadů důležitá. Tento odpad obsahuje velké množství živin (zejména P a K), které by se po úpravě daly využít pro výživu rostlin. Termická úprava bez přístupu kyslíku (pyrolýza) upravuje vlastnosti masokostního separátu a výsledný produkt tzv. biochar má při aplikaci do půdy pozitivní efekt na půdní prostředí i růst rostlin. Zvyšuje retenci vody i živin v půdě, postupně uvolňuje živiny, zvyšuje hodnotu pH (kyselých půd) a pozitivně ovlivňuje půdní mikroflóru. Dále je biochar vhodný jako remediační prostředek pro vyvázání těžkých kovů a jiných polutantů z prostředí.

Pro řešení diplomového úkolu byly navrženy následující hypotézy: Předpokládáme, že termické zpracování masokostního separátu zlepšuje strukturu a stabilitu materiálu a zvyšuje přístupnost živin pro rostliny, což se projeví na vyšších výnosech a koncentraci živin v rostlině. V literární rešerši diplomové práce byl zpracován souhrn o způsobech úpravy živočišných zbytků a termickém zpracování biomasy obecně. Pozornost byla věnována zejména pyrolýze. Práce se dále zabývala vlastnostmi biocharu a jeho využití, zejména aplikací do půdy pro potenciální zlepšení vlastností půdy a pozitivnímu ovlivnění růstu rostlin.

V experimentální části byl založen nádobový experiment s rostlinami pšenice jarní. Pro pokus byla použita zemina ze dvou lokalit, na každém typu půdy byly založeny varianty nehnojené, hnojené minerálním hnojivem a ošetřené biocharem. Po sklizni rostlin byly tyto usušeny, namlety a byl v nich stanoven celkový obsah makro a mikro živin. Z nádob byly odebrány vzorky půd a v nich stanoven obsah přístupných živin a pH. Experiment prokázal, že biochar má pozitivní vliv na růst rostlin, i když znatelně menší než použité minerální hnojivo. Efektivita využití živin byla nízká (v průměru 0,6 % pro N, 0,03 % pro P a 1,2 % pro K). Byl také potvrzen vliv biocharu na půdní pH. Termická úprava živočišného odpadu a následná aplikace do půdy je smysluplné řešení, ale vyžaduje další výzkum pro optimalizaci jednotlivých procesů.

Klíčová slova: pyrolýza, separát, biochar, výživa rostlin, dusík, fosfor, draslík

The Valorisation of Pyrolysed Slaughterhouse Waste for the Nutrition of Agricultural Crops

Summary

The main topic of this diploma thesis was the processing of waste meat and bone separate and the possibility of its further use. The meat industry and the disposal of its wastes is one of the big sources of pollution, therefore the recycling of these wastes is important. This waste contains a large amount of nutrients (especially P and K) which, after treatment, could be used for plant nutrition. Thermal treatment without oxygen (pyrolysis) modifies the properties of the meat and bone separate, and the resulting product, the so-called biochar, has a positive effect on the soil environment and plant growth when applied to the soil. It increases the retention of water and nutrients in the soil, gradually releases nutrients and increases the pH value (on acidic soils). Furthermore, biochar is suitable as a remedial agent for binding heavy metals and other pollutants from the environment.

The following hypotheses were proposed: We assume that the thermal treatment of meat and bone separate improves the structure and stability of the material and increases the accessibility of nutrients for plants, which will be reflected in higher yields and the concentration of nutrients in the plant.

In the literary research of the diploma thesis, a summary was prepared on methods of treatment of animal remains and thermal processing of biomass in general. The work further dealt with the properties of biochar and its use, especially application to the soil for the potential improvement of soil properties and positive influence on plant growth.

In the experimental part, a container experiment with spring wheat plants was established. Soil from two locations was used for the experiment, unfertilized, mineral-fertilized, and biochar-treated variants were based on each type of soil. After the plants were harvested the total content of macro and micro nutrients was determined. Soil samples were taken from the containers and the content of accessible nutrients and pH were determined. The experiment showed that biochar has a positive effect on plant growth, although noticeably lower than the mineral fertilizer used. Nutrient use efficiency was low (on average 0.6% for N, 0.03% for P and 1.2% for K). The effect of biochar on soil pH was also confirmed. Thermal treatment of animal waste and subsequent application to the soil is a meaningful solution, but requires further research to optimize individual processes.

Keywords: pyrolysis, separate, biochar, plant nutrition, nitrogen, phosphorus, potassium

Obsah

1 Úvod.....	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce.....	9
3 Literární rešerše.....	10
3.1 Termické zpracování masných živočišných odpadů	11
3.2 Biochar	11
3.2.1 Výroba biocharu	11
3.2.1.1 Vstupní suroviny	11
3.2.1.2 Proces výroby.....	13
3.2.1.3 Mechanismus formování biocharu pyrolýzou	16
3.2.2 Vlastnosti biocharu	17
3.2.2.1 Výtěžnost biocharu.....	17
3.2.2.2 Chemické vlastnosti biocharu.....	18
3.2.2.3 Fyzikální vlastnosti biocharu.....	19
3.2.3 Využití a aplikace biocharu	20
3.2.3.1 Snížení vlivu klimatických změn.....	21
3.2.3.2 Bioremediace a eliminace polutantů.....	22
3.2.3.3 Využití biocharu v zemědělství	23
3.2.4 Bonechar.....	28
3.2.4.1 Využití bonecharu	28
4 Materiál a metody	30
4.1 Zemina a bonechar	30
4.2 Charakteristika pokusu	30
4.3 Zpracování vzorků půdy	31
4.4 Zpracování vzorků biomasy.....	32
4.4.1 Stanovení obsahu dusíku elementární analýzou.....	32
4.4.2 Stanovení obsahu živin mikrovlnným rozkladem	33
4.5 Statistické analýzy	33
4.6 Výpočet efektivity využití dodaných živin	33
5 Výsledky.....	35
5.1 Výnos	35
5.2 Koncentrace živin v biomase	35
5.2.1 Dusík	35
5.2.1.1 Zrno.....	36
5.2.1.2 Sláma	36

5.2.2	Fosfor	37
5.2.2.1	Zrno	37
5.2.2.2	Sláma	38
5.2.3	Draslík	39
5.2.3.1	Zrno	39
5.2.3.2	Sláma	40
5.3	Efektivita aplikovaného hnojiva	41
5.3.1	Dusík.....	42
5.3.2	Fosfor	42
5.3.3	Draslík	43
5.4	Stanovení přístupného obsahu P a K v půdě po sklizni pšenice	43
5.4.1	Obsah živin	43
5.4.1.1	Fosfor	44
5.4.1.2	Draslík.....	45
5.4.2	Hodnota pH půdy.....	45
6	Diskuze	47
6.1	Pěstební výsledky a výnosy biomasy	47
6.2	Koncentrace živin v rostlině	47
6.2.1	Dusík.....	47
6.2.2	Fosfor	48
6.2.3	Draslík	48
6.3	Efektivita využití hnojiva.....	49
6.4	Agrochemické vlastnosti půdy	49
6.4.1	Přístupné živiny v půdě po sklizni	49
6.4.2	Vliv bonecharu na hodnotu pH půdy	50
7	Závěr	51
8	Bibliografie	52
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Nasytit neustále rostoucí populaci na Zemi je náročný, leč dosažitelný úkol. Lidská společnost je vysoce závislá na fosilní energii. Vyčerpání těchto zdrojů a škodlivé následky jejich těžby a používání jsou jedny z největších problémů lidstva. Na řešení tohoto problému aktivně pracují stovky vědců a nyní snad již i politiků. Náhrada fosilních paliv za energii získanou z obnovitelných zdrojů je pro další rozvoj lidstva klíčová (U.S. Energy Information Administration 2016).

Rostliny každoročně pojmou 15-20 krát větší objem CO₂, než kolik je vyprodukováno spalováním fosilních paliv. Ovšem zhruba polovina tohoto objemu je simultánně uvolněna zpět do atmosféry dýcháním rostlin (Sohi & Shackley 2010). Dle odhadů je v půdě vázáno více organického uhlíku, než v atmosféře a biosféře. Tok uhlíku z půdy do atmosféry je odhadován na 60 Gt uhlíku za rok, jehož příčinou je zejména mineralizace organické hmoty (Verheijen et al. 2013).

Biomasa je hmota získaná z žijících nebo nedávno žijících organismů, jak rostlin, bakterií, sinic a hub, tak i živočichů. Jedná se o různorodý materiál jako je např. dřevo, rostlinné části, odpady z lesnictví i zemědělství ale i zbytky těl živočichů či organická složka komunálního odpadu. Veškerá biomasa roste a vzniká ve srovnání s fosilními palivy daleko rychleji a lze je považovat za zdroj obnovitelné energie (Demirbas 2001).

Vzhledem ke svým vlastnostem (malá výhřevnost, vysoká vlhkost, vláknitá struktura) není biomasa ideálním palivem (Demirbas 2004; Pimchuai et al. 2010). Biomasa je velmi heterogenní (různá dostupnost v závislosti na sezóně, různé složení atd.) což komplikuje její spalování. Různorodá struktura, tvary a formy komplikují dopravu, uskladnění i manipulaci. Proto je nutné biomasu pro využití jako palivo předupravit. K dispozici je celá řada metod a technologií vedoucí ke zlepšení vlastností materiálu a zvýšení spalitelnosti, které transformují biomasu do plynné, tekuté nebo pevné, lépe využitelné podoby (Goyal et al. 2008; Sexena 2009). Termochemické procesy jsou většinou výhodnější, mají vysokou efektivitu převodu energie a vyžadují krátký čas na průběh.

V posledních letech se ukazuje jako slibná metoda transformace biomasy do tzv. biocharu (někdy označován také jako biouhel či koks), tedy termochemicky přeměněného uhlíkového materiálu vzniklého pyrolýzou. Biochar se ukazuje být vhodný pro různé účely. Je uhlíkově neutrální, rostliny využívají vzdušný uhlík ve formě CO₂, který ukládají do svých těl, ten se poté při termickém zpracování opět uvolňuje. Aplikací biocharu do půdy se vrací uhlík, který byl získán z rostlin zpět do koloběhu a je opět využitelný rostlinami nebo zůstává v půdě ve stabilnější formě. Při aplikaci biocharu do půdy dochází ke zvýšení její úrodnosti, a to šetrně ve vztahu k životnímu prostředí. Použití biocharu pro zlepšení vlastností půdy není záležitostí pouze výzkumů z posledních let, protože se praktikuje po staletí. V půdách *Terra Preta* v Amazonské nížině byla zjištěna vysoká koncentrace uhlí, které bylo pravděpodobně záměrně dodávané původními indiánskými kmeny, ještě před příchodem Evropanů. Tyto antropogenní půdy byly schopné si udržet své vlastnosti (je abnormálně odolná vůči vyplavování živin) po mnoho staletí i přes vlhké tropické podmínky (Zech et al. 1990). Biochar nachází uplatnění i v produkci ekologického betonu (Akhtar & Sarmah 2018) nebo při vývoji biokompozitů (Das et al. 2016; Poulouze et al. 2018). Vlastnosti vzniklého biocharu se výrazně liší v závislosti na vstupním materiálu, typu a podmínkách procesu (Ok et al. 2019).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Tématem této diplomové práce je zpracování odpadů z masné výroby a možnosti jejich dalšího využití. Pro zlepšení vlastností materiálu i z hygienických důvodů, je nutná úprava materiálu např. kompostováním, zplyňováním nebo pyrolýzou.

Pro řešení diplomové práce byly navrženy následující hypotézy:

Živočišný odpadní materiál obsahuje velké množství živin zejména fosforu, který je v půdním prostředí často limitním faktorem pro růst rostlin. Termické zpracování masokostního separátu zlepší jeho strukturu a stabilitu, zejména zvyšuje jeho specifický povrch, díky čemuž zlepšuje po aplikaci do půdy vodozadržnou kapacitu půdy a přístupnost živin rostlinám. Aplikace tohoto materiálu do půdy bude mít pozitivní efekt na výnos veškeré biomasy i zrna a zvýší obsah živin v rostlině.

Cílem práce bylo prokázat v jednoletém nádobovém pokusu účinek termicky zpracovaného masokostního separátu na půdní parametry a na růst rostlin. Pro pokus byla použita zemina ze dvou lokalit. Pro porovnání byly na každém typu půd založeny i kontrolní nehnojené a minerálně hnojené varianty (každá kombinace ve čtyřech opakováních). Po sklizni byl v usušených a namletých rostlinách stanoven obsah živin a porovnána efektivita využití živin rostlinami. Práce by také měla pomoci více porozumět efektům bonecharu na půdní prostředí a definovat způsob jeho aplikace pro praktické využití.

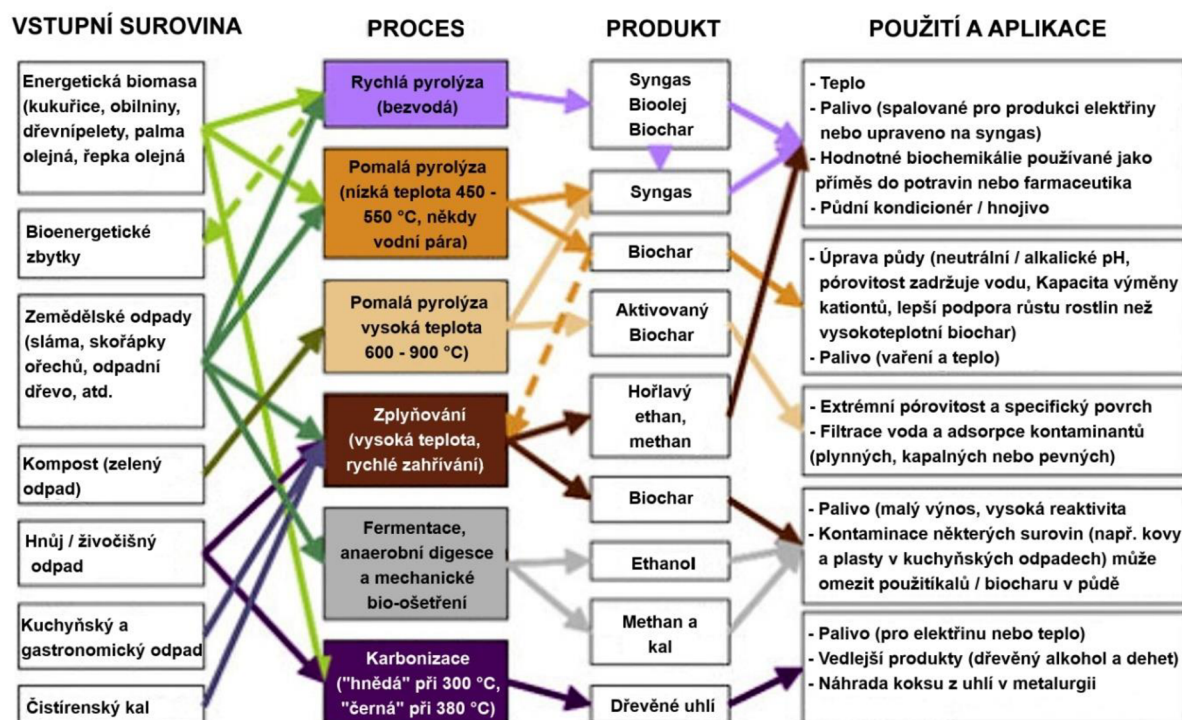
3 Literární rešerše

Biomasa je vnímána někdy jako cenná někdy jako odpadní surovina. Ať už našim cílem je se pouze suroviny zbavit nebo ji přeměnit na lépe využitelný zdroj, máme k dispozici celou řadu metod a technologií. Biomasu můžeme skládkovat, upravovat kompostováním, chemicky, termicky atd. Graf 1 níže zobrazuje různé termické technologie zpracování biomasy jejich produkty a potenciální využití (Sohi & Shackley 2010).

Kvašení je anaerobní proces probíhající za nezvýšených teplot. Vstupní surovinou mohou být různé zemědělské odpady a vzniká ethanol a methan, který je nejlépe využitelný jako palivo.

Pyrolýza je tepelný rozklad v anaerobním prostředí. Můžeme ji rozdělit podle rychlosti a teploty. Vznikají tři typy produktů: plyný syngas a kapalný bioolej mají obdobné využití, a to jako palivo pro generování tepla nebo elektřiny a po vyčištění také jako zdroj cenných biochemikálií. Pevná složka se nazývá biochar, kterou jde také spalovat, ale díky jejím unikátním vlastnostem je vhodnější ji použít jako půdní kondicionér nebo pro odstraňování kontaminantů z vody a půdy (Sohi & Shackley 2010).

Zplyňování je proces, při kterém se biomasa zdrží velmi krátce (10–20 sekund) v prostředí s vysokou teplotou (600–1 200 °C). Cílem zplyňování je vytvořit co největší množství dobře spalitelného plynu (ethan, methan). Vhodnou vstupní surovinou jsou zejména živočišné odpady a zbytky s vyšším obsahem dusíku (Sohi & Shackley 2010).



Graf 1: Souhrn termálních procesů zpracování biomasy, jejich produktů a využití (Sohi & Shackley 2010).

3.1 Termické zpracování masných živočišných odpadů

Masný průmysl produkuje velké množství živočišných odpadů (maso, kosti, peří atd.). Tyto zbytkové materiály obsahují velké množství prvků, které jsou důležitou součástí minerálních hnojiv (dusík, fosfor, vápník, draslík a hořčík; Staron et al. 2017). Nicméně přímá aplikace na zemědělskou půdu je riziková pro prostředí z důvodů možné kontaminace mikroorganismy nebo zvyšováním obsahu antibiotik v půdě (Ravidran et al. 2016).

Využití neupraveného masa a kostí jako přísad do krmiv je od roku 1994 z hygienických důvodů zakázáno a živočišné zbytky musí být termicky zpracovány. V současnosti je nejčastější způsob zpracování spalování (Coutand et al. 2008) nebo skládkování po předchozím ošetření, což ale představuje problém uvolňování emisí z rozkladu organického materiálu (Ayllon et al. 2005). Probíhají ale i výzkumy za použití pyrolýzy nebo zplyňování. Ty se jeví jako slibné zejména z environmentálního a ekonomického hlediska. Zatímco při spalování nebo skládkování jde pouze o likvidaci materiálu, u pyrolýzního zpracování nebo zplyňování se materiál recykluje a dochází k opětovnému využití energie v něm obsažené. Hlavní výhodou je možnost využití produktů (syngas, bioolej, biochar) a lepší energetická bilance (Cascarosa et al. 2013).

3.2 Biochar

Biochar je znám pod řadou názvů, například jako biouhel, koksík, a další. Dle International Biochar Initiative je definován jako „Pevný materiál vzniklý termochemickou přeměnou v bezkyslíkatém prostředí.“ Tato definice je nejvíce používanou a široce uznávanou (Fuertes et al. 2010). Vlastnosti biocharu se velmi různí, dle vstupní suroviny a dle podmínek pyrolýzy. Biochar je hlavně využíván jako půdní kondicionér nebo při remediaci pro jeho schopnost vázat na sebe kontaminanty. Bonechar je typ biocharu vzniklý pyrolýzováním kostí a dalších částí zvířat (Lehman & Joseph 2015).

Dalším termínem je hydrochar. Jedná se o materiál vznikající termochemickou přeměnou při teplotách 200–300 °C za přítomnosti vody (Funke & Ziegler 2010).

3.2.1 Výroba biocharu

Vlastnosti biocharů mohou být velmi rozdílné v závislosti na použitých vstupních surovinách a způsobu zpracování. Velkou roli hraje vlhkost vstupního materiálu (Ok et al. 2019).

3.2.1.1 Vstupní suroviny

Podle vlhkosti se suroviny dělí na suchou hmotu (vlhkost <30 %, zejména dřevní a posklizňové zbytky) a mokrou hmotu (vlhkost >30 %, čerstvě posečená tráva, řasy, odpadní kaly, zvířecí exkrementy, gastronomické zbytky apod.; Kneževic 2009). Mokrý hmotu musí být

před zpracováním usušena. Sušení je energeticky náročný proces, a proto snižuje efektivitu celého procesu (Sokhansanj & Fenton 2006).

Biomasu můžeme také rozdělit podle způsobu vzniku na cíleně pěstovanou a odpadní biomasu (Lehman et al. 2006). Energetické cíleně pěstované plodiny se pěstují z důvodu rychlého nárůstu biomasy a nízkých nároků na pěstování. Takovou plodinou je například proso prutnaté, kukuřice, líska obecná, řepka olejka a další. Tyto plodiny jsou zejména využívány v biorafinériích pro produkci tekutých paliv (Brosse et al. 2012). Odpadní biomasou se rozumí např. zbytky potravin, kal z čistíren odpadních vod, zbytky z lesnického a zemědělského průmyslu, zvířecí exkrementy atd. (Brick et al. 2010). Využití odpadní biomasy pro výrobu biocharu je vhodnější, protože nedochází k záboru půdy a soutěžení o úrodnou půdu se zemědělskými plodinami (Perlack & Turhollow 2003). Využití odpadní biomasy je považováno za technologii šetrnou k životnímu prostředí a za efektivní využívání odpadů (Lehman & Joseph 2015). Jak moc se výsledné vlastnosti různí v závislosti na vstupní surovině zobrazuje tabulka 1 níže. Při relativně stejných podmínkách (teplota 500 °C) byla pyrolyzována různá organická hmota od slámy po kaly a hnůj. Poté byly určeny různé parametry vzniklého biocharu a jak je vidět, vlastnosti se značně liší. Například obsah popele je v rozmezí 7,2 % (sláma) po 77 % (zbytky kostí). Obdobná různorodost je vidět i u ostatních parametrů. Výběr vstupní suroviny je tedy velmi důležitý (Liu et al. 2015).

Suroviny	Teplota (°C)	Výnos (%)	C _Σ *	C _v **	Tl.***	Popel (%)	pH	Specifický Povrch (m ² g ⁻¹)	Kationtová výměnná kapacita (cmol kg ⁻¹)
Sláma	200	99,3	38,7	22,5	70,2	7,2	5,4	2,5	32,1
	300	52,5	59,8	53,2	31,3	14,7	8,7	3,5	87,2
	400	29,8	62,9	63,7	17,6	18,0	10,2	33,2	95,5
	500	26,8	68,9	72,1	11,1	16,2	10,2	182,0	146,0
Piliny	500	28,3	75,8	72,0	17,5	9,9	10,5	203,0	41,7
Tráva	500	27,8	62,1	59,2	18,9	20,8	10,2	3,3	84,0
Skořápky arašídů	500	32,0	73,7	72,9	16,0	10,6	10,5	43,5	44,5
Prasečí hnůj	200	98,0	37,0	12,6	50,7	35,7	8,2	3,6	23,6
	300	57,5	39,1	34,7	27,4	37,2	9,7	4,3	49,0
	400	38,5	42,7	40,2	11,0	48,4	10,5	47,4	82,8
	500	35,8	45,3	19,2	10,7	69,6	10,8	42,4	132,0
Kravský hnůj	500	57,2	43,7	14,7	17,2	67,5	10,2	21,9	149,0
Krevety	500	33,4	52,1	18,9	26,6	53,8	10,3	13,3	389,0
Chlorella	500	40,2	39,3	17,4	29,3	52,6	10,8	2,8	562,0
Zbytky kostí	500	48,7	24,2	10,5	11,0	77,6	9,6	113,0	87,9
Odpadní papír	500	36,6	56,0	16,4	30,0	53,5	9,9	133,0	516,0
Čistírenský kal	500	45,9	26,6	20,6	15,8	61,9	8,8	71,6	168,0
Vodní rostliny	500	58,4	25,6	3,8	32,4	63,5	10,3	3,8	509,0

Tabulka 1: Přehled vlastností biocharu dle použité vstupní biomasy (Liu et al. 2015);

*celkový C (% v sušině); **vázaný C (% v sušině); ***těkavé látky (% v sušině)

3.2.1.2 Proces výroby

Biochar vzniká termochemickou přeměnou za vysokých teplot. Je důležité si zvolit správnou technologii a podmínky procesu (teplota, doba zdržení, rychlost zahřívání). Termochemické procesy zahrnují pyrolýzu, torefakci, zplyňování a hydrotermální karbonizaci. Tyto technologie budou dále blíže představeny. Tabulka 2 níže zobrazuje typy termických rozkladů a jejich podmínky. Jak je vidět průběh procesů se značně různí, o termickém rozkladu lze hovořit již při teplotách 180 °C, ale u některých procesů dosahují teploty i 1 200 °C. Dalšími důležitými parametry jsou rychlost ohřevu a doba zdržení. Poslední sloupec zobrazuje výťažnost biocharu, tj. pevné části. Zbytek se přemění na plyn nebo kapalinu (Ok et al. 2019). Tyto údaje je dále možné využít pro tvorbu biocharu se specifickými vlastnostmi pro konkrétní použití (Liu et al. 2015).

Primárním cílem u termochemických procesů je rozložení tuhé polymerní struktury biomasy (např. lignin) na nízkomolekulární a jednodušší chemické sloučeniny (Ok et al. 2019).

Proces		Teplota (°C)	Rychlost ohřevu (°C/min)	Doba zdržení	Výtěžnost biocharu (%)
Pyrolýza	Pomalá	300 - 800	5- 7	> 1 h	35 - 50
	Střední	400 - 600	300 - 800	0.5 - 10 s	15 - 35
	Rychlá	400 - 1 000	~ 1 000	<2 s	10 - 20
Suchá torefakce		200 - 300	10 - 15	30 min - 4 h	60 - 80
Zplyňování		600 - 1 200	50 - 100 (°C s ⁻¹)	10 - 20 s	<10
Hydrotermální karbonizace		180 - 260	5 - 10	5 min - 12 h	45 - 70

Tabulka 1: Porovnání podmínek termochemických procesů a výtěžnosti biocharu (Ok et al. 2019).

3.2.1.2.1 Torefakce

Při torefakci je hmota zahřívána na teplotu 200–300 °C za standartního tlaku a zdržena po dobu 30 minut až několika hodin (Rousset et al. 2012). Během torefakce biomasa ztrácí svoji vlhkost a těkavé organické složky a rozkládá dlouhé řetězce polysacharidů. Výsledný produkt ztrácí asi jen 10 % své energie a zvyšuje svou energetickou hustotu (Kambo & Dutta 2015). Díky tomu je zapotřebí méně energie pro následné zpracování a je možné spoluspalování s uhlím v existujících elektrárnách (Bridgeman et al. 2008). Ve Velké Británii 15 % veškeré produkované energie z obnovitelných zdrojů pochází ze spoluspalování upravené biomasy s uhlím (Department for Business, Energy & Industrial Strategy UK 2005). Výsledným produktem torefakce je z velké části plyn, které je nejčastěji spalován pro získání energie (Bergman et al. 2005). Vlastnosti pevné části vzniklé torefakcí jsou mezi biomasou a biochar, proto nemůže být tento odpad přímo označen jako biochar (Ok et al. 2019). V literatuře ale nepanuje shoda v tom, jak tento odpad nazývat, proto byla v této práci zařazena i tato část o torefakci.

3.2.1.2.2 Zplyňování

Zplyňování probíhá za vyšších teplot (600–1 200 °C) než pyrolýza, doba zdržení je naopak velmi krátká (10–20 sekund) (Brewer et al. 2009). Cílem zplyňování je vytvořit směs plynů (H₂, CO, CO₂), které jsou dále spalovány pro získání energie (Bridgwater 1995; Piug-Arnabat et al. 2010). Při ideálním zplyňováním by neměl vznikat žádný pevný ani tekutý

zbytek. Běžně ale vzniká polotekutý odpad tvořící méně než 10 % vzniklé hmoty. Pevná frakce tohoto odpadu by se dala považovat za biochar (Brewer et al. 2009). Hlavním problémem této metody, je vznik tekutého dehtu obsahující značné množství polycyklických aromatických uhlovodíků (např. naftalen, 2-methylnaftalen, 1-methylnaftalen, bifenyly, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, pyren, benzoantracen a další), které jsou toxické a některé potvrzeně karcinogenní (Yu et al. 2014). Kapalný dehet je těžko oddělitelný od tuhého biocharu a použití produktů zplyňování je proto environmentálně problematické (Sivula et al. 2012).

3.2.1.2.3 Hydrotermální karbonizace

Hydrotermální karbonizace (mokrý torefakce) nevyžaduje sušení vstupních surovin, má vysokou efektivitu konverze a probíhá za relativně nízkých teplot. Proces probíhá ve vodě při teplotě 180–260 °C za zvýšeného tlaku, aby byla voda pořád v tekuté formě a sloužila jako nepolární rozpouštědlo. Doba zdržení je 5 minut až 6 hodin (Mumme et al. 2011; Hoekman et al. 2013). Hydrotermální karbonizace je vhodnou technologií pro zpracování materiálu s vysokou vlhkostí, protože ta neovlivní proces, jelikož probíhá ve vodě. Sušení je energeticky velmi náročné, tudíž vynecháním vysoušení se celkové náklady na vznik biocharu snižují (Benavente et al. 2015). Produktem je plynná (zejména CO₂), tekutá a pevná složka. Výtěžnost pevné složky je asi 40–70 %. Nicméně prvotně vzniká jako suspenze a je ji nutné odvodnit, aby bylo možné využít biochar jako palivo (Yan et al. 2010). Pevné složce vzniklé hydrotermální karbonizací se říká hydrochar (Ok et al. 2019).

U hydrotermální karbonizace je rozkladná reakce hydrolýza, protože probíhá za přítomnosti vody. Rozklad biomasy je rychlý a vznikají vodorozpustné monomery a oligomery (Yu et al. 2008). Během procesů však také vznikají oxidy kovů a dioxiny, které jsou nebezpečné pro životní prostředí a limitují použití takto vzniklého hydrocharu (Ok et al. 2019).

Proces také potřebuje značné množství vody. Pro představu na vznik jedné tuny hydrocharu je zapotřebí 12 tun vody. Recirkulace vody je proto zásadní z ekonomického a environmentálního hlediska (Stemann et al. 2013).

3.2.1.2.4 Pyrolýza

Pyrolýza je vlnkovou technologií a nejčastěji používanou pro produkci biocharu. Proto si ji představíme detailněji než ostatní technologie. Pyrolýza je proces, při kterém je termochemicky rozkládána biomasa. Probíhá za zvýšených teplot (300–1 000 °C) v anaerobních podmínkách, za standardního tlaku a v přítomnosti inertního plynu (nejčastěji N₂). Během pyrolýzy vzniká plynná složka (tvořena zejména H₂, CH₄, C₂H₂, CO, CO₂), tekutá složka (bioolej) a pevná složka (biochar; Ok et al. 2019).

Pyrolýzu můžeme rozdělit podle teploty a doby zdržení na rychlou (flash), střední (fast) a pomalou (slow) pyrolýzu. Obecně lze říct, že čím je pyrolýza rychlejší, tím více vzniká kapalná složka a méně pevné frakce. S rostoucí teplotou klesá produkce biocharu (15–30 % u střední, 35–50 % u pomalé), ale stoupá celkové množství energie zachované ve výsledných produktech (zejména jako bioolej; Mohn et al. 2006). Výtěžnost biocharu a jeho vlastnosti jsou silně ovlivněny podmínkami v reaktoru a vlastnostmi vstupní biomasy (Onay 2007). Obsah vázaného uhlíku se zvyšuje se zvyšující se teplotou pyrolýzy. V prvotní (nízkoteplotní) fázi

pyrolýzy se náhodně uvolňují těkavé látky jako je CO, CO₂, C_xH_y, C_xH_yO_z, HCN, H₂O, NH₃ a tím snižují výtěžnost biocharu. Další nárůst teploty vede ke snížení uvolňování látek s vysokým obsahem uhlíku (C_xH_yO_z), zatímco ostatní těkavé látky (CO, CO₂, ...) jsou i nadále uvolňovány, což vede ke zvýšení obsahu uhlíku ve vzniklém biocharu (Becidan et al. 2007).

Teplota pyrolýzy také ovlivňuje strukturu vzniklého biocharu (velikost částic, celkový povrch). Vyšší teploty vedou k tvorbě biocharu, který je tvořen více částicemi s více póry a tím i s větším povrchem (Ok et al. 2019). Na teplotě pyrolýzy je přímo úměrně závislá hodnota pH (Zhao et al. 2013).

Dále bylo zjištěno, že vyšší vlhkost (40–60 %) vede k zvýšení výnosnosti biocharu. To naznačuje, že vlhká biomasa by mohla být preferovanou vstupní surovinou, leč produkce biocharu z takového materiálu je energeticky náročnější (Manya 2012).

Zásadním faktorem ovlivňujícím výsledný biochar je použitá biomasa. Dřevní materiál s vysokým obsahem ligninu plodí biochar s vysokým obsahem uhlíku a jeho výnos je vysoký (Antal & Gronli 2003). Z různých pokusů a studií vyplývá, že biochar vzniklý z bylinné biomasy má nižší obsah uhlíku a vyšší obsah PAU (polyaromatické uhlovodíky; McBeath et al. 2015). Naopak biochar vzniklý z dřevní biomasy má vyšší obsah uhlíku a nižší obsah PAU (Antal & Gronli 2003).

Plynná a tekutá složka jsou neméně důležitým produktem pyrolýzy. Oba produkty (syngas a bioolej) jsou považovány za obnovitelný zdroj energie. Ty mohou být použity k opětovnému zahřívání vstupních surovin a zvyšují tím efektivitu celého procesu. Při takovém použití je pyrolýza efektivní technologie šetrná k životnímu prostředí. Alternativně je možné oddělit ketony z biooleje a ty poté prodávat do jiných odvětví průmyslu. To zvyšuje ekonomickou efektivitu celého procesu (Zhang et al. 2012).

3.2.1.3 Mechanismus formování biocharu pyrolýzou

Porozumění procesům a mechanismům vedoucím ke vzniku biocharu je kritické pro tvorbu biocharu s cílenými vlastnostmi. Všechny procesy však ještě nebyly dostatečně poznány a popsány. Jedná se o směs procesů, jako je dekompozice a depolymerizace polymerických sloučenin, aromatizace, kondenzace, dekarboxylace, dehydratace, demethoxylace atd. Teplota je zásadní faktor ovlivňující tyto reakce, nicméně udržení stálé teploty systému je v provozu komplikované. Proto při pyrolýze různé chemické reakce probíhají simultánně a následně, tvořící směs reaktantů, meziproductů a produktů v různých fázích (Liu et al. 2015). V následující části budou popsány reakce probíhající při pyrolýze, tak jak je zatím známo.

Pyrolýza biomasy se skládá z pyrolýzních rozkladů celulózy, hemicelulózy a ligninu. Každá sloučenina má jiné nároky na teplotu, při které se rozkládá (Goyal et al. 2008). Celulóza se rozkládá při 240–350 °C, hemicelulóza při 200–260 °C a lignin při 280–500 °C (Babu 2008). Pyrolýza celulózy v podstatě znamená rozklad polymerů a snižování úrovně polymerizace (Shen et al. 2011). Celulóza se rozpadá nejprve na oligosacharidy, poté dochází k tvorbě D-glukopyranosy, ta projde vnitro molekulární změnou na levoglukosan (Li et al. 2001). Dehydratací levoglukosanu vzniká levoglukosenon. Následuje řada reakcí jako aromatizace, dekarboxylace, dehydratace a intermolekulární kondenzace vedoucí ke vzniku pevného

biocharu (Mettler et al. 2012). Alternativně levoglukosan projde sérií dehydratačních a metamorfických reakcí a vzniká syngas a bioolej (Ronsse et al. 2012).

Pyrolýza hemicelulózy probíhá obdobně jako pyrolýza celulózy. Začíná její depolymerizací na oligosacharidy, následována přeměnou na 1,4-anhydro-D-xyloparanosu, která je důležitá pro výsledný vznik biocharu (Peters 2011).

Mechanismus pyrolýzy ligninu je poněkud složitější, protože i jeho struktura je podstatně složitější. Nejdůležitějším procesem pyrolýzy ligninu jsou radikálové reakce (Kosa et al. 2011). Rozštěp ligninu generuje volné radikály. Volné radikály zachytávají protony se slabou O-H a C-H vazbou (např. fenoly), což vede k formování produktů jako kreosol a vanillin a dochází k řetězové reakci. Když se dva volné radikály srazí, dochází k tvorbě stabilních sloučenin, což zastavuje řetězové radikálové reakce (Chu et al. 2013). Pozorování volných radikálů během pyrolýzy je velmi složité, proto přesné mechanismy nejsou známy.

V biomase se také nacházejí anorganické prvky a sloučeniny, které mají vliv na produkci biocharu. Vysoce mobilní anorganické prvky jako K a Cl lehce těkají už za nízkých teplot. Naopak Mg a Ca těkají při vyšších teplotách a tvoří vazby s organickými sloučeninami (Bourke et al. 2007). N, P a S jsou kovalentně vázány na organické sloučeniny. Některé anorganické prvky (Ca, Mg, K) mohou katalyzovat produkci biocharu (Yaman 2004). Výzkum a vývoj efektivní katalýzy může být důležitý nejen pro tvorbu biocharu s cílenou charakteristikou, ale i pro snižování nákladů na celý proces. Produkce biocharu z širšího sortimentu materiálů (průmyslové odpady, organické odpady, ...) vyžaduje další zkoumání a pokusy (Ok et al. 2019).

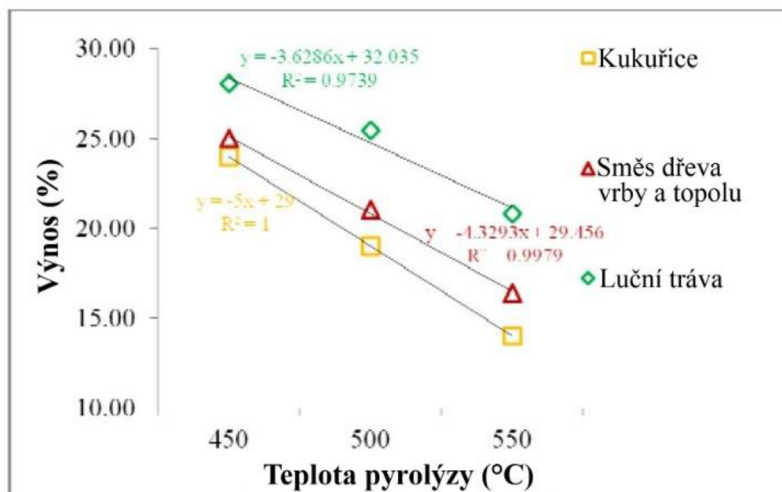
3.2.2 Vlastnosti biocharu

Vlastnosti biocharu přímo či nepřímo určují, jaký efekt bude mít aplikace biocharu do půdy (Brady & Weil 2008). Biochar má řadu pozitivních efektů na půdu. Dokáže snížit objemovou hmotnost, omezit erozi a ztrátu půdy, zvýšit pH, zvýšit retenční schopnost půdy zadržovat vodu, zvýšit schopnost zachycovat živiny a tím i výnos (Chan et al. 2007; Van Zwieten et al. 2010; Deenik et al. 2011).

3.2.2.1 Výtěžnost biocharu

Výtěžnost biocharu je množství biocharu v poměru ku množství vstupní hmoty. Závisí na složení, tedy na vstupní surovině. Lignin se oproti celulóze rozpadá pomaleji (až o 45 %). Z čehož vyplývá, že čím vyšší obsah ligninu ve vstupní surovině, tím větší výtěžnost biocharu (Keiluweit et al. 2010). Nejnížší výtěžnost byla zaznamenána z kukuřice, nejvyšší naopak z lučních travních porostů (28 %). Výtěžnost biocharu však nelze jednoduše kalkulovat jen ze složení vstupní hmoty, protože také závisí na teplotě a podmínkách pyrolýzy (Břendová et al. 2012).

Řada studií dokazuje, že mezi teplotou pyrolýzy a výtěžností biocharu je nepřímá úměrnost. Protože při vyšších teplotách se více hmoty transformuje do biooleje a plyných produktů (Bridgwater 1995). Tuto nepřímou závislost dokazuje i graf 2 níže z pokusu, kde byl porovnáván výnos biocharu v závislosti na teplotě pyrolýzy (Břendová et al. 2012).



Graf 2: Vliv teploty pyrolýzy na výtěžky biocharu (Břendová et al. 2012).

3.2.2.2 Chemické vlastnosti biocharu

Během karbonizace dochází ke změnám v chemickém složení biocharu, to je důležité znát pro potenciální využití biocharu. Je ovlivněno zejména podmínkami pyrolýzy, teplotou, dobou zdržení a vstupní surovinou (Weber & Quicker 2018).

Skladba a složení prvků

Obsahy jednotlivých prvků v biocharu se různí podle biomasy i podle podmínek pyrolýzy. Hlavní složka biocharu je uhlík (47–52 %) a kyslík (40–45 %) (Břendová et al. 2012). Řada studií ukazuje že s narůstající teplotou narůstá i obsah uhlíku (Demirbas 2004; Uchimiya et al. 2011).

Vodíku bývá ve výsledném produktu přibližně 6 % (Vassilev et al. 2010). Výtěžek vodíku z rostlinných materiálů je typicky menší než ze dřevnatých materiálů (Antal & Gronli 2003; Novak et al. 2009). Vzhledem k teplotě je pak obsah vodíku vyšší se zvyšující se teplotou (Demirbas 2004; Břendová et al. 2004). Obsah dusíku a síry je silně vázán na typ vstupní suroviny. Ukazuje se, že nejnižší obsahy jsou u dřevních materiálů. Hodnoty dusíku se pohybují okolo 1–2 %, síry 0,05 % (Vassilev et al. 2010).

Obsah popela se zpravidla pohybuje v rozmezí 3–7 %, bývá vyšší u biocharu z travin, protože ty přijímají více živin (Břendová et al. 2012). S narůstající teplotou se zvyšuje obsah popela (Novak et al. 2009; Uchimiya et al. 2011).

Kationtová výměnná kapacita - CEC

Kationtová výměnná kapacita (cation exchange capacity – CEC) je množství výměnných kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+), které je materiál schopen pojmout. Slouží k popsání úrodnosti půd, protože většina živin je rostlinami přijímána jako ionty (Leeq et al. 2010). Porovnávání konkrétních hodnot je zavádějící, protože vysoce závisí na použité metodě, surovině a pH materiálu. Proto je vhodnější se zaměřit spíše na trendy. Vzhledem k tomu, že jde o kombinaci nabitých povrchových funkčních skupin a specifického povrchu, nejvyšší

množství volný kationtů bylo nalezeno pro biochary vyrobené při relativně nízkých teplotách, při kterých je specifický povrch výrazně větší ve srovnání se vstupní surovinou, ale ve struktuře stále zůstává dostatečný počet funkčních skupin s negativním nábojem (Leeq et al. 2010; Mukherjee et al. 2011; Weber & Quicker 2018).

Hodnota pH

Hodnotu pH je důležité znát, zejména pokud chceme biochar zemědělsky využívat. Biomasa používaná pro výrobu biocharu obvykle nabývá hodnot pH 5 až 7,5 (Vassilev et al. 2010). Během pyrolýzy se odštěpují kyselé karboxylové, hydroxylové a formylové skupiny, což činí zbylou hmotu zásaditější. Během procesu se také zvyšuje obsah popele, který je zásaditý. Zvýšená hodnota pH v biocharu je tedy přímý důsledek pokračující karbonizace. Hodnota pH v biocharech bývá v rozmezí 6-12 (Ahmad et al. 2012; Ippolito et al. 2015).

Nejvlivnějším faktorem na výsledné pH je teplota pyrolýzy. S narůstající teplotou roste i pH (Weber & Quicker 2018). Doba zdržení a rychlost ohřevu nemají významný efekt na pH (Angin 2013).

Obsah popele

Je důležité znát obsah popele, protože množství a druh anorganických látek definuje možnou aplikaci. Již v pracích jiných autorů bylo zjištěno, že obsah popele je vyšší při vysokoteplotní pyrolýze, protože se vypaří více vody a vzniká více suchého zbytku. Výsledný obsah popela je také determinován vstupní surovinou (Novak et al. 2009).

3.2.2.3 Fyzikální vlastnosti biocharu

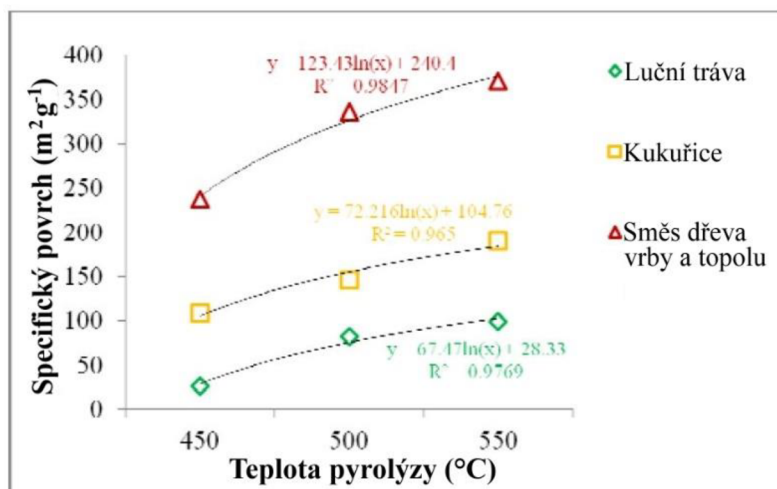
Fyzikální změny nastávají jako důsledek rozpadu vláknité struktury vstupní biomasy (Weber & Quicker 2018).

Hustota a pórovitost (velikost pórů)

Hlavní kvalitou biocharu je jeho vysoce pórovitá struktura, která zvyšuje retenci vody v půdě a zvětšuje specifický povrch půdy (soild surface area). Póry biocharu se různí ve velikost od nanopórů (<0,9 nm) po makropórů (>50 nm). Tyto póry jsou zásadní pro remediační účely, jelikož na ně se váží kontaminanty, které chceme z prostředí odstranit (Atkinson et al. 2010).

Specifický povrch biocharu

Obecně se dá říci, že čím vyšší teplota pyrolýzy, tím na menší částice se biochar rozpadá a tím je větší specifický povrch. Tato pozitivní korelace je patrná u všech druhů biomasy (Keiluweit et al. 2010). Ovšem větší rozdíly ve velikost specifického povrchu jsou dle vstupní biomasy než dle teploty. Biochar z dřevní biomasy má větší specifický povrch než biochary z bylinné masy, což dokazuje i graf 3 níže (Břendová et al. 2012).



Graf 3: Vliv teploty pyrolýzy na specifický povrch biocharu a porovnání specifického povrchu dle vstupní suroviny (Břendová et al. 2012).

Vodozadržná kapacita a hydrofobicita

Hydrologické vlastnosti biocharů jsou dány zejména dvěma procesy, které probíhají během pyrolýzy, a to snížení počtu funkčních skupin, což mění afinitu materiálu vůči vodě a zvýšení pórovitosti, což umožňuje větší adsorpci vody. Tyto charakteristiky mohou mít někdy protichůdný nebo překrývající se efekt, proto nemusí být vždy jasně odděleny (Weber & Quicker 2018).

Látka, která vodu přitahuje se nazývá hydrofilní, látce vodu odpuzující se říká hydrofobní. Neupravená biomasa je obvykle hydrofilní. Torefakce transformuje biomasu do podoby hydrofobního materiálu (Weber & Quicker 2018). Obecně se má za to, že vyšší teplota pyrolýzy vytváří hydrofobnější biochar, protože je odstraněno více polárních funkčních skupin na jeho povrchu a dochází k větší aromatizaci (Cantrell et al. 2012; Fanq et al. 2014; Chun et al. 2014). Hydrofobní povrch v pórech omezuje vstup vody a její zachycení v biocharu (Gray et al. 2014).

Nicméně existují i pokusy, které vykazují obrácené trendy. Tedy, že vyšší teplota pyrolýzy snižuje hydrofobii biocharu. Je důležité si uvědomit, že materiál se nestává hydrofilním při vyšších teplotách, protože nevznikají žádné polární funkční skupiny, pouze se stává méně hydrofobním. Navíc s vyšší teplotou vzrůstá pórovitost. Tato vlastnost se stává dominantnější a biochar může pojmout více vody (Kinney et al. 2012; Zornoza et al. 2016).

Pórovitost a provázanost pórů mezi sebou je hlavní faktor určující vodozadržnou kapacitu biocharu. Očekává se tedy, že vysokoteplotní biochary s více póry mají lepší vodozadržné vlastnosti (Zhang & You 2013; Gray et al. 2014).

3.2.3 Využití a aplikace biocharu

Rychlý nárůst populace a změna klimatu vedou ke stále se zvyšujícímu počtu globálních rizik jako jsou dostupnost potravin, snižování výnosu, nedostatek vody atd. To vede k usilovnějšímu výzkumu pro nalezení technologií, které by mohli pomoci s těmito problémy. Biochar by mohl hrát významnou roli v potlačování klimatické změny, dokáže remediovat kontaminované půdy, eliminovat z nich polutanty a také zlepšuje půdní podmínky, což vede

k vyšším výnosům a efektivnějšímu využití nám dostupných zdrojů (Ralebitso-Senior & Orr 2016). Tyto tři typy využití budou dále blíže popsány.

3.2.3.1 Snížení vlivu klimatických změn

Nárůst koncentrací oxidu uhličitého, methanu a oxidu dusného v atmosféře jsou hlavní příčiny klimatických změn (Gardenas et al. 2010). Antropogenní aktivity (zejména spalování fosilních paliv a průmysl) jsou hlavní zdroje radikálního nárůstu koncentrací těchto plynů a důvodem globálních změn klimatu. Přírodní jevy, jako cyklus uhlíku a mineralizace organické hmoty, jsou také významnými zdroji uvolňování těchto plynů. Obousměrná výměna mezi biosférou (i v půdě) a atmosférou je zhruba 120 giga tun uhlíku za rok. Hlavními přírodními mechanismy uvolňování uhlíku do atmosféry je respirace živočichů a rostlin, rozkládání biomasy a sopečná činnost (Jian et al. 2022). Ale má se za to, že v poslední době nedochází k výrazným změnám v množství uvolňovaného uhlíku v důsledku přírodních procesů (Ralebitso-Senior & Orr 2016).

Biochar obsahuje velké množství uhlíku, který se po zapravení do půdy vrací zpět do přírodního cyklu, a navíc vylepšuje kvalitu půdy (Spokas et al. 2012). Uhlík zabudovaný do biocharu má potenciál se udržet v půdě stovky až tisíce let, čímž se zvyšuje poměr příjmu uhlíku ku jeho úniku (mikrobiální respirací) a tím napomáhá potlačovat klimatické změny (Verheijen et al. 2010).

Několik výzkumů naznačuje, že aplikace biocharu do půdy snižuje emise CH_4 a N_2O . Atmosférické koncentrace methanu (1,87 ppm) a oxidu dusného (321–322 ppb) jsou výrazně nižší než oxidu uhličitého (385 ppm), vliv metanu na globální oteplování je však přibližně 25krát vyšší, vliv oxidu dusného přibližně 298krát vyšší než, vliv oxidu uhličitého (Leibig et al. 2012). Při experimentu bylo přidáno 10 % biocharu do půdy, ta byla vysušena a poté opět ovlhčena, tak aby došlo k zaplnění 73 % a 78 % pórů vodou. Během následujících 120 hodin byly jímány emise N_2O . Bylo pozorováno snížení emisí N_2O o 85 % u půd s přídavkem biocharu oproti kontrole. Důvodem je pravděpodobně omezení nitrifikace, které je zapříčiněno vyšším poměrem C:N nebo nižší kvalitou uhlíku v půdách ošetřených biocharem (Yanai et al. 2007).

Další studie ukázala potenciál biocharu omezovat emise methanu z půd. Velkým faktorem je však množství vody v půdě. Emise CH_4 se podařilo zmírnit zejména na zatopených rýžových polích a kyselých půdách s cyklickým zatopením. Rýžová pole jsou v celosvětovém měřítku velkým zdrojem CH_4 , tato studie tedy ukazuje, že přídavek biocharu do půd má potenciál snížit emise CH_4 ze zemědělských zaplavených půd v celosvětovém měřítku. Naopak studie také ukazuje, že přídavek biocharu do neutrálních nebo kyselých půd, které nejsou periodicky zaplavovány může snížit schopnost půdy zachytávat a udržet methan. Tyto výsledky ukazují, že před aplikací musí být dobře zváženy vlastnosti biocharu, půd i podmínky hospodaření, aby byl maximalizován potenciál biocharu snižovat emise CH_4 (Jeffrey et al. 2016).

Obdobný pokus byl prováděn na kyselých půdách využívaných pro pěstování sóji. Při aplikaci biocharu v dávce odpovídající 217 kg N ha^{-1} bylo pozorováno snížení emisí N_2O o 50 % a emise CH_4 byly potlačeny úplně. Množství vyplaveného N_2O bylo lineárně závislé na nasycení půdy vodou (Rondon 2005).

3.2.3.2 Bioremediace a eliminace polutantů

Jak již bylo zmíněno dříve, biochar má potenciál adsorbovat kontaminanty, díky vysoké pórovitosti a velkému heterogennímu povrchu (Beesley et al. 2011). Aplikace biocharu na zamořené území je považováno za nízkonákladovou in situ technologii pro remediaci zamořených půd. Dokáže snižovat koncentrace zejména PAU, polychlorovaných bifenyly, pesticidů a těžkých kovů (Cheng et al. 2016).

Když dojde k promíchání biocharu s kontaminovanou půdou zvýší se její schopnost vázat a imobilizovat polutanty. Biochar má velký specifický povrch a tím je lépe schopen na sebe polutanty vázat (Hale et al. 2012). Například jedna studie porovnává efekt aplikace biocharu s aplikací kompostu. U vzorku ošetřeného biocharem došlo k o 50 % většímu snížení koncentrace PAU než u vzorků ošetřených kompostem (Beesley et al. 2010). Na druhou stranu toto navázání polutantů na biochar může omezit dostupnost polutantů pro mikrobiální katabolismy a tím zvýšit jejich perzistenci (Hale et al. 2012).

Biochar také pozitivně ovlivňuje půdní mikroflóru. Zpřístupňuje živiny (uhlík, minerály) a mikroorganismy mohou sídlit v jeho pórech, což jim slouží jako ochrana před predátory. Mikroorganismy (bakterie, houby a další) hrají zásadní roli v koloběhu živin. Bylo pozorováno, že biochar stimuluje aktivitu a růst bakterií *Pseudomonas* spp. a *Bacillus* spp., které jsou schopné mineralizovat polutanty PAU a benzonitril. Někdy může mít ale i opačný účinek a omezovat degradaci benzonitrilu a atrazinu, což je pravděpodobně zapříčiněno sníženou biologickou dostupností molekul sorpcí na biochar (Song et al. 2012).

Dále probíhají výzkumy na schopnosti biocharu sorbovat a odstraňovat další polutanty jako biofarmaceutika (Devi & Saroha 2014; Shan et al. 2016), těžké kovy (Zhang & You 2013; Han et al. 2015) a pesticidy (Chikezie 2011).

3.2.3.2.1 Využití biochar pro remediaci těžkých kovů

Těžký kov je jakýkoliv kov či polokov, který představuje hrozbu pro životní prostředí, zejména Cd, Hg a Pb, ale často také Cr, Co, Ni, Cu, Zn a Ag. Tyto kovy představují vážné zdravotní riziko pro prostředí a organismy i v nízkých koncentracích. Některé se navíc v tělech organismů kumulují, takže je škodlivé dlouhodobé vystavení i velmi malým koncentracím (Mohan et al. 2014).

Výzkumy ukázaly, že biochar je efektivní ve snižování koncentrací kadmia a zinku (Egene et al. 2018) olova a mědi (Trakal et al. 2011), imobilizaci mědi, niklu a kadmia (Uchimiya et al. 2010) a výrazně snižuje množství extrahovatelného kadmia rtuti (Bian et al. 2014). Pokusy obecně naznačují, že se efektivita biocharu se ze začátku zvyšuje, jak se biochar zabudovává do půdního prostředí. V pětiletém pokusu bylo pozorováno snížení koncentrací biodostupných frakcí kadmia a rtuti o 10 % a 50 % (Ciu et al. 2011). Během delšího časového úseku může efekt biocharu slábnout. Zásaditost biocharu je postupně vyluhováním neutralizována a dojde k poklesu pH (O'Connor et al. 2018).

3.2.3.2.2 Použití biocharu v prostředí kontaminovaném organickými polutanty

Úniky organických sloučenin z průmyslu, zemědělství a jiných lidských činností, často kontaminují půdní ekosystémy barvivy, antibiotiky, PAU, pesticidy a herbicidy. Všechno jsou

to látky nebezpečné jak pro organismy, tak pro celé ekosystémy, leč jejich konkrétní působení není často kompletně popsáno (Ahmed et al. 2015). Interakce těchto polutantů s biocharem závisí na mnoha parametrech. Typicky biochary obsahují karboxylové, hydroxylové a fenolové funkční skupiny, které mohou efektivně vázat polutanty. Tyto vlastnosti se ukazují jako velmi efektivní pro sorpci kontaminantů v přírodních systémech (Uchimiya et al. 2011).

Zbytky farmaceutik se často nachází v povrchových i podzemních vodách po celém světě, ale i ve vyčištěné vodě z čistíren odpadních vodě (Dugosz et al. 2015). Odstraňování antibiotik je nejčastěji prováděno aktivovaným uhlíkem. Cena aktivovaného uhlíku je velmi vysoká, biochar je alternativní nízkonákladová technologie se srovnatelným efektem (Ahmed et al. 2015). Sorpce antibiotik se však velmi různí dle vlastností biocharu i antibiotik samotných (Yao et al. 2012).

Dobrych výsledků bylo dosaženo při použití biocharu z dřevní hmoty. Bylo zaznamenáno úspěšné odstranění sulfomethoxazolu v koncentraci 50 mg l^{-1} (Xie et al. 2014), sulfopyridinu v koncentraci 10 mg l^{-1} (Yao et al. 2012), florfenikolu v koncentraci 50 mg l^{-1} a ceftiofuru v koncentraci 50 mg l^{-1} (Mitchell et al. 2015).

Pesticidy jsou látky, které jsou cíleně aplikovány do prostředí s cílem kontrolovat plevele a nemoci v zemědělství. Zvýšená sorpce a snížený rozptyl pesticidů v přítomnosti biocharu, může snížit riziko kontaminace prostředí, koncentraci těchto látek v potravinách a tím omezit negativní efekt na lidské zdraví (Mesa & Spokas 2011).

Biochar je schopný na sebe vázat pesticidy a tím snižovat jejich koncentraci v prostředí. Avšak byla pozorována snížená účinnost pesticidů za přítomnosti biocharu. Je důležité najít rovnováhu mezi pozitivním efektem biocharu při remediaci pesticidů a negativním efektem ve snížení účinnosti pesticidů. Proto je optimální použít pro tento účel biochar s menší plochou (desítky m^2g^{-1}), pak nedojde ke snížení účinku pesticidů, ale dochází k odstranění reziduí z pesticidů (Graber et al. 2011).

3.2.3.3 Využití biocharu v zemědělství

Využití biocharu v zemědělství má velký potenciál, ať už ve zvýšení výnosů (stimulace mikroflóry v rhizosféře), snížení nákladů (snížení spotřeby hnojiv), minimalizace emisí CO_2 (sekvestrace uhlíku), a snížení nároků na úpravu půdy (zvýšená retenční schopnost půdy zadržovat vodu) (Ralebitso-Senior & Orr 2016).

Největší efekt aplikace biocharu je patrný na písčných půdách. Písčité půdy mají velké částice a tím i malý povrch půdy ($0,01-0,1 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$) oproti jílovitým půdám ($5-750 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$). To má za příčinu nižší retenční kapacity vody a živin (Atkinson et al. 2010). Naopak biochar má velkou plochu povrchu z čehož plyne vyšší schopnost zachycovat vodu i živiny. Dále je biochar schopen omezovat vyplavování živin z půdy. Všechny tyto efekty biocharu vedou k vyšší úrodnosti půd a vyšším výnosům (Lehman 2007).

Největší dopad použití biocharu byl pozorován na problematických půdách (extrémní zasetí, kyselost, velmi nízký obsah živin a organické hmoty) (Spokas et al. 2012; Jien & Wang 2013). Takové půdy ovšem nereprezentují většinu agronomicky využívaných půd, u

takových nebude mít aplikace biocharu tak výrazný pozitivní efekt. Důležité je také zmínit, že nebyly pozorovány negativní účinky po aplikaci biocharu v úrodnosti půdy a růstu plodin (Ralebitso-Senior & Orr 2016).

Biochar také může snížit výskyt nemocí rostlin a plodin. Příčinou jsou chemické (změna hodnoty pH, zvýšení kapacity výměny kationtů, přeměna P a S), mikrobiální (omezení patogenů, podpora mykorrhizních hub) a fyzikální (zvýšení retenční schopnosti půdy zadržovat vodu) změny, kterých je biochar v půdě důvodem. Například na paprikách a rajčatech omezila aplikace biocharu výskyt plísňě šedé (*Botrytis cinerea*) a padlí (*Leveillula taurica*, *Padosphaera aphanis*) na jahodách (Elad et al. 2010).

3.2.3.3.1 Vliv biocharu na dynamiku živin v půdě

Pro pěstování plodin je kritické, s jakou efektivitou kolují živiny v prostředí. Tuto dynamiku ovlivňují jak biotické faktory (mikrofauna v půdě, střídání plodin a jejich vlastnosti), tak abiotické faktory (klíma, půdní typ, organická hmota v půdě). Biochar dokáže zvyšovat biologicky dostupné živiny, ovlivňovat fyzicko-chemické vlastnosti půdy a ovlivňovat půdní ekosystémy (Eviner & Firestone 2007).

Během sklizně a odvozu plodin z pole dochází k ztrátě živin ze systému. Tuto ztrátu živin se snažíme nahradit pomocí syntetických a (nebo) statkových hnojiv. Ovšem anorganická hnojiva mají nízkou schopnost zadržení v půdě, což může vést k vyplavování důležitých živin. Navíc tato hnojiva jsou relativně drahá (Glaser et al. 2001). Biochar se v poslední době ukazuje jako levnější a efektivnější alternativa. A to díky velkému množství živin, které jsou přímo obsažené v biocharu či nepřímo zpřístupňovány do půdy (zlepšení kvality půdy a tím zvýšení efektivity použití hnojiv) (Xu et al. 2012).

Obsah živin v biocharu je ovlivněn zejména teplotou, při které vzniká, protože dochází ke ztrátě živin, které byly v původní surovině obsaženy, těkáním do ovzduší. Při nejnižších teplotách dochází k odpařování N (200 °C) a S (375 °C), P a K jsou odolnější a unikají až při teplotách 700–800 °C. Ca, Mg a Mn se typicky v biocharu udržují, protože těkají až při teplotách >1 000 °C (Deluca 2015). Roli také hraje forma živiny, protože jen některé jsou dostupné pro rostliny (Ok et al. 2019).

Obsah živin v biocharu je také výrazně ovlivněn vstupní surovinou. Biochary vytvořené z různých materiálů mají různé obsahy živin i pokud jsou podmínky pyrolýzy shodné. Biochary z odpadních kalů a hnoje mají vyšší obsah P a N než rostlinné biochary (Lima & Marchall 2005; Irfan et al. 2017).

V pokusu bylo pozorováno, že přidávek vysokoteplotního biocharu (z kokosových skořápek) výrazně zvýšil růst špenátu (*Spinacia oleracea* L.) o 102–353 %. Jak u špenátu, tak u hořčice (*Sinapis alba* L.) byl pozorován zvýšený obsah K. Obsahy Fe a P měli nekonzistentní výsledky a naopak obsah Ca, Mg a Na v rostlinách byl po přidání biocharu omezen. Dále bylo zaznamenáno zvýšení celkového obsahu volných aminokyselin a prolinu (Zemanová et al. 2017).

Nicméně řada studií ukazuje, že už po roce od aplikace biocharu dochází k poklesu obsahu živin. To je hlavní nevýhoda přímého použití pro dlouhodobé pěstování plodin (Gaskin et al. 2010). Což stanovuje náročný úkol na pochopení mechanismů vedoucích k poklesu

obsahu živin a jak jim zabránit. Jelikož většina pokusů je krátkodobých je tato oblast zatím dost nezmapovaná a vyžaduje další studium (Ding et al. 2016).

Biochar je také schopen nepřímo ovlivňovat různé fyzicko-chemické vlastnosti půdy jako je celkový organický uhlík, pH, kationtovou výměnnou kapacitu (CEC) a objemovou hmotnost půdy, vedoucí ke zvýšení kvality půdy (Deluca 2015).

Půdní kationtová výměnná kapacita (CEC), měřena jako celkový počet kationtů, které mohou být zadrženy v půdě, je klíčový faktor kvality půdy. Řada studií došla k závěru, že přidání biocharu do půdy významně zvyšuje kationtovou výměnnou kapacitu (Laird et al. 2010; Jien & Wang 2013). Zvýšená retence kationtových živin jako je Ca, K, Na a Mg byla také pozorována na půdách ošetřených biocharem (Gaskin et al. 2010; Wang et al. 2014). Nutno však poznamenat, že někdy dochází i ke snížení CEC po aplikaci biocharu. U půd s nižším pH, CEC a nižší koncentrací výměnných kationtů Ca^{2+} byla pozorována pozitivní odezva (zvýšení CEC). Naopak u půd s, které měly větší koncentraci Ca^{2+} než biochar bylo pozorováno snížení CEC (Hailegnaw et al. 2019).

Během sklizně je velké množství mikroorganismů z půdy odebráno. Jako efektivní kompenzace se používá hnůj nebo biochar. Hlavní nevýhodou použití hnoje je jeho rychlý rozklad. Naopak biochar je díky své uhlíkaté struktuře stabilnější. Byl pozorován podstatně vyšší celkový obsah uhlíku u půd ošetřených biocharem než hnojem (Laird et al. 2010). Biochary vzniklé za velmi vysokých teplot (<800 °C) jsou v půdě méně stabilní než nízkoteplotní biochary (Downie et al. 2009).

Poměr C:N je další důležitým ukazatelem kvality půdy. V biocharu se tato hodnota velmi různí od 7:1 do 400:1, s průměrem okolo 67:1. Poměr vyšší než 32:1 v organických zbytcích vede k imobilizaci dusíku v půdě (Alexander 1977). Nicméně pomalý rozpad biocharu vede jen k zanedbatelné imobilizaci dusíku, což je další výhoda oproti použití organických hnojiv, jako je hnůj (Lehman 2007).

Biochar hraje také roli ve zkvalitňování půdy, tím že mění pH. Což má za následek větší biodostupnost živin, podporuje mikrobiální aktivitu a zlepšuje vstřebávání vody a živin kořeny rostlin. Vápnění je relativně drahá metoda, která se běžně používá pro změnu pH. Použití biocharu je ekonomicky výhodnější řešení (Masulili et al. 2010). Efekt vápnění je důsledek reakce vápníkových oxidů přítomných v biocharu s fosforem v půdě, vedoucí ke vzniku fosforečnanů (Novak et al. 2009). Navíc, přítomnost prvků jako je Al, Cu a Mn v půdě, které mohou v kyselém prostředí působit na rostlinu toxicky, je také aplikací biocharu potlačena (Atkinson et al. 2010).

Ukázalo se, že přidavek biocharu vždy zvyšuje pH, ale v jaké míře záleží na množství aplikovaného biocharu a půdním typu. U kyselých půd byla významná změna pozorována už při dávkách 2 % biocharu, přidavek 8 % měl významný efekt u všech půdních typů (Hailegnaw et al. 2019).

Retenční kapacita půd (schopnost zadržovat vodu) je důležitý aspekt úrodnosti půd, který ovlivňuje pohyb živin, a jejich vyplavování. Snížená retence vede k poklesu produkce plodin a degradaci půdy (Atkinson et al. 2010). Organická hmota v půdě je klíčový faktor určující retenční kapacitu. Biochar dokáže vylepšovat schopnost půdy zadržovat vodu díky obsahu huminových látek a pórovité struktuře (Ding et al. 2016). Efekt zvýšení retenční kapacity půdy je větší na písčitéch půdách než na jílovitých (Atkinson et al. 2010). Navíc makropórovitá struktura biocharu pomáhá ve zlepšování provzdušnění a infiltraci vody (Yuan et al. 2015).

Objemová hmotnost se definuje jako poměr hmotnosti půdy a objemu, slouží jako ukazatel kvality a kompaktnosti půdy. Objemová hmotnost půdy má významný efekt na infiltraci, hloubky do které prorůstají kořeny, vodní kapacitu a mikrobiální společenstva. Pro představu půdy s objemovou hmotností větší než $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ jsou již tak stlačeny, že znemožňují prorůstání kořenů. Objemovou hmotnost půdy ovlivňuje zejména organická hmota a struktura půdy (Jury et al. 2018). Bylo zdokumentováno, že aplikace biocharu vedla k výraznému snížení objemové hmotnosti ve srovnání s aplikací hnoje. Částice biocharu mají pórovitou strukturu a malou hustotu, což po aplikaci do půdy vede ke snížení celkové objemové hmotnosti půdy (Laird et al. 2010; Herath et al. 2013).

3.2.3.3.2 Vliv biocharu na půdní enzymy

Enzym je jednoduchá či složená bílkovina s katalytickou aktivitou. Enzymy určují povahu i rychlost chemických reakcí a řídí většinu biochemických procesů v těle všech živých organismů. Enzymatická aktivita v rhizosféře má významný vliv na biodostupnost živin pro rostliny, a tudíž i na zdraví a růst rostlin (Abubakar & Attanda 2013). Zdrojem enzymů v půdě jsou mikroorganismy, fauna a kořeny rostlin a obvykle se stabilizují navázáním na organickou hmotu, huminové koloidy nebo jílové částice. Půdní enzymy se účastní procesů jako degradace organické hmoty, mineralizace a transport živin, jejichž účinnost závisí na teplotě a pH (Burn et al. 2013). Biochar aplikovaný do půdy mění fyzicko-chemické půdní vlastnosti a složení mikrobiálních společenstev (například zvýšení populací anaerobních bakterií a bakterií hydrolyzujících celulózu (Lehman et al. 2011), což ovlivňuje úrodnost půdy (Warnock et al. 2007).

Mikroorganismy a enzymy jimi vylučované regulují procesy jako například koloběh živin (Song et al. 2018). Biochar může mít efekt na tyto procesy. Bakterie *Pseudomonas* je součástí koloběhu fosforu, uvolňuje totiž enzymy fosfatázy, které katalyzují hydrolýzu, což vede k tomu, že se anorganický fosfor stává rozpustným a přístupným pro rostliny (Beheshti et al. 2017).

Biochar má velké množství pórů různých velikostí, tyto póry slouží jako životní prostředí pro některé mikroorganismy. Saprophytické houby (například *Trichoderma* a *Penicillium* spp.) mohou v takových pórech vytvářet kolonie. Tyto houby uvolňují enzymy jako např. manganová peroxidáza a fenolová oxidáza, které depolymerizují biochar, což vede k jeho rozpadu a uvolnění živin pro rostliny (Rillig & Thies 2012).

Síra se běžně v půdě vyskytuje v organické formě, která však není přístupná rostlinám. Organická síra musí být nejprve oxidovaná na sulfáty pomocí enzymů vylučovaných například bakterií *Thiobacillus*. Nicméně přídavek biocharu do půdy vytváří nevhodné podmínky pro oxidaci síry (Deluca et al. 2015). Dále bylo pozorován pokles maximální rychlosti enzymů jako

celobiosidázy a glukosidázy s vyššími dávkami biocharu (Akca & Namli 2015). Může také docházet k inhibici enzymatické aktivity sorbováním organických a anorganických částic na biochar (Lehman et al. 2011).

Biochar také dokáže upravovat signální cesty mezi mikroby a kořeny rostlin. Jak významné tyto změny budou je dáno pH a teplotou při které je biochar utvořen. Biochar utvořený za vysokých teplot dokáže zachytit signální molekuly, které nejsou okamžitě detekovány hyfy a spóry a tím podporuje přenos signálu (Warnock et al. 2007).

Kořenové exudáty, vylučované rostlinami, mohou mít pozitivní i negativní dopad na mikrobiální společenstva v rhizosféře. Množství a složení exudátů se liší dle rostliny (Pramatik et al. 2017). Velikost populací mikroorganismů jako *Bacillus*, *Pseudomonas* a *Trichoderma* může být ovlivňována exudáty vylučovanými plodinami rajčat, paprik a fazolí (Kolton et al. 2011). Tyto rozmanité exudáty umožňují komunikaci rostlin s mikroorganismy v rhizosféře, což jim pomáhá se vyrovnávat s rostlinnými patogeny. Nicméně informace o těchto procesech v závislosti na přídavku biocharu jsou minimální (Akhter et al. 2015).

3.2.3.3.3 Vliv biocharu na růst a výnos plodin

Je evidentní, že při vhodném použití biocharu dochází k vyšším výnosům, vyšší klíčivosti semen a většímu růstu plodin. Rhizosféra je kritickým místem, které je pro rostlinu hlavním místem pro příjem vody a živin a jejich uskladnění a transport. Rhizosféra bývá větší na půdách obohacených o biochar (Zheng et al. 2013). Biochar v půdě vede k zvýšení příjmu fosforu rostlinou v půdách chudých na fosfor (Brown et al. 2012).

Řada studií dokazuje zvýšené výnosy po přidání biocharu (Lehman et al. 2003; Graber et al. 2010; Zheng et al. 2013; Irfan et al. 2017). Nicméně někdy byl zaznamenán i opačný efekt v poklesu výnosů. Což bylo pravděpodobně zapříčiněno vysokým obsahem toxických prvků a těžkých částic v půdě vedoucí k poklesu příjmu živin rostlinami (Herath et al. 2015).

3.2.4 Bonechar

Bonechar je produkt vzniklý termickým rozkladem bez přístupu kyslíku (pyrolýzou) kostí a dalších zbytků těl živočichů. Jedná se v podstatě o druh biocharu vzniklý z živočišných zbytků, zejména kostí. Produkce masa a s tím i množství odpadních kostí se celosvětově zvyšuje, proto má velký smysl zabývat se myšlenkou smysluplného využití tohoto odpadního materiálu. Bonechar obvykle obsahuje větší množství fosforu (přibližný obsah v sušině: 15–30 % C, 2–4 % N, 12–16 % P; Staron et al. 2017; Piccola et al. 2021; Tlustoš et al. 2022), než rostlinný biochar (přibližný obsah v sušině: 45–55 % C, 0,1–2 % N, 2–6 % P; Břendová et al. 2012; Weber & Quicker 2018). Potenciál bonecharu byl zatím zkoumán jako prostředek pro odstraňování kontaminantů z prostředí nebo jako půdní kondicionér pro podporu růstu rostlin.

3.2.4.1 Využití bonecharu

Bonechar je svými vlastnostmi podobný biocharu. Ale jeho vlastnosti a z nich vyplývající použití bonecharu se velmi různí. Proto je důležité pochopit i rozdílnost bonecharu (Chen et al. 2008). V této oblasti nebylo provedeno velké množství pokusů. Níže bude stručně shrnuto několik studií zkoumajících bonechar a jeho využití.

3.2.4.1.1 Odstraňování flory z pitné vody

Bonechar jako sorbent fluoru z pitné vody byl poprvé využit již v roce 1953. Nicméně vyskytly se technologické problémy, nedostatek surovin a špatná chuť vyčištěné vody, což vedlo k upuštění od této technologie (Mwaniki 1992). Od té doby technologie doznaly značného pokroku a zvýšila se produkce masa a je možné produkovat bonechar v dostatečné kvalitě i množství. Proto se opět rozbíhají práce, které mají za cíl ověřit efektivitu a pochopit princip sorpce fluoru na bonechar (Abe et al. 2005).

Bylo ukázáno, že bonechar má vyšší schopnost sorpce než tradičně používané adsorbenty (polymerní pryskyřice IRA-410), avšak nižší než aktivovaný uhlík (Madellin-Castillo et al. 2007). Největší množství fluoru dokážou sorbovat materiály vzniklé za teplot v rozmezí 500–700 °C. Pokud bonechar obsahuje na povrchu kationty hliníku, bylo pozorována zvýšená sorpce fluoru (Alkurdi et al. 2019). Využití bonecharu pro odstranění fluoru z pitné vody se ukázala jako efektivní metoda. Nicméně většina pokusů dosáhla rovnováhy a tedy zastavení efektu sorbování fluoru již po 24 hodinách. Proto je v této oblasti jistě důležité provádět další průzkumy a snažit se metodu dále optimalizovat (Madellin-Castillo et al. 2007).

3.2.4.1.2 Odstranění anorganického arsenu z vody

Arsen je toxický prvek a lze jej nalézt v přírodních vodách i průmyslových vodách. Vyluhování arsenu z odpadních vod do podzemních vod může způsobit významnou kontaminaci (např. v Číně a Bangladéši), která vyžaduje řádnou úpravu před použitím vody jako pitné (Chen et al. 2008).

První studie provedla výzkum s bonecharem v kyselé důlní drenáži. V průmyslových dolech se často nachází voda s vysokým obsahem As^{III} a As^{V} v důsledku oxidace sulfidů

obsahujících arsen. V laboratorním průzkumu roztok z důlních drenáží protékal přes bonechar. Maximální adsorpční schopnosti bonecharu byly stanoveny na $0,214 \text{ mgg}^{-1}$ pro As^{III} a $0,335 \text{ mgg}^{-1}$ pro As^{V} . Dále bylo zjištěno, že pokud jsou v roztoku přítomné také kationty Mn^{2+} a Al^{3+} sorpce je urychlena (Liu et al. 2014).

Jiný laboratorní pokus zkoumal adsorpci As^{V} na bonechar z vody s cílem upravit kontaminovanou vodu na vodu pitnou. Dle výzkumu jsou hlavními mechanismy odstranění arsenu z vody iontové výměna, elektrostatické interakce a koprecipitace. Výsledky ukazují, že bonechar lze efektivně použít pro odstranění As^{V} z vodného roztoku. Množství odstraněného As^{V} je silně závislé na pH (nejlepších výsledků bylo dosaženo při pH 9–10) a množství přidaného bonecharu (maximum dosaženo při dávce $0,7 \text{ g l}^{-1}$; Chen et al. 2008).

Z výsledků studií je zřejmé, že bonechar je schopen odstraňovat arsen z vody, nicméně pro užití v praxi musí být provedeny další výzkumy pro zefektivnění a použití v praxi.

3.2.4.1.3 Bonechar ve výživě rostlin

V systémech půda-rostlina je často fosfor limitující faktor pro růst a výživu rostlin a musí být dodáván ve formě minerálních hnojiv. Organismy obsahují velké množství fosforu, který by mohl být recyklován a použit jako zdroj fosforu pro výživu rostlin (Vassilev et al. 2013).

Probíhají výzkumy, které se snaží definovat při jakých podmínkách pyrolýzy vzniká z masa a kostí bonechar vhodný pro výživu rostlin. Pokus porovnávající parametry vzniklého bonecharu (pórovitost, specifický povrch, množství rozpustného fosforu) ukázal, že je možné ze stejného vstupního materiálu (prasečí kosti) vyrobit bonechar s různými chemickými a fyzikálními vlastnosti. Je tedy možné cíleně vytvořit bonechar navržený tak, aby se zvýšila jeho vhodnost použití jako fosforečného hnojiva díky vyšší rozpustnosti nebo pomalému uvolňování fosforu do půdního prostředí. Bonechary vzniklé pyrolýzou při teplotách $550 \text{ }^{\circ}\text{C}$ a $800 \text{ }^{\circ}\text{C}$ vykazovaly největší množství rozpustného fosforu (Piccola et al. 2021).

Výzkumy také dokázaly, že aplikace bonecharu do půdy má pozitivní vliv na růst rostlin. Aplikace bonecharu pyrolyzovaného při $550 \text{ }^{\circ}\text{C}$ měla kladný efekt na růst a vývoj tykve (*Luffa acutangula*). V pokusu byl porovnáván efekt biocharu, bonecharu a kombinace obou na růst rostlin oproti minerálně hnojeným a kontrolním vzorkům. Všechny varianty biocharu a bonecharu ukazovaly vyšší výnos biomasy než minerální hnojivo. Největšího růstu biomasy dosahovaly rostliny rostoucí na půdách ošetřených kombinací biocharu a bonecharu. Pozoruhodným zjištěním bylo také, že rostliny rostoucí na půdách ošetřených biocharem nebo bonecharem kvetly o 10 dní dříve než na kontrolních vzorcích. Toto urychlení by mohlo souviset s organickými těkavými látkami usazenými na povrchu biocharu nebo bonecharu, ty mohly vyvolat hormonální změny v rostlině, vedoucí k dřívějšímu kvetení (Um-e-Laila et al. 2021).

4 Materiál a metody

4.1 Zemina a bonechar

Biochar použitý v pokusu byl připraven z kuřecích kostí (vznikal tedy bonechar) při teplotě 500 °C. Pyrolýza byla provedena v laboratorní elektrické trubkové peci (GHA 12/600, Carbolite Gero Ltd., Hope, UK). Namletý organický materiál (zejména kuřecí kosti) byl vložen do válcové křemenné trubky, která byla vložena do předehřáté pece. Po dosažení požadované teploty trubky (přibližně 500 °C) byl vzorek v peci ponechán 30 min. Poté co proběhla pyrolýza byla trubka nyní již obsahující bonechar vysunuta ven a ochlazena na pokojovou teplotu. Během pyrolýzy a ochlazování byl v trubici zachován průtok dusíku N₂ (99,999 %).

Takto vzniklý bonechar měl obsah C 16,0 %, N 2,96 %, P 13,6 %, K 0,66 % (Tlustoš et al. 2022). Výnosnost bonecharu z pyrolýzy byla zhruba 53 % a jeho hodnota pH 6,7 (Mercl et al. 2010).

Pro experiment byly využity půdy ze dvou míst. První půda byla odebrána z Vysočiny z okolí Humpolce (50°18' N, 15°42' E) druhá z okolí obce Hněvčeves v Králověhradeckém kraji (49°32' N, 15°21' E). Půdy Hněvčevsi mají vyšší obsah přístupného draslíku, obsahy ostatních přístupných živin jsou srovnatelné (Kulhánek et al. 2008; Sedlar et al. 2019). Další vlastnosti půd jsou zobrazené v tabulce 3 níže.

lokality	nadmořská výška (m n. m.)	půdní typ	půdní druh	průměrné roční srážky (mm)	průměrná roční teplota (°C)	pH (CaCl ₂)	obsahy přístupných živin - Menhlich 3 (mg/kg)			
							P	K	Mg	Ca
Hněvčeves	265	luzizem	sprašová hlína	560	8,4	6,3	89	292	158	2350
Humpolec	525	kambizem	písčítá hlína	678	6,7	6,1	90	193	183	2250

Tabulka 2: Shrnutí vlastností a parametrů půd použitých v pokusu (Kulhánek et al. 2008; Sedlár et al. 2019).

4.2 Charakteristika pokusu

Jako pokusná rostlina byla zvolena pšenice jarní. Rostliny byly pěstovány v plastových nádobách o obsahu 6 l. Pro pokus byla použita zemina ze dvou lokalit, na každém typu půdy byly založeny varianty nehnojené, hnojené minerálním hnojivem a s přidavkem bonecharu. Každá kombinace byla provedena ve čtyřech opakováních, aby byla zmenšena míra zkreslení a výsledky měly dostatečnou vypovídající hodnotu. Bonechar byl před aplikací namlet, aby došlo k homogennějšímu rozptýlení v nádobách. Do každé nádoby byl přidán bonechar v zastoupení přibližně 2 % w/w celkové hmoty. Minerální hnojivo bylo aplikováno v takového dávce, aby množství živin dodané rostlině odpovídalo 50 % N, 100 % P a 50 % K množství živin dodané prostřednictvím bonecharu.

Výsev byl proveden dne 5.5.2021. Do každé nádoby bylo vyseto 80 zrn pšenice jarní odrůda Z. Všechny nádoby byly pravidelně zalévány deionizovanou vodou. V tabulce 4 níže je zobrazeno schéma pokusu. Čísla v tabulce jsou čísla nádob. Dále bylo v práci použito značení variant zobrazené v tabulce 5 níže.

		nehnojený kontrolní vzorek	Bonechar (2% w/w)	minerální hnojení
Humpolec	pšenice	1, 2, 3, 4	5, 6, 7, 8	9, 10, 11, 12
	bez rostlin	13, 14, 15, 16	17, 18, 19, 20	21, 22, 23, 24
Hněvčeves	pšenice	25, 26, 27, 28	29, 30, 31, 32	33, 34, 35, 36
	bez rostlin	37, 38, 39, 40	41, 42, 43, 44	45, 46, 47, 48

Tabulka 3: Schéma nádobového pokusu

zkratka	význam
Hum	půda Humpolec
Hně	půda Hněvčeves
kon	kontrolní nehnojená varianta
bone	varianta ošetřená bonecharem
mine	minerálně hnojená varianta
b	varianta bez rostlin

Tabulka 5: Vysvětlení zkratk použitých v práci.

Rostliny byly pravidelně zalévány, aby byla v nádobách udržována vlhkost přibližně na 60 % maximální vodní kapacity dané půdy. Po vyklíčení bylo provedeno jednocení, tak aby v každé nádobě zůstalo 10 schopných rostlin pšenice.

Sklizeň byla provedena v srpnu 2021. Během sklizně byli také odebrány vzorky půdy. Rostliny i vzorky půd byly řádně usušeny (vzorky půd byly sušeny při 30 °C, biomasa při 60 °C po dobu 14 dní). Z rostlin bylo odděleno zrno. Obsah živin byl stanoven zvlášť v zrnu a ve slámě. Z půdních vzorků bylo stanoveno pH a koncentrace živin. Hlavním cílem pokusu bylo porovnání efektivity minerálního hnojiva a bonecharu a jeho vlivu na růst pšenice.

4.3 Zpracování vzorků půdy

Po sklizni rostlin byly z každé nádoby odebrány vzorky půdy pro další analýzu. Pomocí dlouhé lopatky byly do každé nádoby udělány tři vpichy, tak aby byl zahrnut celý půdní profil. Po usušení byly vzorky přesáty sítem s oky o průměru 2 mm. Tím byla půda připravena pro následující analýzu.

Obsah dostupného minerálního dusíku v půdě byl určen po dvou hodinové extrakci s 0,01 M CaCl₂ (1:10 w/v) kontinuálním průtokovým kolorimetrickým analyzátozem (SAN plus Systém, Skalar Analytical, Breda, Netherlands).

Rozdílná přístupnost živin (P, K) byla určena extrakcí v roztoku Mehlich 3. Půda se extrahuje kyselým roztokem (kyseliny octové a kyseliny dusičné), který obsahuje mimo jiné dusičnan amonný (katalyzuje desorpci K a Mg) a fluorid amonný (zvyšuje rozpustnost

jednotlivých forem fosforu vázaných na hliník) a kyselinu ethylendiamintetraoctovou (zajišťuje dobrou uvolnitelnost významných mikroelementů). Půdní vzorek se extrahuje 16 hodin v 0,11 M CH₃COOH v poměru 1:20 (w/v) a poté 2 hodiny v deionizované vodě 1:10 (w/v) (Mehlich 1984).

Výměnná půdní reakce byla stanovena převedením vzorků na roztok 0,01 M chloridu vápenatého (CaCl₂) v poměru 1:2,5 (w/v) za použití pH metru Argus (Sentron) se sondou CupFET. Výměnná půdní acidita je dána ionty vodíku, které jsou sorbovány půdními koloidy a které se mohou za určitých podmínek uvolnit do půdního roztoku a tím zvyšovat aktivní kyselost půdy. Stanoví se ve výluhu 0,01 mol CaCl₂. Vápenaté ionty (Ca²⁺), protože jsou v přebytku, vymění H⁺ ionty sorbované na koloidní komplex, ty přejdou do roztoku a jejich celkovou aktivitu změříme potenciometricky jako pH v CaCl₂.

Do zkumavek bylo navažováno přibližně 1,00 g připravené půdy a přesná hodnota byla zapsána. Dále bylo do zkumavky odpipetováno 10 ml 0,001 mol CaCl₂. Dvě zkumavky byly použity jako referenční vzorky pouze s chloridem vápenatým. Vzorky byly dány k třepání po dobu 2 hodin, poté odstředěny (5 min, 20 °C, 6 000 RPM). V takto připravených vzorcích bylo potenciometricky měřeno pH (pH metr Argus (Sentron) s tranzistorovou sondou CupFET).

4.4 Zpracování vzorků biomasy

Při sklizni byla biomasa rozdělena na zrno a slámu. Každá část rostliny byla zvážena a údaje zaznamenány. Všechny vzorky byly náležitě označeny a dány do sušárny, kde byly sušeny při 60 °C po dobu minimálně 14 dní. Po usušení byla každá část daného vzorku opět zvážena a údaje zapsány. Následovalo mletí vzorků, nejprve byly vzorky mlety na velkém mlýnu na velikost částic 0,5 cm, poté na menším o hrubosti 1 mm. Vzniklá hmota byla promíchána a tím připravena pro analýzu mikro a makro živin.

4.4.1 Stanovení obsahu dusíku elementární analýzou

Pro zjištění obsahu dusíku v biomase byl použit elementární analyzátor CHNS (lze také použít pro stanovení obsahu uhlíku, vodíku a síry). Což je analytická metoda, kde probíhá spalování při teplotách vyšších než 1 000 °C za přítomnosti kyslíku. Tato metoda vyžaduje velmi malé množství vzorku a příprava vzorků je náročná na přesnost. 25–30 mg biomasy z každého vzorku bylo zabaleno do hliníkových plíšků, zváženo a přesná hodnota zaznamenána. Takto připravené vzorky mohly být dány do pece.

Pro stanovení celkového N byl použit analyzátor Vario MACRO cube (Elementar Analysen systeme GmbH, Hanau, Germany). Za vysokých teplot se zkoumaná látka v peci oxiduje na směs obsahující oxid uhličitý, vodu, oxid siřičitý a oxidy dusíku. Oxidy dusíku vzniklé během procesu spalování jsou následně v redukční peci převedeny na elementární plynný dusík. Jako inertní nosný plyn se používá helium nebo argon. Následné stanovení složení spalin se provádí buďto oddělením jednotlivých složek spalin a následné kvantifikaci na tepelně vodivostním detektoru, nebo řadou samostatných IR detektorů pro kvantifikaci jednotlivých plynů.

4.4.2 Stanovení obsahu živin mikrovlnným rozkladem

Pro zjištění zastoupení jednotlivých živin jsme použili metodu mikrovlnného rozkladu na zařízení Ethos ONE (MLS, Leutkirch, Germany).

Vzorky se připravují následovně: do zkumavky se naváží $0,4 \pm 0,2$ g usušené biomasy. Přesná hodnota, stejně jako číslo vzorku a pořadové číslo zkumavky byla zaznamenána. Kromě všech vzorků biomasy byly také začleněny dva kontrolní prázdné vzorky a jeden kontrolní vzorek s referenčním materiálem (1515 listy jabloně; NIST, Gaithersburg, USA), u něhož jsou předem známy výsledné hodnoty a lze tak posoudit přesnost stanovení u ostatních vzorků. Do každé zkumavky bylo nejprve přidáno 8,0 ml kyseliny dusičné, poté 2,0 ml peroxidu vodíku. Což způsobilo chemickou reakci (projevuje se zejména pěněním) a bylo nutné vyčkat až reakce plně proběhne. Zkumavky byly uzavřeny speciálním víčkem, dány do keramického pouzdra, umístěny na příslušné místo stojanu mikrovlnné trouby. Vzorky se ohřívaly celkově 45 min při různých teplotách a časových intervalech, nejprve 10 min při 110 °C poté 15 min při 160 °C a nakonec 25 min při 180 °C.

Během rozkladu dochází k odstranění organické matrice vzorku (oxidací organické hmoty) a k převedení analytů do (vodného) roztoku. Jedná se o tzv. rozklad na mokré cestě za zvýšeného tlaku. Po skončení mikrovlnného rozkladu byly vzorky doplněny demineralizovanou vodou do objemu 45 ml.

Tím byly vzorky připraveny pro analýzu obsahu jednotlivých živin, ta byla provedena metodou emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES; Agilent 720, Agilent Technologies Inc., Santa Clara, CA). Roztok analyzovaného vzorku je veden proudem argonu do hořáku, kde je udržována argonová plazma o teplotě 6 000–10 000 K. Při kontaktu s plazmou se rozpouštědlo odpaří a zanikají chemické vazby v přítomných sloučeninách. Energie plazmatu excituje elektrony přítomných atomů do vyšších energetických hladin. Excitovaný stav atomu je nestabilní a vybuzené elektrony se vrací zpět na své původní energetické hladiny a přitom emitují světlo o přesně definované vlnové délce. Monochromátor toto emitované světlo rozdělí dle jeho vlnových délek a fotony rozděleného světla dopadají na citlivý detektor, který převede intenzitu dopadajícího záření na elektrický signál. Množství prvku obsaženého v analyzovaném roztoku odpovídá intenzitě signálu pro danou vlnovou délku světla.

4.5 Statistické analýzy

Veškeré statistické analýzy byly provedeny v programu Statistika 12.0 (StatSoft, Tulsa, USA, www.statsoft.com). Nasbíraná data byla porovnána pomocí jednofaktorového testu rozptylů ANOVA, jehož cílem je zhodnotit vliv faktoru na výsledný znak. Pro podrobnější vyhodnocení byla použita Scheffého metoda nebo Fisherův LSD test ($P < 0,05$).

4.6 Výpočet efektivity využití dodaných živin

Aby bylo možné lépe porovnat efekt jaký mělo minerální hnojení nebo aplikace bonecharu na růst a vývoj rostliny byla vypočítána efektivita využití dodaných živin. Ta vyjadřuje množství živin, které rostlina vstřebala a byla schopna využít oproti množství živin dodaných.

Ve formě bonecharu bylo do půdy aplikováno přibližně 3,5 g N, 12 g P a 1,6 g K. Minerálního hnojiva bylo dodáno takové množství, aby dávka živin odpovídala 50 % N, 100 % P a 50 % K dodaného prostřednictvím bonecharu.

V rostlinách byla po sklizni a vysušení stanovena koncentrace jednotlivých živin a podle hmotnosti vzorku přepočítána na absolutní množství živin v rostlině obsažené (dle vzorce 1).

$$m_c = (c_z * m_z) + (c_s * m_s)$$

Vzorec 1: Výpočet absolutního množství dané živiny obsažené v daném vzorku. m_c – hmotnost živiny odebrané rostlinou; c_z – koncentrace živiny v zrnu; m_z – hmotnost zrna; c_s – koncentrace živiny ve slámě; m_s – hmotnost slámy

Efektivita byla počítána jako poměr živin v rostlině obsažených a živin rostlině dodaných (viz vzorec 2), pro každé opakování zvlášť. Efektivity jednotlivých opakování byly pro danou variantu zprůměrovány a dále porovnávány jako celek.

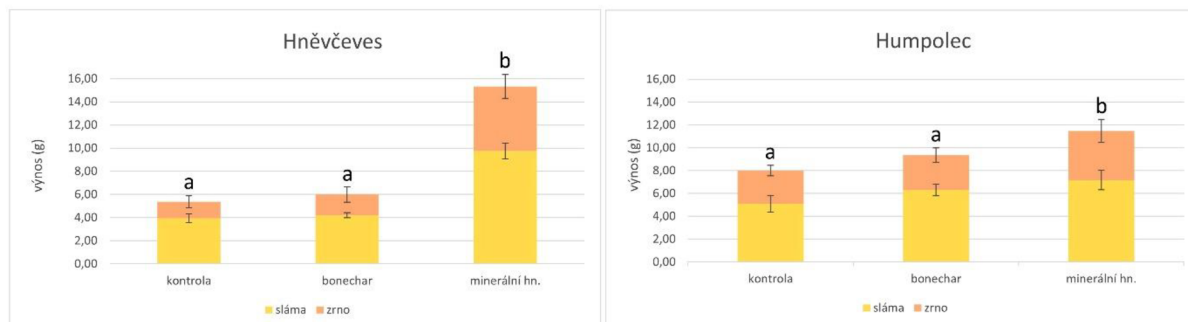
$$E = \frac{m_c - m_k}{m_d}$$

Vzorec 2: Výpočet efektivity využití živin rostlině dodané ve formě minerálního hnojiva nebo bonecharu pro jednotlivé živiny. E – efektivita využití živin pro dané opakování; m_c – hmotnost živiny odebrané rostlinou; m_k – průměrná hmotnost živiny odebrané rostlinou u kontrolních vzorků pro danou půdu; m_d – hmotnost živiny dodané do nádoby ve formě minerálního hnojiva nebo bonecharu.

5 Výsledky

Pro udržení přehlednosti práce jsou v této kapitole zobrazeny pouze některé grafy. Veškeré statistické tabulky jsou v přílohách.

5.1 Výnos



Graf 4: Výnosy biomasy pšenice (g/nádoby) dle varianty rozdělené na zrno a slámu. Úsečky zobrazují směrodatnou odchylku. Rozdílná písmena značí statisticky významné rozdíly mezi variantami (Fisherův LSD, $P < 0,05$).

Nejvyšší výnosy byly pozorovány na variantách hnojených minerálními hnojivy. Absolutně nejvyšší výnos byl u varianty minerálně hnojené pěstované na půdě z Hněvěvsi (9,8 g slámy a 5,6 g zrna). Nejnižších výnosů dosahovaly kontrolní varianty z Hněvěvsi (4 g slámy a 1,4 g zrna; viz Graf 4). Na obou půdách byly výnosy hnojené minerálními hnojivy vždy výrazně vyšší než ostatní varianty (o 185 % na půdách z Hněvěvsi a o 43 % na půdách z Humpolce oproti kontrolním vzorkům). Varianty ošetřené bonecharem měly vždy lehce vyšší výnosy (o 12 % na půdách z Hněvěvsi a o 17 % na půdách z Humpolce), ale ne natolik vysoký, aby bylo možné nalézt statisticky významný rozdíl oproti kontrolní variantě. To indikuje, že bonechar neměl výrazný efekt na růst rostlin.

Dle statistického testu jednofaktorová ANOVA a následného Fischerova LSD testu bylo zjištěno, že neexistují statisticky významné rozdíly mezi kontrolní variantou a variantou ošetřenou bonecharem pro dané půdy (viz Tabulka I).

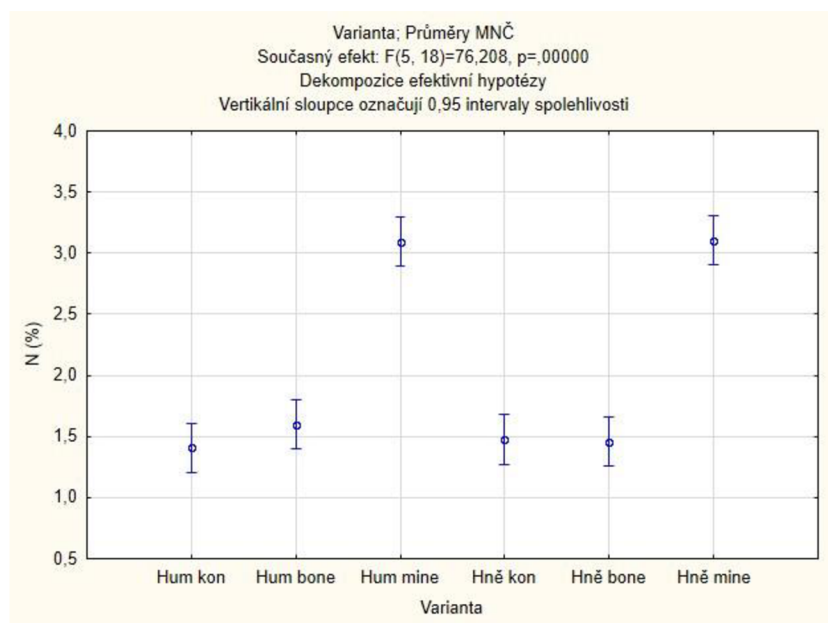
5.2 Koncentrace živin v biomase

5.2.1 Dusík

Pro obsahy dusíku lze pozorovat celkem jasný trend, kdy vyšší obsahy vykazují pouze vzorky hnojené minerálními hnojivy. Ostatní varianty se téměř neliší a často se ani nepodařilo prokázat odlišnost souborů vlivem velmi podobných hodnot.

5.2.1.1 Zrno

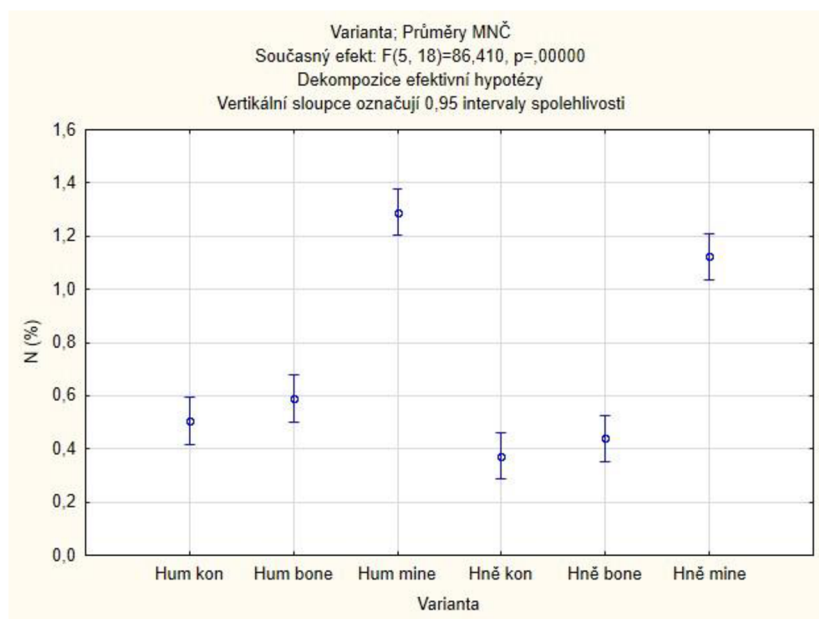
Nejvyšší obsahy dusíku se nacházeli ve variantách hnojených minerálním hnojivem. Maxima dosáhla varianta minerálně hnojená rostoucí na půdách z Hněvčevsi, a to obsahu 3,1 %. Naopak nejmenší obsah dusíku v zrně (1,4 %) byl změřen u kontrolní varianty z Hněvčevsi. Výraznější nárůst obsahu dusíku lze sledovat pouze u variant hnojených minerálními hnojivy. Bonechar způsobil mírný nárůst v obsahu dusíku, tento nárůst však není statisticky dostatečně významný. Statisticky významný rozdíl souborů se podařilo prokázat pro varianty minerálně hnojené vůči ostatní, kromě sebe navzájem, kde statisticky významný rozdíl není patrný (viz Graf 5).



Graf 5: Statistické porovnání souborů variant v obsahu dusíku v zrně pšenice. Statisticky významné rozdíly se podařilo prokázat pouze u minerálně hnojených variant oproti ostatním variantám, mezi oběma minerálně hnojenými variantami však rozdíl také není. Všechny ostatní varianty se od sebe neliší (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.2.1.2 Sláma

Trend obsahů dusíku ve slámě byl analogický k tomu v zrně. U vzorků hnojených minerálním hnojivem obsahy vzrostly. Vzorky ošetřené bonecharem měli jen lehce vyšší obsahy než kontrolní varianty (viz Graf 6). Celkově v je ale míra odlišnosti vyšší než ve vzorcích zrn. Statisticky významné rozdíly byly nalezeny mezi všemi variantami, až na: kontrolní vzorky Humpolec vůči Humpolec bonechar i vůči Hněvčevs bonechar a také mezi kontrolním a ošetřeným bonecharem z Hněvčevsi. Nejvyšší obsah dusíku ve slámě byl 1,3 % (minerálně hnojené půdy z Humpolce), nejnižší 0,4 % (kontrolní varianta na půdách z Hněvčevsi).



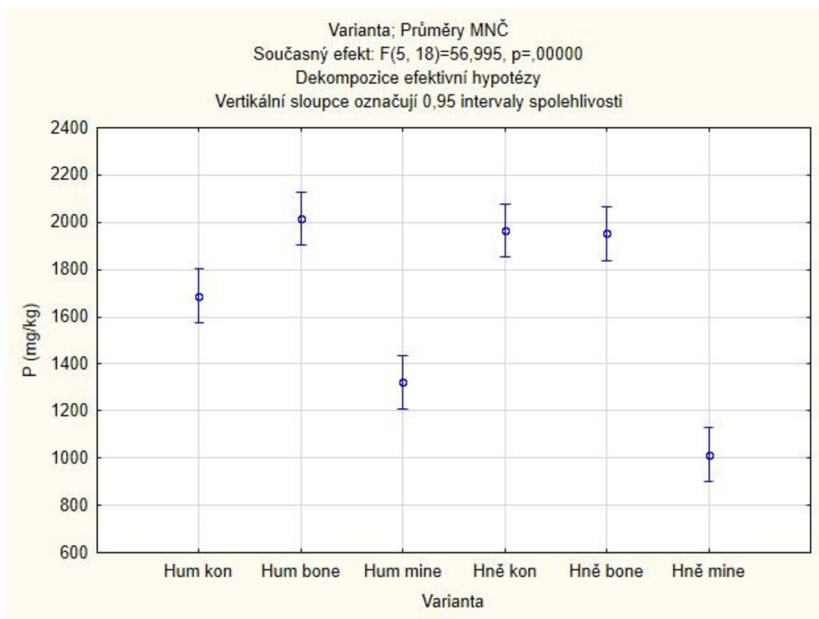
Graf 6: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktorová ANOVA pro porovnání souborů variant v obsahu dusíku ve slámě. Významné rozdíly neexistují mezi kontrolní a bonecharem ošetřenou variantu na obou půdách a také mezi kontrolní variantou z Humpolce a bonecharem ošetřenou variantou z Hněvčevsi (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.2.2 Fosfor

V koncentracích fosforu byl pozorován překvapivý trend poklesu koncentrace fosforu u vzorků hnojených minerálními hnojivy.

5.2.2.1 Zrno

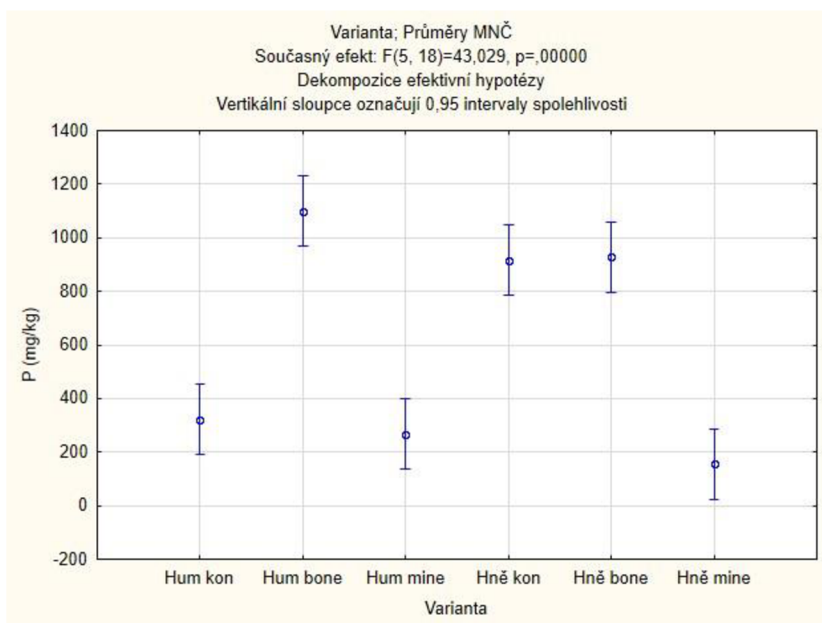
Přidání bonecharu způsobilo na půdách z Humpolce lehký nárůst koncentrace fosforu v zrna, na půdách z Hněvčevsi nedošlo k výrazným změnám. U obou minerálně hnojených variant došlo k poklesu koncentrace fosforu. Z níže přiloženého grafu je jasně vidět, že vzorky Humpolec bonechar, Hněvčeves bonechar a Hněvčeves kontrola dosahují velmi podobných hodnot. Nebylo mezi nimi ani možné prokázat dostatečně statisticky významný rozdíl (viz Graf 7). Největší koncentraci fosforu v zrna měla varianta ošetřená bonecharem z Humpolce ($2\ 015\ \text{mgkg}^{-1}$), nejnižší pak minerálně hnojené půdy z Hněvčevsi ($1\ 015\ \text{mgkg}^{-1}$).



Graf 7: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktrová ANOVA pro porovnání souborů variant v obsahu fosforu v znu pšenice. Statisticky významně se neliší varianta ošetřená bonecharem z Humpolce oproti kontrolní ani bonecharové variantě z Hněvčevsi, a také neexistuje rozdíl mezi variantou ošetřenou bonecharem a kontrolní pro půdy z Hněvčevsi (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.2.2.2 Sláma

Ve slámě byl pozorován obdobný trend jako u zrna. Opět byl u vzorků hnojených minerálními hnojivy pozorován pokles v koncentraci. Nárůst koncentrace ve vzorku z Humpolce po přidání bonecharu byl daleko výraznější, resp. koncentrace fosforu v kontrolním vzorku byla nižší a dosahovala obdobných hodnot jako vzorky hnojené minerálními hnojivy (viz Graf 8). Celková koncentrace jsou ve srovnání se zrnem výrazně nižší s maximem $1\ 099\ \text{mgkg}^{-1}$ (varianta Humpolec bonechar) a minimem pouhých $156\ \text{mgkg}^{-1}$ (varianta Hněvčeves minerální hnojivo).



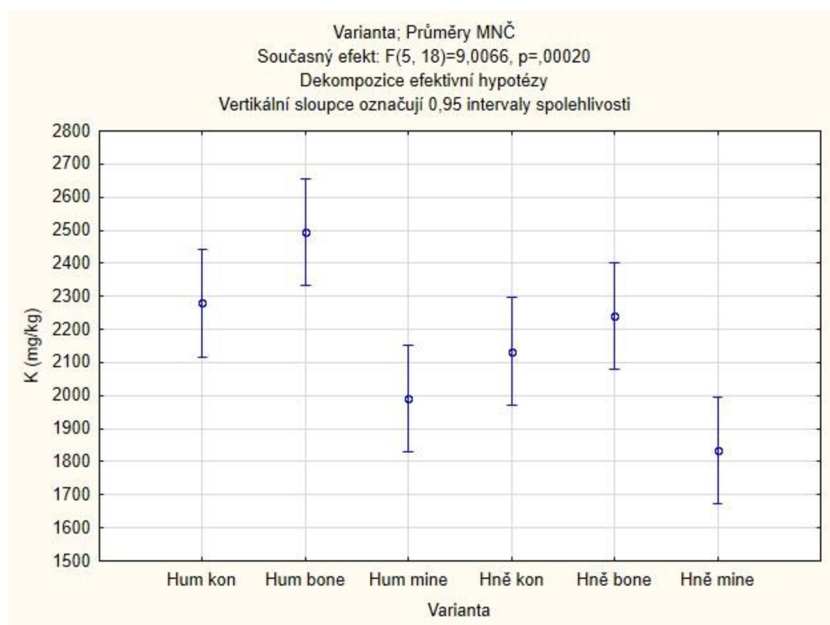
Graf 8: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktrová ANOVA porovnávající obsahy fosforu ve slámě. Na základě rozdílnosti je možné vytvořit dvě skupiny variant, které se od sebe neliší. První tvoří obě varianty ošetřené bonecharem a kontrolní varianta z Hněvčevsi. Druhou skupinu tvoří zbylé tři varianty, které se od sebe také neliší (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.2.3 Draslík

Při porovnání koncentrací draslíku v rostlině je těžší najít trendy. U minerálně hnojených dochází k poklesu koncentrací i v porovnání s kontrolním vzorkem. To je u zrna velmi dobře patrné, u slámy už tak moc ne.

5.2.3.1 Zrno

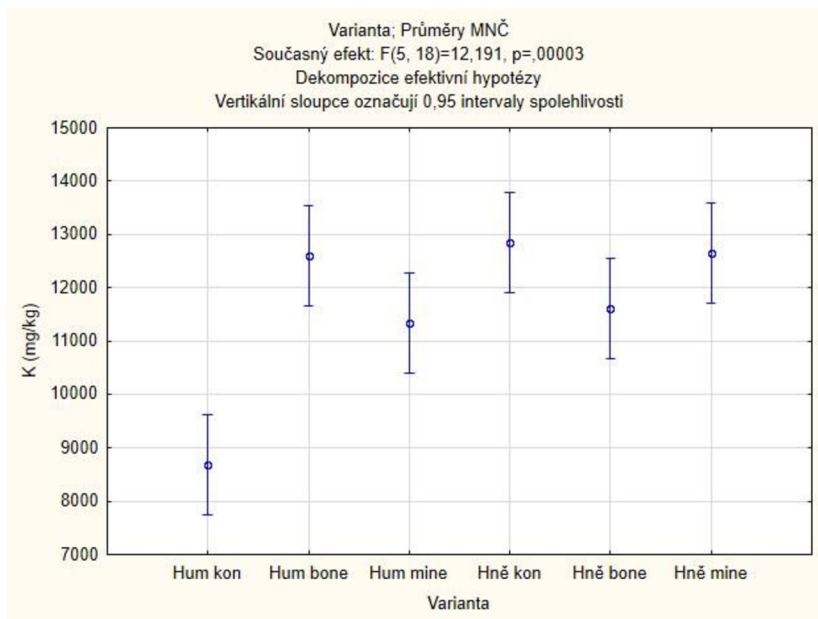
Největší naměřená koncentrace draslíku v zrna byla $2\,495\text{ mgkg}^{-1}$ u varianty rostoucí na půdách z Humpolce ošetřené bonecharem, nejnižší $1\,835\text{ mgkg}^{-1}$ u varianty minerálně hnojené rostoucí na půdách z Hněvčevsi. Rozptyl hodnot nebyl tak velký jako u fosforu, je ale možné sledovat některé trendy. Varianty ošetřené bonecharem měly vyšší koncentraci draslíku než kontrolní varianty. Rozdílnost je ale velmi malá a není statisticky průkazná. Naopak staticky významný rozdíl se ukázal při porovnání vzorků minerálně hnojených s jinými variantami, dochází totiž k poklesu koncentrace draslíku oproti kontrolnímu vzorku (viz Graf 9).



Graf 9: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktrová ANOVA pro porovnání souborů variant v obsahu draslíku v zrna pšenice. Varianty ošetřené bonecharem z Humpolce i Hněvčevsi se neliší od kontrolních vzorků pro dané půdy. Minerálně hnojená varianta z Humpolce se neliší od kontrolní a minerálně hnojené varianty z Hněvčevsi. Obě kontrolní a minerálně hnojené varianty se také od sebe navzájem neliší. Také je shodná kontrolní varianty z Humpolce s bonecharovou z Humpolce. (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.2.3.2 Sláma

V koncentracích draslíku měřené ve slámě většinou neexistují mezi soubory dat různých variant dostatečně významné rozdíly (viz Graf 10). Jediný prokazatelný rozdíl je mezi Hněvčevs kontrola a Humpolec minerálně hnojený. A také hodnota kontrolního vzorku z Humpolce výrazněji vybočuje a je odlišná od všech ostatních variant. Což je překvapivé, jelikož obě hnojené varianty (bonecharem i minerálními hnojivy) se na obou půdách liší jen velmi málo (pod hranicí významnosti). Nejvyšší koncentrace draslíku ve slámě byla u kontrolních vzorků na půdách z Hněvčevsi ($12\ 846\ \text{mgkg}^{-1}$), nejnižší u kontrolních vzorků z Humpolce ($8\ 678\ \text{mgkg}^{-1}$).



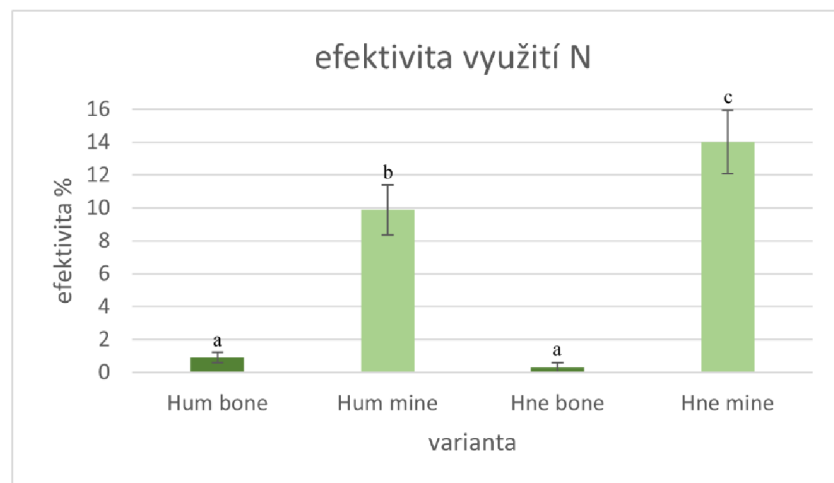
Graf 10: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktorová ANOVA pro porovnání souborů variant v obsahu draslíku v ostatní biomase pšenice. Kontrolní varianta z Humpolce se velmi odlišuje od všech ostatních variant. Rozdílnost lze také nalézt mezi minerálně hnojenou variantou z Humpolce a kontrolní variantou z Hněvčevsi. Mezi ostatními kombinacemi není možné prokázat statisticky významný rozdíl (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.3 Efektivita aplikovaného hnojiva

Obecně lze říci, že efektivita použití hnojiv byla velmi nízká. Je to dáno i tím, že se aplikovala velká dávka hnojiva, přibližně 3,5 g N, 12 g P a 1,6 g K na nádobu, tedy zhruba 10krát vyšší, než je v praxi běžné (Cabeza, a další, 2011) a proto i výsledné efektivity byly nižší, než je při obdobných pokusech běžné. Půdy hnojené minerálními hnojivy dosahují u N a K podstatně vyšší efektivity využití živin než z půdy s přidavkem bonecharu. Pro P lepší využití vykazují hnojení bonecharem, ale efektivita je zde opravdu nízká ($< 0,1 \%$).

5.3.1 Dusík

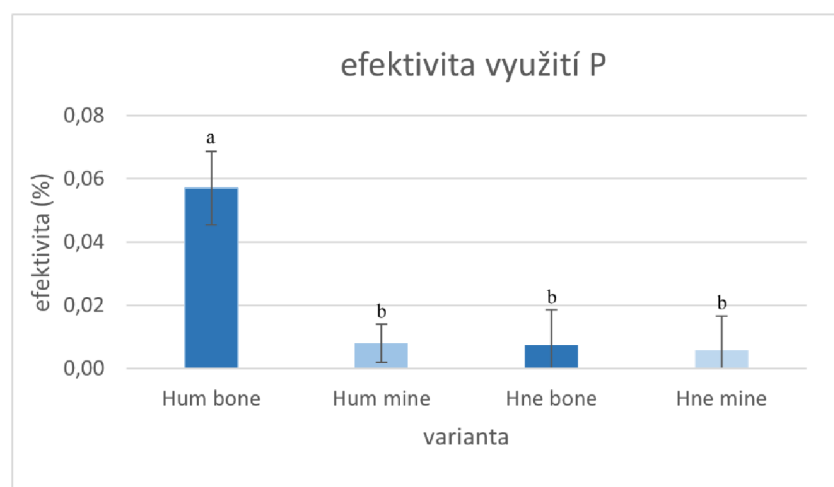
Minerální dusíkaté hnojivo se ukázalo jako daleko efektivnější než hnojení dusíkem obsaženým v bonecharu. Nejvyšší dosažená efektivita byla 14 % (varianta Hněvčeves minerálně hnojená), nejmenší 0,28 % (půdy z Hněvčeves ošetřené bonecharem; viz Graf 11).



Graf 11: Porovnání efektivity hnojení dusíkem pro jednotlivé varianty. Úsečky zobrazují směrodatné odchylky. Mezi variantami ošetřenými bonecharem není možné prokázat statisticky významný rozdíl, obě minerálně hnojené varianty se odlišují od všech ostatních. Rozdílná písmena značí statisticky významné rozdíly mezi variantami (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.3.2 Fosfor

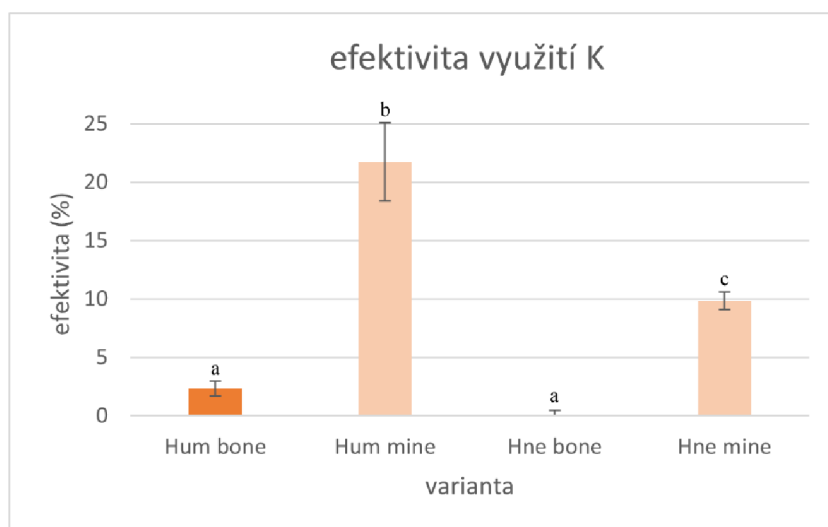
Efektivita využití fosforu z obou typů hnojiv byla velmi nízká ($< 0,1$ %). Hnojení bonecharem je lehce efektivnější. Výrazněji se projevilo využití fosforu z bonecharu na půdách Humpolce, kde dosáhlo i maxima 0,057 % pro variantu ošetřenou bonecharem. Na půdách minerálně hnojených půdách z Hněvčevsi byla efektivita využití fosforu téměř nulová (0,008 %; viz Graf 12).



Graf 12: Porovnání efektivity hnojení fosforem pro jednotlivé varianty. Úsečky zobrazují směrodatné odchylky. Varianta ošetřená bonecharem z Humpolce se liší od ostatních variant, ale ostatní varianty se od sebe neodlišují. Rozdílná písmena značí statisticky významné rozdíly mezi variantami (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.3.3 Draslík

Pro draslík se opět ukázalo hnojení minerálními hnojivy jako daleko efektivnější než využití draslíku obsaženého v bonecharu. Pro minerální hnojivo byla efektivita v jednotkách až desítkách procent, což je uspokojivý výsledek s maximem 22 % (varianta minerálně hnojená rostoucí na půdách z Humpolce). Využití draslíku z bonecharu bylo velmi malé, pro půdy z Humpolce kolem 2 %, na půdách Hněvčevsi byla efektivita využití živin z bonecharu nulová (viz Graf 13). Bonechar se tedy za daných podmínek nejvíce jako efektivní hnojení draslíkem.



Graf 13: Porovnání efektivity hnojení draslíkem pro jednotlivé varianty. Úsečky zobrazují směrodatné odchylky. Mezi variantami ošetřenými bonecharem není statisticky významný rozdíl, minerálně hnojené varianty se odlišují od všech ostatních variant. Rozdílná písmena značí statisticky významné rozdíly mezi variantami (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.4 Stanovení přístupného obsahu P a K v půdě po sklizni pšenice

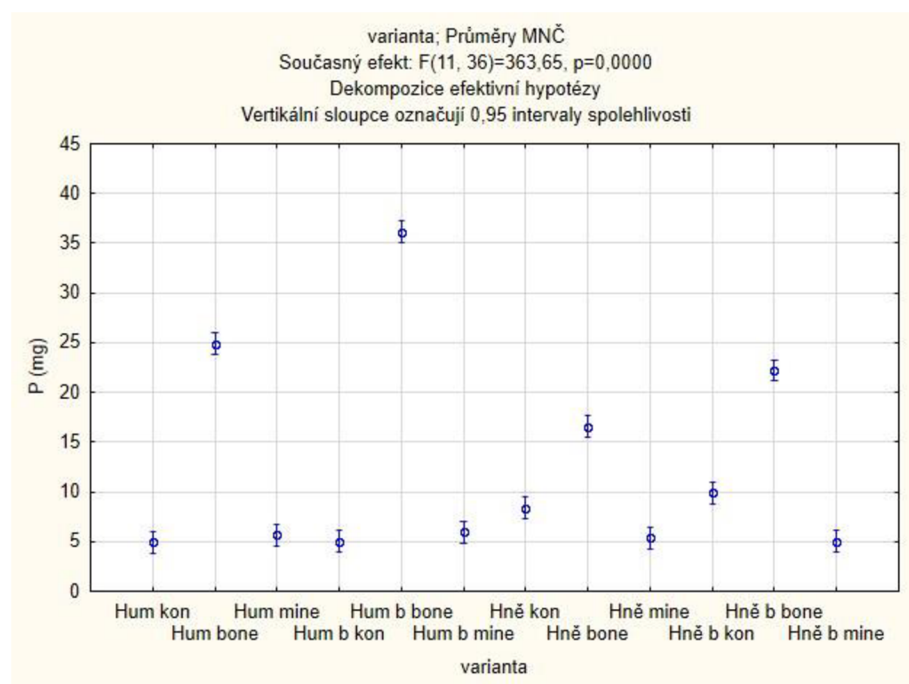
Během sklizně byly také odebrány vzorky půdy, ty byla poté analyzovány a je možné zhodnotit různé údaje.

5.4.1 Obsah živin

V pokusu byly stanoveny koncentrace některých živin v půdě. Pro tuto práci je důležité porovnání K a P. Ve vzorcích půd byla stanovena koncentrace v mgkg^{-1} a jelikož do každé 6 l nádoby bylo přidáno 5 kg zeminy, koncentrace byly vynásobeny 5 krát a pak porovnávány.

5.4.1.1 Fosfor

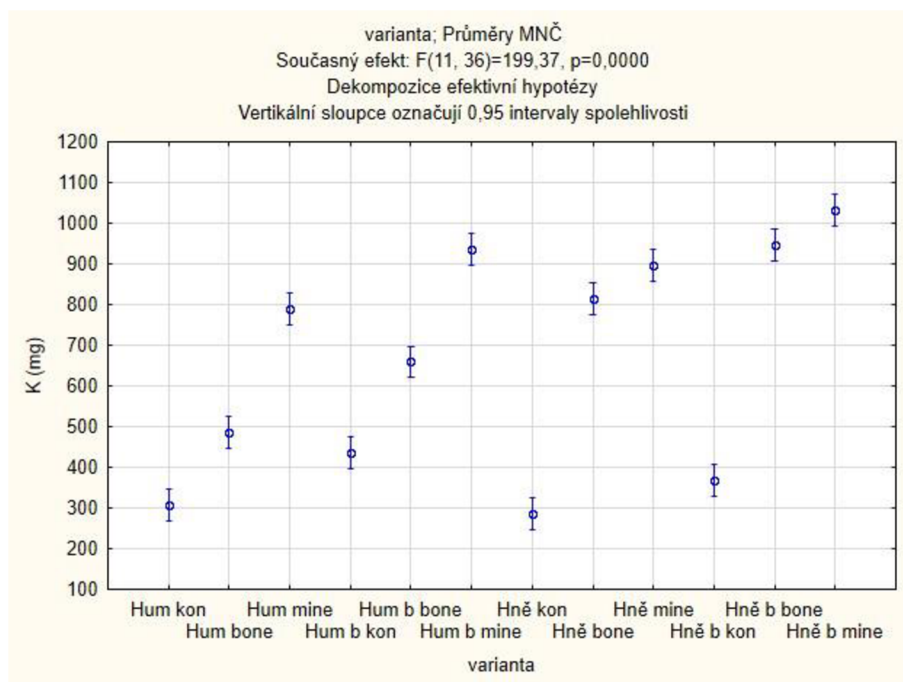
Množství fosforu obsaženého po sklizni v půdě bylo v půdách, kde byl aplikován bonechar podstatně vyšší než u nehnojených kontrol nebo variant hnojených minerálně. To značí, že minerální hnojivo je efektivně využíváno rostlinami do dosažení určité minimální koncentrace nebo do určitého odběru rostlinou. Maximální množství fosforu bylo 36,2 mg/nádoba (varianta Humpolec bez rostlin bonechar), minima 5 mg/nádoba opakovaně dosahovali kontrolní vzorky, jelikož původní koncentrace spadalo pod hranici detekce ($<1,0 \text{ mg kg}^{-1}$). Všechny varianty, do kterých byl aplikován bonechar mají značně vyšší obsah fosforu, než ostatní varianta (viz Graf 14).



Graf 14: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktorová ANOVA porovnávající množství fosforu v půdě pro jednotlivé varianty. U všech typů půd se podařilo prokázat statisticky významný rozdíl mezi soubory dat nehnojených a hnojených bonecharem. Nepodařilo se však prokázat statisticky významný rozdíl u všech typů půd a jejich kontrol, kromě Hněvčevsi bez rostlin, kde množství fosforu u minerálně hnojeného vzorku bylo nižší než u nehnojené alternativy (Scheffého test, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

5.4.1.2 Draslík

Pro draslík je snadno viditelná závislost koncentrace na typu hnojení (viz Graf 15). Kontrolní vzorky bez přídavku hnojiv mají vždy nejmenší koncentrace (absolutní minimum 287 mg/nádoba, Hněvčeves kontrola), hnojení bonecharem koncentraci zvedá (průměr 485 mg/nádoba pro Humpolec a 813 mg/nádoba pro Hněvčeves) a nejvyšších hodnot dosahují vzorky hnojené minerálním hnojivem (maximum 1 034 mg/nádoba, minerálně hnojená varianta z Hněvčevsi bez rostlin). Tato závislost platí pro všechny varianty půd (Hněvčeves a Humpolec s rostlinami i bez). V průměru je množství draslíku v půdě minerálně hnojené o 36 % vyšší než v půdě ošetřené bonecharem.

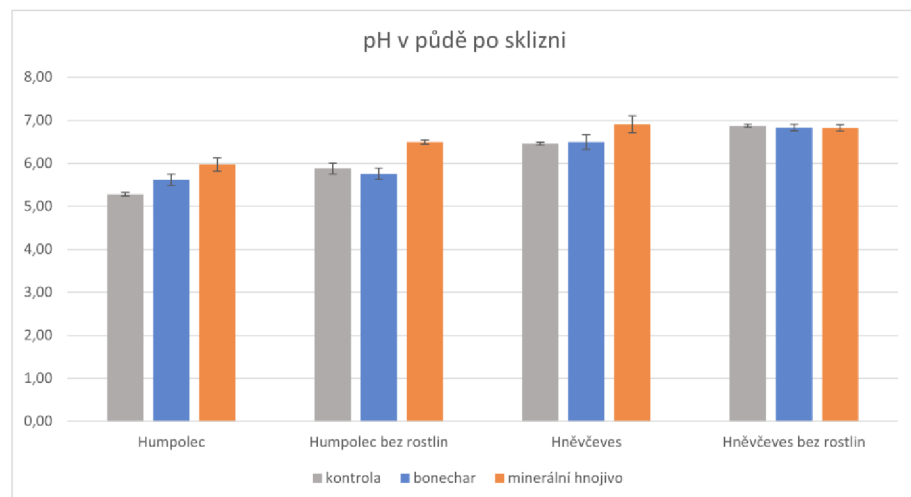


Graf 15: Grafické zobrazení statistického testu jednofaktorová ANOVA porovnávající množství draslíku v jednotlivých variantách půd. Existují varianty mezi kterými není statisticky významný rozdíl, ale v souhrnu se dá říci, že nejvyšších hodnot dosahují minerálně hnojené varianty, varianty ošetřené bonecharem obsahují menší množství draslíku a nejméně obsahují kontrolní nehnojené varianty. Přítomnost rostlin neměla zásadní vliv na množství draslíku v půdě. Podrobnější statistická analýza viz Tabulka XII. Použité zkratky viz tabulka 5.

5.4.2 Hodnota pH půdy

Ve vzorcích odebraných po sklizni bylo také stanoveno pH, a protože jsme měly i varianty bez rostlin, můžeme pozorovat efekt hnojení. Na půdách Humpolce bylo původní pH okolo 5,9 a v Hněvčevsi okolo 6,9. Přítomnost rostlin bez hnojení způsobila lehké okyselení (změna na 5,3 a 6,5). Přídavek bonecharu (pH 6,7), dokázal toto okyselení omezit (změna na 5,8 a 6,8), minerální hnojivo mělo naopak zásaditý efekt (změna pH na 6,5 a 6,8). Obdobný trend se projevil i na vzorcích s rostlinami (viz Graf 16).

Statistika tyto trendy potvrdila. Podařilo se totiž prokázat statisticky významné rozdíly mezi téměř mezi všemi dvojicemi kontrola a minerální hnojivo pro danou půdu (kromě Hněvčeves bez rostlin kontrola a Hněvčeves bez rostlin minerální hn.). Naopak mezi kontrolou a bonecharem statisticky významný rozdíl nelze nalézt pro žádnou variantu půdy, což potvrzuje tvrzení, že bonechar dokáže pH stabilizovat a udržet na stejné hodnotě. Scheffův test významnosti také našel shodnost souborů mezi některými variantami napříč typy půd, tyto shodnosti však nejsou pro vyhodnocení důležité (viz Tabulka XIII).



Graf 16: Hodnoty pH v půdě pro různé varianty pokusu. Úsečky zobrazují směrodatné odchylky.

6 Diskuze

6.1 Pěstební výsledky a výnosy biomasy

Dle jiných pokusů je běžné, že přidavek biocharu nebo bonecharu do půdy vede k vyšším výnosům plodin. Výsledky se však značně liší dle plodiny, typu půd a dalších podmínek. Výnos biomasy špenátu na černozemi dosahoval 102–353 % kontrolních vzorků (Zemanová et al. 2017), výnos biomasy rostlin rajčat na směsi bez půdy složené zejména z kokosových vláken byl o 39 % vyšší (Gtaber et al. 2010), výnos kukuřice byl vyšší o 32–128 % v závislosti na množství přidaného biocharu (Zheng et al. 2013), výnos ječmene byl aplikací bonecharu zvýšen o 116–177 % (v závislosti na teplotě pyrolýzy, vyšší výnos byl u bonecharu vzniklého při 500 °C než při 800 °C) (Taisheva et al. 2022). Ve velkoplošném pokusu s kukuřicí aplikační dávky biocharu 15 až 20 t ha⁻¹ výrazně zvýšily výnos zrna o 150 % a 98 % ve srovnání s kontrolním vzorkem (Uzoma et al. 2011). Některé pokusy však došli i k opačné závislosti, kdy přidavek biocharu omezil výnos (Herath et al. 2015). Pro náš pokus byly celkové výnosy biomasy vyšší o 17 a 12 % (Humpolec, Hněvčeves), zatímco klasické minerální hnojení dopomohlo k výnosům vyšším o 43 a 185 % (Humpolec, Hněvčeves). Důvodem malého zvýšení výnosů variant ošetřených bonecharem oproti minerálně hnojeným variantám je pravděpodobně pevné vázání živin v bonecharu a nízká dostupnost pro rostliny.

Podle měření koncentrace živin obsažených v půdě po sklizni rostlin, měla aplikace bonecharu výraznější efekt na obsah P na půdách z Humpolce (zvýšení o 511 %), než na půdách z Hněvčevsi (zvýšení o 111 %; viz kap. 6.4). To odpovídá i výnosům, které byly vyšší na půdách z Humpolce než na půdách z Hněvčevsi (o 5 %). Pro draslík je to však obráceně, větší koncentraci draslíku měly půdy z Hněvčevsi než půdy z Humpolce (o 100 mg kg⁻¹). Z toho vyplývá, že větší vliv na růst rostlin mělo množství přístupného fosforu než draslíku. Avšak hlavním limitním faktorem pro růst rostlin bylo pravděpodobně množství přístupného dusíku, proto nelze vyvodit jasnou závislost mezi výnosem a obsahem P a K v půdě.

6.2 Koncentrace živin v rostlině

Rostliny potřebují ke svému růstu a vývoji kromě jiného i řadu látek, které souhrnně nazýváme živinami, každá z nich má svou specifickou nezastupitelnou úlohu stavební nebo funkční. Z koncentrace živin v rostlině je možné odhadnout stav rostliny. Množství živin v rostlině je tedy indikátorem výživového stavu rostliny.

6.2.1 Dusík

Ačkoli jiné pokusy naznačují, že aplikace biocharu do půdy by mohla vést k vyšší biodostupnosti a tím i vyšším obsahům dusíku v rostlině (Irfan et al. 2017), naše pokusy to nezjistily. Množství dusíku obsažené v rostlinách ošetřených bonecharem bylo stejné nebo jen nepatrně vyšší než u kontrolních nehnojených vzorků. Naproti tomu rostliny rostoucí na půdách hnojených minerálními hnojivy měly podstatně vyšší obsahy dusíku. Množství dusíku obsaženého v zrně bylo přibližně dvojnásobné oproti nehnojené variantě, množství dusíku ve slámě bylo dokonce až trojnásobné oproti nehnojené variantě. A to i přesto, že dávka dusíku

aplikovaná do půdy ve formě minerálních hnojiv byla poloviční než dávka dusíku obsaženého v bonecharu.

Ve studii zaměřené na efekt biocharu na růst špenátu a hořčice bylo zaznamenáno zvýšení celkového obsahu volných aminokyselin (o 7 % u špenátu a o 64 % u hořčice) v rostlinách rostoucích na půdách ošetřených biocharem oproti nehnojeným vzorkům (Zemanová et al. 2017).

Řada studií se zaměřila na efekt biocharu v půdě. Bylo dokázáno, že jeho aplikace do půdy vede ke snížení vyluhování dusičnanů z půdy (Novak et al. 2010). Obdobný efekt byl pozorován při aplikaci uhelného materiálu do půdy (Deenik et al. 2010). V jiné studii bylo zjištěno, že vyluhování dusičnanů z půdy bylo po aplikaci biocharu sníženo na úroveň nižší než u nehnojených vzorků (Knowles et al. 2010). Obsah dusíku v půdě nebyl v rámci této práce zjištěn, proto nemůžeme tento efekt posoudit.

6.2.2 Fosfor

Jak zmiňují jiní autoři, dostupnost fosforu může být díky aplikaci biocharu do půdy zvýšena (Deluca et al. 2015). Zejména na půdách chudých na fosfor (Brown et al. 2012). Částečným důvodem je omezení sorpce fosforu na oxidy železa. V pokusu byla zkoumána adsorpce a desorpce na fosforu na ferrihydrit v závislosti na přítomnosti biocharu v půdě. Výsledky potvrdily, že biochar snižuje adsorpci a chemisorpci fosforu na ferrihydrit a vylepšuje desorpci adsorbovaného fosforu z ferrihydritu (Atkinson et al. 2010). Kombinace těchto faktorů vede ke zvýšení biodostupnosti fosforu v půdě.

Naše výsledky tento trend potvrzují. Na půdách z Humpolce ošetřených bonecharem byl obsah fosforu v rostlině o 20 % vyšší než v nehnojené variantě a o 52 % vyšší než v minerálně hnojené variantě. Na půdách Hněvčevsi se tento efekt neprojevil, rostliny pěstované na nehnojených půdách a půdách s přídavkem bonecharu měly obdobný obsah přístupného fosforu. Avšak v rostlinách hnojených minerálními hnojivy bylo fosforu znatelně méně i přesto že původní dávky fosforu byly stejné. Rozdílnost efektu bonecharu je zapříčiněna pravděpodobně charakterem půdy (Hněvčevs neobsahuje takové množství oxidu železitého).

Vylepšení biologické dostupnosti fosforu v půdě upravené biocharem může být také zapříčiněno zvýšením mikrobiální aktivity a následné mineralizace P (Atkinson et al. 2010). Například v pokusu s půdami z Amazonie bylo ukázáno, že přídavek biocharu do půdy podpořil mikrobiální aktivitu, která zvýšila rozpustnost půdního fosfátu (Steiner et al. 2008).

6.2.3 Draslík

Z jiných pokusů a studií vyplývá, že biochar může sloužit jako dobrý zdroj draslíku pro rostlinu (Leeq et al. 2010; Ok et al. 2019). Z dat našeho pokusu vyplývá, že využitelnost draslíku obsaženého v bonecharu je lehce vyšší než toho obsaženého v minerálním hnojivu. Obsahy v zrnu jsou přibližně o 10 % vyšší u variant ošetřených bonecharem než nehnojených. Naopak koncentrace draslíku v zrnu rostlin hnojených minerálně je v průměru o 13 % nižší než v nehnojené variantě. Podíváme-li se na koncentrace draslíku ve slámě, docházíme ke stejným závěrům. Draslík z bonecharu je dobře dostupný a koncentrace v rostlině je vyšší, draslík z minerálního hnojiva není pro rostlinu tak snadno dostupný a koncentrace je nižší. Významnou

roli určitě hraje i dávka živin, která byla pro bonechar dvojnásobná než množství živin dodané minerálním hnojivem. Je tedy těžké posoudit do jaké míry je která forma hnojiva lépe přístupná. Můžeme ale říci, že draslík v bonecharu je stejně, ne-li lépe, biologicky dostupný pro rostlinu jako draslík obsažený v minerálním hnojivu.

Koncentrace draslíku ve slámě kontrolního vzorku z Humpolce se značně odlišuje od ostatních variant, je až o 30 % nižší.

6.3 Efektivita využití hnojiva

V jiném pokusu na stejných půdách byla zjišťována efektivita využití dusíku z hnojení hnojem a čistírenským kalem. Ta byla na půdách Hněvčevsi 12 % pro hnůj a 17 % pro kal (v našem pokusu byla efektivita 14 % pro minerální hnojení a pouhých 0,3 % pro bonechar). Na půdách Humpolce je porovnání obdobné, hnojení hnojem dosahovalo efektivitu 9 % a čistírenským kalem 13 % (Balík et al. 2012) (v našem pokusu 10 % pro minerální hnojení a 0,9 % pro bonechar). Minerální hnojení se blíží efektivitám hnoje nebo kalu, efektivita aplikace bonecharu, je však v takovém porovnání mizivá. Je nutno podotknout, že zmíněný pokus byl prováděn na poli, podmínky pro růst rostlin se tedy mohly lišit.

Efektivita využití dusíku a draslíku byla vyšší u minerálního hnojení, než u půd ošetřených bonecharem. Což ukazuje, že draslík a dusík obsažený v bonecharu není lehce přístupný pro rostliny, a ty ho nejsou schopné jednoduše přijímat. Řada prací zmiňuje uvolňování živin z biocharu po delší dobu (Lehman 2007; Xu et al. 2012). Tedy pokud by doba pokusu byla delší, zásoba živin v půdách ošetřených bonecharem by mohla být vyšší a živiny by se uvolňovaly postupně i během dalšího vegetačního období. Což částečně potvrzují i naše výsledky, obsah fosforu v půdě po sklizni byl daleko vyšší u půd, kde byl aplikován bonechar než u půd hnojených minerálně. U draslíku se tato závislost neprojevila a obě varianty dosahují srovnatelných obsahů v půdě. U koncentrací draslíku ve slámě se jeví jako větší faktor charakteristika půdy než typ hnojení. To odpovídá i zjištěným charakteristikám půd, v půdách Hněvčevsi se nachází přibližně o 100 mg K kg⁻¹ více než v půdách Humpolce.

Využitelnost fosforu byla vyšší u rostlin ošetřených bonecharem, než hnojených minerálně. Efektivita se však pohybuje v řádech setin procent, je tedy na zvaženu, jaký rozdíl porovnáme. Pro lepší porovnání by bylo vhodné provést pokus s nižší dávkou fosforu. Efektivita využití fosforu byla výrazně vyšší u vzorků půd z Humpolce ošetřených bonecharem oproti ostatním variantám. Důvodem může být nižší pH, jehož je biochar také příčinou nebo vyšší retence fosforu v půdě, což je také efekt bonecharu patrný i na výsledcích obsahů fosforu v půdě po sklizni. Za daných podmínek se aplikace bonecharu nejeví jako smysluplná metoda hnojení N, P, K.

6.4 Agrochemické vlastnosti půdy

6.4.1 Přístupné živiny v půdě po sklizni

Množství živin obsazených v půdě po sklizni tvoří zásobu pro další vegetační období, jsou tedy důležité pro běžnou praxi a zemědělství. Aplikace biocharu do půdy zvyšuje retenci živin (Ca, K, Na a Mg) v půdě (Gaskin et al. 2010; Wang et al. 2014). Dále bylo v některých

studiích zjištěno, že přidavek biocharu zvyšuje kationtovou výměnnou kapacitu (P, K, Mg a Ca; Laird et al. 2010; Jien & Wang 2013), což také zvyšuje množství zadržovaných živin v půdě.

V našem pokusu bylo před setbou přidáno do půdy ve formě bonecharu na půdách Humpolec 11,7 g P, 1,5 g K a 3,4 g N, na půdách Hněvčeves 12,1 g P, 1,6 g K a 3,5 g N. V minerálním hnojivu bylo přidáno vždy 100 % P, 50 % K a 50 % N jako v bonecharu.

Když budeme porovnávat množství P a K v půdách, na kterých žádné rostliny nerostly, zjistíme, že přidavek bonecharu zvýšil obsah P více než minerální hnojivo. A to o 624 % (Humpolec) a 124 % (Hněvčeves). Pro draslík je to obráceně, minerální hnojivo zvýšilo koncentraci K v půdě více než bonechar.

Absolutní množství draslíku, který zůstal v půdě po sklizni bylo v nádobách bez rostlin obdobné pro obě hnojené varianty. Bonechar tedy nedopomohl k zvýšení retence draslíku v půdě, ba možná naopak, protože množství aplikovaného draslíku v bonecharu bylo dvojnásobné, než u minerálního hnojiva. V nádobách s rostlinami bylo množství draslíku v půdě nižší ve vzorcích s bonecharem než v nádobách s minerálním hnojivem (pro Humpolec o 170 %, pro Hněvčeves o 16 %). Jak již bylo ukázáno dříve, draslík obsažený v bonecharu je lépe dostupný pro rostliny než ten obsažený v minerálním hnojivu a koncentrace draslíku v rostlině je pro dané varianty vyšší. Je tedy pravděpodobné, že živiny byly využity rostlinou.

Každopádně je vidět, že aplikace bonecharu nebo minerálních hnojiv zvyšuje množství živin v půdě, což je pozitivní efekt, neboť postupné uvolňování živin slouží jako výživa pro rostliny na další vegetační období.

6.4.2 Vliv bonecharu na hodnotu pH půdy

Z půdy byly po sklizni odebrány vzorky půd, v nichž jsme poté určili hodnoty pH, aby bylo možné porovnat vliv bonecharu. Obecně platí, že biochar má zásaditý charakter a má potenciál zvyšovat půdní pH (Masulili et al. 2010). Hodnota pH bonecharu použitého v pokusu byla přibližně 6,7, půdy z Hněvčevsi měly vyšší hodnotu pH (6,3) než půdy z Humpolce (6,1).

V našem pokusu bylo zjevné, že minerální hnojivo zvyšuje pH, v průměru o 0,6 oproti nehnojené variantě. Při porovnání půd ošetřených bonecharem a nehnojených nenalezneme velký rozdíl. Na půdách Humpolce bylo pH zvýšeno o 0,34, v Hněvčevsi pouze o 0,04, takže prakticky beze změny. Půda v Hněvčevsi je zásaditější, a proto efekt bonecharu na pH je nižší než na půdě z Humpolce, která je kyselejší. Tato závislost změny pH na kyselosti půdy byla zachycena i v jiných pokusech. U kyselých půd byla významná změna pozorována už při dávkách 2 % biocharu, přidavek 8 % měl významný efekt u všech půdních typů (Hailegnaw et al. 2019).

Použití biocharu bylo diskutováno jako alternativa k vápnění (Novak et al. 2009). O této variantě se lze bavit ale pouze u kyselejších půd, jelikož na neutrálních nebo zásaditých půdách je efekt biocharu minimální. Diskutabilní je ale také i efekt takového počínání, jelikož vápnění dokáže změnit pH o celé jednotky (Ok et al. 2019), ale v našem pokusu byly zaznamenána změna zapříčiněna aplikací bonecharu pouze o desetiny stupně pH.

7 Závěr

- Přímý efekt bonecharu na výnos biomasy je malý (celkový výnos biomasy byl o 12 a 17 % vyšší než na nehnojených variantách) a v našem pokusu nedosahuje takových hodnot jako v obdobných pokusech. Výnos zrna na půdách ošetřených bonecharem byl vyšší o 5 % (půdy z Humpolce) a 26 % (půdy z Hněvčevsi) než na nehnojených variantách. Zatímco aplikace minerálního hnojení zvýšilo výnos zrna o 48 % (půdy z Humpolce) a o 291 % (půdy z Hněvčevsi). Obdobně vychází srovnání výnosnosti slámy. Na půdách z Humpolce ošetřených bonecharem byl výnos slámy vyšší o 24 %, zatímco u minerálně hnojených o 41 %. Na půdách z Hněvčevsi bylo zvýšení výnosu o 6 % (bonechar) a o 147 % (minerální hnojivo).
- Efektivita hnojení bonecharem byla velmi malá. Účinnost dusíku byla u bonecharu 0,9 % na půdách z Humpolce a 0,3 % na půdách z Hněvčevsi. Účinnost hnojení draslíkem byla na půdách Humpolce 2 % a na půdách z Hněvčevsi nulová. Faktorem rozdílné účinnosti je charakteristika půdy, v půdách z Hněvčevsi se nachází přibližně o 100 mg K kg⁻¹ více než v půdách z Humpolce. Zatímco minerální hnojivo se ukázalo jako efektivní hnojení dusíkem (efektivita 10 % a 14 %) a draslíkem (efektivita 21 % a 10 %). Pouze pro fosfor byla aplikace bonecharu do půdy efektivnější než hnojení minerálním hnojivem (efektivita 0,06 % pro Humpolec a 0,008 % pro Hněvčevs). Pro lepší efektivitu využití živin a její porovnatelnosti mezi variantami by bylo vhodné provést pokus s nižší dávkou hnojiva (zejména K a P) nebo sledovat jejich využití v delším období, jelikož aplikované dávky byly podstatně vyšší, než je v praxi běžné.
- Zásaditý efekt bonecharu byl patrný zejména na půdách z Humpolce, které jsou kyslejší. Bonechar měl pH 6,7 a jeho aplikace do půdy omezila okyselení půdy o 0,3 a 0,5. Použití bonecharu pro cílené změny pH je vhodné zejména na kyselých půdách a může být zajímavou alternativou vápnění.
- Biochar díky své pórovité struktuře a dalším charakteristikám zvyšuje retenční schopnost živin, a to zejména na písčítých půdách. V našem pokusu se podařilo dokázat zvýšenou retenci fosforu v půdě ošetřené bonecharem. Zvýšená retence draslíku se nepotvrdila a dusík nebyl v půdě určován.

8 Bibliografie

- Abe I, Iwasaki S, Tomiko T, Kawasaki N, Nakamura T, Tanaka S. 2005. Adsorption of Fluoride Ions onto Carbonaceous Materials. *Journal of Colloid and Interface Science* **291**: 67-74.
- Abubakar M, Attanda M. 2013. *The concept of Sustainable Agriculture: Challenges and Prospects*. IOP Publishing, Bristol.
- Ahmad M, et al. 2012. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover and peanut shell derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresource Technology* **118**: 563-544.
- Ahmed M, Zhou J, Ngo H, Guo W. 2015. Adsorptive removal of antibiotics from water and wastewater: progress and challenges. *Science of The Total Environment* **532**: 112-126.
- Akca M, Namli A. 2015. Effects of poultry litter biochar in soil enzyme activities and tomato, pepper and lettuce plants growth. *European Journal of Soil Science* **4**: 161.
- Akhtar A, Sarmah A. 2018. Novel biochar-concrete composites: manufacturing, characterization and evaluation of the mechanical properties. *Science of The Total Environment*: 616-617; 408-416.
- Akhter A, Hage-Ahmed K, Soja G, Steinkellner S. 2015. Compost and biochar alter mycorrhization, tomato root exudation, and development of *Fusarium oxysporum* f. sp. *Lycopersici*. *Frontiers in Plant Science* **6**: 529.
- Alexander M. 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. John Wiley and Sons Inc, Hoboken.
- Alkurdi S, Al-Juboori R, Bundschuh J, Hamawand I. 2019. Bone char as a green sorbent for removing health threatening fluoride from drinking water. *Environment international* **127**: 704-719.
- Angin D. 2013. Effect of pyrolysis temperature and heating rate on biochar obtained from pyrolysis of safflower seed press cake. *Bioresource Technology* **128**: 593-597.
- Antal M, Gronli A. 2003. The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. *Industrial and Engineering Chemistry Research*. **42**: 1619.
- Atkinson C, Fitzgerald J, Higgs N. 2010. Potential mechanism for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil* **337**: 1-18.
- Ayllon M, Gea G, Murillo M, Sanchez J, Arauzo J. 2005. Kinetic study of meat and bone meal pyrolysis: an evaluation and comparison of different possible kinetic models. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **74**: 445-453.
- Babu B. 2008. Biomass pyrolysis: a state-of-the-art review. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* **2**: 393-414.
- Balík J, Černý J, Kulhánek M. 2012. *Bilance dusíku v zemědělství (certifikovaná metodika)*. Česká Zemědělská Univerzita v Praze, Praha.

- Becidan M, Skreiberg O, Hustad J. 2007. NO_x and N₂O precursors (NH₃ and HCN) in pyrolysis of biomass residues. *Energy Fuels* **21**: 1173-1180.
- Beesley L, Moreno-Jimenez E, Gomez-Eyles J. 2010. Effects of biochar and green waste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution* **158**: 2282-2287.
- Beesley L, Moreno-Jimenez E, Gomez-Gomez-Eyles JHE, Robionson B, Sizmur T. 2011. A review of biochars potential role in the remediation, revegetation, and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution* **159**: 3269-3282.
- Beheshti M, Etesami H, Alikhani H. 2017. Interaction study on biochar with phosphate-solubilizer-bacteria on phosphorus availability in calcareous soil. *Archives of Agronomy and Soil Science* **63**: 1572-1581.
- Benavente V, Calabuig E, Fullana A. 2015. Upgrading of moist agro-industrial wastes by hydrothermal carbonization. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **113**: 89-98.
- Bergman P, Boersma A, Zwart R, Kiel J. 2005. Torrefaction for biomass co-firing in existing coal-fired power stations. Energy Centre of Netherlands, Report No. ECN-C-05-013.
- Bian R et al. 2014. A three year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment. *Journal of Hazardous Materials* **272**: 121-128.
- Bourke J, Manley-Harris M, Fushimi C, Dowaki K. 2007. Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Industrial and Engineering Chemistry Research* **46**: 5954-5967.
- Brady NC, Weil R. 2008. *An introduction to the Nature and Properties of Soils*, 14th edition. Pearson, London.
- Břendová K, Tlustoš P, Száková J, Habart J. 2012. Biochar properties from different materials of plant origin. *European Chemical Bulletin* **12**: 535-539.
- Brewer C, Schmidt-Rohr K, Satrio J, Brown R. 2009. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. *Environmental Progress and Sustainable Energy* **28**: 386-396.
- Brick S, Lyutse S. 2010. *Biochar: Assessing the Promise and Risk to Guide US Policy*. Natural Resource Defence Council, New York.
- Bridgeman T, Jones J, Shield I, Williams P. 2008. Torrefaction of reed canary grass, wheat straw and willow to enhance solid fuel qualities and combustion properties. *Fuel* **87**: 844 – 856.
- Bridgwater A. 1995. The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation. *Fuel* **74**.
- Brosse N, Dufour A, Meng X, Sun Q, Ragauskas A. 2012. Miscanthus: a fast growing crop for biofuels and chemicals production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* **6**: 580-598.

- Brown L, et al. 2012. What are the implications of variation in root hair length on tolerance to phosphorus deficiency in combination with water stress in barley (*Hordeum vulgare*)? *Annals of Botany* **58**: 216-234.
- Burns R, et al. 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry* **58**: 216-234.
- Cabeza R, Steingrobe B, Römer W, Claassen N. 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **91**: 73-184.
- 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.
- Cascarosa E, Boldrin A, Astrup T. 2013. Pyrolysis and gasification of meat-and-bone-meal: Energy balance and GHG accounting. *Waste Management* **33**: 2501-2508.
- Chan K, Van Zwieten L, Meszaros I, Downie A, Joseph S. 2007. Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research* **45**: 629-634.
- Chen YN, Chai LY, Shu YD. 2008. Study of arsenic(V) adsorption on bone char from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials* **160**: 168-172.
- Cheng Q, Huang Q, Khan S, Liu Y, Liao Z, Li G, Ok Y. 2016. Adsorption of Cd by peanut husks and peanut husk biochar from aqueous solutions. *Ecological Engineering* **87**: 240-245.
- Chikezie V. 2011. Formation and Properties of Magnetic Biochar [MSc. Thesis]. Teesside University, Middlesbrough.
- Chu S, Subrahmanyam AHG. 2013. The pyrolysis chemistry of a beta-O-4 type oligomeric lignin model compound. *Green Chemistry* **15**: 125-136.
- Chun Y, Sheng G, Chiou G, Xing B. 2014. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. *Environmental Science and Technology* **48**: 279-288.
- Coutand J, Cyr M, Deydier E, Guilet R, Clastres P. 2008. Characteristics of industrial and laboratory meat and bone meal ashes and their potential applications. *Journal of Hazardous Materials* **150**: 522-532.
- Cui L, Li L, Zhang A, Pan G, Bao D, Chang A. 2011. Biochar amendment reduces rice Cd uptake in contaminated paddy soil: a two-year field experiment. *BioResources* **6**: 2605-2618.
- Das O, Bhattacharyya D, Sarmah A. 2016. Sustainable eco-composites obtained from waste derived biochar: a consideration in performance properties, production costs, and environmental impact. *Journal of Cleaner Production* **129**: 159-168.
- Deenik J, Diarra A, Uehara G, Campbell S, Sumiyoshi Y, Antal M. 2011. Charcoal ash and volatile matter effects on soil properties and plant growth in acid ultisol. *Soil Science* **176**: 336-345.

- Deenik J, McClellan T, Uehara G, Antal M, Campbell S. 2010. Charcoal volatile matter content influences plant growth and soil nitrogen transformations. *Soil Science Society of America Journal* **74**: 1259-1270.
- Deluca T, Gundale M, Mackenzie M, Jones D. 2015. Biochar effects on soil nutrient transformation. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation* **2**: 421-454.
- Demirbas A. 2001. Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Convers Manage* **42**: 1357-1378.
- Demirbas A. 2004. A combustion characteristics of different biomass fuels. *Progressive Energy Combustion Science* **30**: 219-230.
- Department for Business, Energy & Industrial Strategy. 2005. Digest of United Kingdom Energy Statistics 2005. Department of Trade and Industry, London.
- Devi P, Saroha S. 2014. Synthesis of the magnetic biochar composites for use as an adsorbent for the removal of pentachlorophenol from effluent. *Bioresource Technology* **169**: 525-531.
- Ding Y, et al. 2016. Biochar to improve soil fertility A review. *Agronomy for Sustainable Development* **36**: 36.
- Dlugosz M, Zmudzki P, Kwiecien A, Szczubi A, Krzek J, Nowakowska M. 2015. Pho degradation of sulfarmethoxazole in aqueous solution using floating TiO₂-expanded perlite photocatalyst. *Journal of Hazardous Materials* **298**: 146-153.
- Downie A, Crosky A, Munroe P. 2009. Physical properties if biochar. *Biochar for environmental management Science and technology*: 13-32.
- Egene C, Van Poucke R, Ok Y, Meers E, Tack F. 2018. Impact of organic amendments (biochar, compost and peat) on Cd and Zn mobility and solubility in contaminated soil of the Campine region after three years. *Science of The Total Environment* **626**: 195-202.
- Elad Y, David D, Harel Y, Kalishtein BMM, Kalifa H, Silber A, Graber E. 2010. In- of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *Phytopathology* **100**: 913-921.
- Eviner V, Firestone M. 2007. Mechanisms determining patterns of nutrient dynamics. *California Grasslands: Ecology and Management*: 94-106.
- Fanq Q, Chen B, Lin Y, Guan Y. 2014. Aromatic and hydrophobic surfaces of wood derived biochar enhance perchlorate adsorption via hydrogen bonding to oxygen containing organic groups. *Environmental Science and Technology* **48**: 279-288.
- Fuertes A, Arbostain M, Sevilla M. 2010. Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. *Soil Research* **48**: 618-626.

- Funke A, Ziegler F. 2010. Hydrothermal carbonization of biomass: a summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* **4**: 160-177.
- Gardenas A, Agren G, Bird J, Clarholm M, Hallin S, Ineson P, Kater T, Nasholm T. 2010. Gaps in soil carbon and nitrogen interactions - from molecular to global scale. *Soil Biology and Biochemistry* **43**: 702-717.
- Gaskin J, et al. 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal* **102**: 623-633.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, Zech W. 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* **88**: 37-41.
- Goyal H, Seal D, Sexena R. 2008. Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: a review. *Renewable Sustainable Energy Reviews* **12**: 504-517.
- Goyal H, Sexena R, Seal D. 2008. *Thermochemical Conversion of Biomass to Liquids and Gaseous Fuels*. CRC Press, Edinburgh.
- Graber E, et al. 2010. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and Soil* **337**: 481-496.
- Graber E, Tsechansky L, Khanukov J. 2011. Sorption, volatilization, and efficacy of the fumigant 1,3-dichloropropene in a biochar-amended soil. *Soil Chemistry* **75**: 1365-1373.
- Gray M, Johnson M, Dragila M, Kleber M. 2014. Water uptake in biochars: the roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy* **61**: 196-205.
- Hailegnaw M, Mercl F, Pračke K, Száková J, Tlustoš P. 2019. Mutual relationships of biochar and soil pH, CEC, and exchangeable base cations in a model laboratory experiment. *Journal of Soils and Sediments* **19**: 2405-2416.
- Hale S, Elmquist N, Brandlis R, Hartnik J. 2012. Cornelis carbon amendment to sequester PAHs in contaminated soil: a lysimeter field trial. *Chemosphere* **87**: 177-184.
- Han Y, Cao X, Ouyang X, Sohi S, Chen J. 2015. Adsorption kinetics of magnetic biochar derived from peanut hull on removal of Cr (VI) from aqueous solution: effects of production conditions and particle size. *Chemosphere* **145**: 336-341.
- Herath I, Camps-Arbestain M, Hedley M. 2013. Effects of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an Alfisol and a Andisol. *Geoderma* **209**: 188-197.
- Herath I, Kumarathilaka P, Navaratne A, Rajakaruna N, Vithanage M. 2015. Immobilization and phytotoxicity reduction of heavy metals in serpentine soil using biochar. *Journal of Soils and Sediments* **15**: 126-138.
- Hoekman S, Broch A, Robbins C, Zielinska B, Felix L. 2013. Hydrothermal carbonization (HTC) of selected woody and herbaceous biomass feedstocks. *Biomass Conversion and Biorefinery* **3**: 113-126.

- Ippolito J, Spokas K, Novak J, Lentz R, Cantrell K. 2015. Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. Routledge, Oxfordshire.
- Irfan M, Kaleri F, Rizwan M, Mehmood I. 2017. Potential value of biochar as a soil amendment: a review. *Pure and Applied Biology* **6**: 1494-1502.
- Jeffrey S, Verheijen F, Kammann C, Abalos D. 2016. Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* **101**: 251 – 258.
- Jian J, Bailey V, Dorheim K, Konings A, Hao D, Shiklomanov A. 2022. Historically inconsistent productivity and respiration fluxes in the global terrestrial carbon cycle. *Nature Communications* **13**: 1733.
- Jien S, Wang C. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena* **110**: 225-233.
- Jury W, Stolzy L. 2018. Soil Physics. Handbook of Soil and Climate in Agriculture. CRC Press, Boca Raton.
- Kambo H, Dutta A. 2015. A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physicochemical properties and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **45**: 359-378.
- Keiluweit M, Nico P, Johnson M, Kleber M. 2010. Dynamic Molecular Structure of Plant Biomass-Derived Black Carbon (Biochar). *Environmental Science and Technology* **44**: 1247-1253.
- Kinney T et al. 2012. Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. *Biomass and Bioenergy* **41**: 34-43.
- Knežević D. 2009. Hydrothermal Conversion of Biomass [Ph.D. Thesis]. University of Twente, Enschede.
- Knowles O, Robinson B, Contangelo A, Clucas L. 2010. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment* **409**: 3206-3210.
- Kocsis T, Ringer M, Biro B. 2022. Characteristics and Applications of Biochar in Soil–Plant Systems: A Short Review of Benefits and Potential Drawbacks. *Applied Sciences* **12**.
- Kolton M, Harel Y, Pasternak Z, Graber E, Elad Y, Cytryn E. 2011. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. *Applied and Environmental Microbiology* **77**: 4924-4930.
- Kosa M, Ben H, Theliander H, Ragauskas A. 2011. Pyrolysis oils from CO₂ precipitated Kraft lignin. *Green Chemistry* **13**: 3196-3202.
- Kulhánek M, Balík J, Černý J, Schweitzer K, Vaněk V, Prášilová M. 2008. Evaluating of phosphorus quantity/intensity parameters in soil with different systems of organic fertilising. *Plant, Soil and Environment* **54**: 389-394.

- Laird D, Fleming P, Davis D, Horton R, Wang B, Karlen D. 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma* **158**: 443-449.
- Leeq J, Kidder M, Evans B. 2010. Characterization of Biochars Produced from Corn stovers for Soil Amendment. *Environmental Science and Technology* **44**: 7970-7974.
- Lehman J, Da Silva J, Steiner C, Nehls T, Zech W, Glasser B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* **249**: 343-357.
- Lehman J, Gaunt J, Rondon M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* **11**: 395-419.
- Lehman J, Joseph S. 2015. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. Routledge, Oxfordshire.
- Lehman J, Riling M, Thies J, Masiello C, Hockada W, Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota - a review. *Soil Biology and Biochemistry* **43**: 1812-1836.
- Lehman J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**: 381-387.
- Leibig M, Franzluebbers A, Follett R. 2012. *Managing Agricultural Greenhouse Gases: Coordinated Agricultural Research through GRACEnet to Adress Our Changing Climate*. Elsevier, Amsterdam.
- Li S, Lyons-Hart J, Banyasz J, Shafer K. 2001. Real-time evolved gas analysis by FTIR method: an experimental study of cellulose pyrolysis. *Fuel* **80**: 1809-1817.
- Lima I, Marschall W. 2005. Granular activated carbons from broiler manure: physical, chemical and adsorptive properties. *Bioresource Technology* **96**: 699-706.
- Liu J, Huang X, Liu J, Wang W, Zhang W, Dong F. 2014. Experimental and model studies on comparison of As (III and V) removal from synthetic acid mine drainage by bone char. *Mineralogical Magazine* **78**.
- Liu W, Jiang H, Yu H. 2015. Development of biochar-based functional materials: toward a sustainable platform carbon material. *Chemical Reviews* **115**: 12251-12285.
- Madellin-Castillo N, et al. 2007. Adsorption of Fluoride from Water Solution on Bone Char. *Industrial and Engineering Chemistry Research* **46**: 9205-9212.
- Manya J. 2012. Pyrolysis for biochar purposes: a review to establish current knowledge gaps and research needs. *Environmental Science and Technology* **46**: 7939-7954.
- Masulili A, Utomo W, Syechfani M. 2010. Rice husk biochar for rice based cropping system in acid soil 1: The characteristics of rice husk biochar and its influence on the properties of acid sulphate soils and rice growth in West Kalimantan, Indonesia. *Journal of Agricultural Science* **2**: 39.

- McBeath A, Wurster C, Bird M. 2015. Influence of feedstock properties and pyrolysis conditions on biochar carbon stability as determined by hydrogen pyrolysis. *Biomass Energy* **73**: 155-173.
- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 Soil Test Extractant. A Modification of the Mehlich 2 Extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **15**: 1409-1416.
- Mercl F, Košnář Z, Pierdona L, Marcela L. 2020. Changes in availability of Ca, K, Mg, P and S in sewage sludge as affected by pyrolysis temperature. *Plant, Soil and Environment* **66**: 143-148.
- Mesa A, Spokas K. 2011. Impacts of biochar (black carbon) additions on the sorption and efficacy of herbicides. *Herbicides and Environment* **15**: 315-340.
- Mettler M, Paulsen A, Vlachos D, Dauenhauer P. 2012. Pyrolytic conversion of cellulose to fuels: levoglucosan deoxygenation via elimination and cyclization within molten biomass. *Energy and Environmental Science* **5**: 7864-7868.
- Mitchell S, Subbiah M, Ullman J, Frear C, Call D. 2015. Evaluation of 27 different biochars for potential sequestration of antibiotic residues in food animal production environments. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **3**: 162-169.
- Mohan D, Sarswat A, Ok Y, Pitman J. 2014. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent - A critical review. *Bioresource Technology* **160**: 191-202.
- Mohn D, Pittman C, Steele P. 2006. Pyrolysis of wood biomass for bio-oil: a critical review. *Fuels* **20**: 848-889.
- Mukherjee A, Zimmerman A, Harris W. 2011. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma* **163**: 247-255.
- Mumme J, Eckervogt L, Pielert J, Diakite M, Rupp F, Kern J. 2011. Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. *Bioresource Technology* **102**: 9255-9260.
- Mwaniki D. 1992. Fluoride Sorption Characteristics of Different Grades of Bone Charcoal, Based on Batch Tests. *Journal of Dental Research* **71**: 1310-1315.
- Novak J, Busscher W, Laird D, Ahmedna M, Watts D, Niandou M. 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a south-eastern coastal plain soil. *Soil Science* **174**: 105-112.
- Novak J, Busscher WD, Laird D, Ahemdna M. 2010. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a typic Kandiudult. *Geoderma* **154**: 281-288.
- Novak J, et al. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science* **3**: 195.
- O'Connor D, et al. 2018. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: a review of in situ field trials,“ *Sci Total Environ*, pp. 619-620; 815-826, 2018.

- Ok YS, Tsang D, Bolan N, Novak J. 2019. *Biochar from Biomass and Waste: fundamentals and applications*. Elsevier, Amsterdam.
- Onay O. 2007. Influence of pyrolysis temperature and heating rate on the production of bio-oil and char from safflower seed by pyrolysis, using a well-swept fixed-bed reactor. *Fuel Processing Technology* **88**: 523-531.
- Perlack R, Turhollow A. 2003. Feedstock cost analysis of corn stover residues for further processing. *Energy* **28**: 1395-1403.
- Peters B. 2011. Prediction of pyrolysis of pistachio shell based on its components hemicellulose, cellulose and lignin. *Fuel Processing Technology* **92**: 1993-1998.
- Piccola C, Hesterberg D, Muraoka t, Novotny E. 2021. Optimizing pyrolysis conditions for recycling pig bones into phosphate fertilizer. *Waste Management* **131**: 249-257.
- Pimchuai A, Dutta A, Basu P. 2010. Torrefaction of agriculture residue to enhance combustible properties. *Energy fuels* **24**: 4638-4645.
- Poulose A, Elnour A, Anis A. 2018. Date palm biochar-polymer composites: an investigation of electrical, mechanical, thermal and rheological characteristics. *Science of The Total Environment*: 311-318; 619-620.
- Pramatik P, Phukan M, Ghosh S. 2017. Pruned tea bushes secrete more root exudates to influence microbial properties in soil. *Archives of Agronomy and Soil Science* **64**: 1172-1180.
- Puig-Arnabat M, Bruno J, Coronas A. 2010. A review and analysis of biomass gasification models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **14**: 2841-2851.
- Ralebitso-Senior T, Orr C. 2016. *Biochar application: Essential Soil Microbial Ecology*. Elsevier, Middlesbrough.
- Rillig M, Thies J. 2012. *Characteristics of biochar: biological properties*. Biochar for Environmental Management. Routledge, Oxfordshire.
- Rondon M, Ramirez J, Lehmann J. 2005. Charcoal additions reduce net emissions of greenhouse gases to the atmosphere. In *Proceeding of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration*. Baltimore, USA.
- Ronsse F, Bai X, Prins W, Brown R. 2012. Secondary reactions of levoglucosan and char in the fast pyrolysis of cellulose. *Environmental Progress and Sustainable Energy* **109**: 61-69.
- Rousset P, Macedo L, Commandre J, Moreira A. 2012. Biomass torrefaction under different oxygen concentrations and its effect on the composition of the solid by-product. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **96**: 86-91.
- Sedlar O, Balík J, Kulhánek M, Černý J, Suran P. 2019. Sulphur nutrition index in relation to nitrogen. *Chilean Journal of Agricultural Research* **79**.
- Sexena R, Adhikari D, Goyal H. 2009. Biomass-based energy fuel through biochemical routes: a review. *Renewable Sustainable Energy Reviews* **13**: 167-178.

- Shan D, Deng S, Zhao T, Wang B, Wang YWB, Wang Y, Huang J, Yu G, Wies J. 2016. Wies of ultrafine magnetic biochar and activated carbon for pharmaceutical adsorption and subsequent degradation by ball milling. *Journal of Hazardous Materials* **305**: 156-163.
- Shen D, Xiao R, Gu S, Luo K. 2011. The pyrolytic behaviour of cellulose in lignocellulosic biomass: a review. *RSC Advances* **1**: 1641-1660.
- Sivula L, Oikari A, Rintala J. 2012. Toxicity of waste gasification bottom ash leachate. *Waste Management* **32**: 1171-1178.
- Sohi S, Shackley S. 2010. An Assessment of the Benefits and Issues Associated with the Application of Biochar to Soil. Biochar Research Centre, Edinburgh.
- Sokhansanj S, Fenton J. 2006. Cost Benefit of Biomass Supply and Pre-Processing. BIOCAP Canada Foundation, Kingston.
- Song D, et al. 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. *European Journal of Soil Biology* **84**: 1-10.
- Song Y, Wang F, Bian Y, Kengara F, Ji M, Xie Z, Jiang X. 2012. Bioavailability assessment of hexachlorobenzene in soil as affected by wheat straw biochar. *Journal of Hazardous Materials* **217**: 391-397.
- Spokas K, Cantrell K, Novak J, Archer D, Ippolito J, Collins H, Boateng A, Lioateng A, Lima I. 2012. A synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* **41**: 973-989.
- Staron P, Kowalski Z, Staron A, Banach M. 2017. Thermal treatment of waste from the meat industry in high scale rotary kiln. *International Journal of Environmental Sciences and Technology* **14**: 1157-1168.
- Steiner C, Das K, Garcia M, Forester B, Zech W. 2008. Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol. *Pedobiologia* **51**: 359-366.
- Stemann J, Erlach B, Ziegler F. 2013. Hydrothermal carbonisation of empty palm oil fruit bunches: laboratory trials, plant simulation, carbon avoidance, and economic feasibility. *Waste and Biomass Valorization* **4**: 441-454.
- Taisheva A, Mercl F, Slováková A, Tlustoš P. 2022. Effects of chicken bonechar amendments on barley growth in in Antošovský J et al. Racionální použití hnojiv (sborník z 28. mezinárodní konference). Česká Zemědělská Univerzita v Praze, Praha.
- Tlustoš P, Košnář Z, Mercl F, Altyn T, Marcela L, Száková J. 2022. Může biochar - biouhel nahradit organická hnojiva? in Antošovský J et al. Racionální použití hnojiv (sborník z 28. mezinárodní konference). Česká Zemědělská Univerzita v Praze, Praha.

- Trakal L, Komárek M, Száková J, Zemanová V, Tlustoš P. 2011. Biochar application to metal-contaminated soil: Evaluating of Cd, Cu, Pb and Zn sorption behaviour using single- and multi-element sorption experiment. *Plant, Soil and Environment* **8**: 372-380.
- Trávník K, et al. 2020. Metodický návod pro hnojení plodin. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Sekce zemědělských vstupů, Brno.
- U.S. Energy Information Administration. 2016. International Energy Outlook 2016. Office of Energy Analysis, U.S. Department of Energy, Washington.
- Uchimiya M, Klasson K, Wartelle L, Lima I. 2011. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment. 1.Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere* **82**: 1431-1437.
- 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.
- Um-e-Laila, Hussain A, Nazir A, Shafiq M, Firdaus-e-Bareen. 2021. Potential Application of Biochar Composite Derived from Rice Straw and Animal Bones to Improve Plant Growth. *Sustainability* **13**.
- Uzoma K, Inoue M, Andry H, Fijimaki H, Zahoor A, Nishihara E. 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management* **27**: 205-212.
- Van Zwieten L, Kimber S, Morris S. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil* **327**: 235-246.
- Vassilev N, Martos E, Gilberto M, 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.
- Vassilev S, Baxter, D, Andersen L, Vassileva C. 2010. An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel* **89**: 913.
- Verheijen F, Jeffrey S, Van der Velde M, Penizek V, Beland M. 2013. Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate: implications for global radiative forcing. *Environmental Research Letters* **8**: 44008.
- Verheijen F, Jeffrey S, Bastos A, Diafas I. 2010. Biochar application to Soils: A critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Process and Functions. JRC Scientific and Technical Reports, Luxembourg.
- Wang Y, Yin R, Liu R. 2014. Characterization of biochar from fast pyrolysis and its effect on chemical properties of the tea garden soil. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **110**: 375-381.
- Warnock D, Lehman J, Kuyper T, Riling M. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil - concepts and mechanisms. *Plant and Soil* **300**: 9-20.
- Weber K, Quicker P. 2018. Properties of biochar. *Fuel* **217**: 240-261.

- Xie T, Chen W, Xu Z, Zheng S, Zhu D. 2014. Adsorption of sulfonamides to demineralized pine wood biochars prepared under different thermochemical conditions. *Environmental Pollution* **186**: 187-194.
- Xu Z, Chan K. 2012. Biochar: nutrient properties and their enhancement. *Biochar for Environmental Management*, Routledge.
- Yaman S. 2004. Pyrolysis of biomass produce fuels and chemical feedstock. *Energy Conversion and Management* **45**: 651-671.
- Yan W, Hastings J, Acharjee T, Coronella C, VaSquez V. 2010. Mass and energy balances of wet torrefaction of lignocellulosic biomass. *Energy Fuels* **24**: 4738-4742.
- Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. 2007. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition* **53**: 181-188.
- Yao Y, Gao B, Chen H, Jiang L, Inyang M, Zimmer-yang M, Zimmerman A, Xang L. 2012. Of sulfamethoxazole on biochar and its impact on reclaimed water irrigation. *Journal of Hazardous Materials* **209**: 408-413.
- Yu H, Zhang Z, Li Z, Chen D. 2014. Characteristics of tar formation during cellulose, hemicellulose and lignin gasification. *Fuel* **118**: 250-256.
- Yu Y, Lou X, Wu H. 2008. Some recent advances in hydrolysis of biomass in hot compressed water and its comparisons with other hydrolysis methods. *Energy Fuels* **22**: 46-60.
- Yuan H, Lu T, Huang H, Zhao D, Kobayashi N, Chen Y. 2015. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **112**: 284-289.
- Zech W, Haumaier L, Reinhold H. 1990. Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings*: 187-202.
- Zemanová V, Břendová K, Pavlíková D, Kubátová P, Tlustoš P. 2017. Effect of biochar application on the content of nutrients (Ca, Fe, K, Mg, Na, P) and amino acids in subsequently growing spinach and mustard. *Plant, Soil and Environment* **7**: 322-327.
- Zhang J, You C. 2013. Water holding capacity and absorption properties of wood chars. *Energy and Fuels* **27**: 2643-2648.
- Zhang L, Xu C, Champagne P. 2012. Overview of recent advances in thermochemical conversion of biomass. *Energy Conversion and Management* **51**: 969-982.
- Zhang M, Gao B, Varnosfarderani S, Hebard A, Yao Y, Inyang M. 2013. Preparation and characterization of novel magnetic biochar for arsenic removal. *Bioresource Technology* **130**: 457-462.
- Zhao L, Cao X, Mašek O, Zimmerman A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials* **256**: 1-9.

Zheng H, Wanf Z, Deng X, Herbert S, Xing B. 2013. Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. *Geoderma* **206**: 32-39.

Zornoza R, Moreno-Barriga F, Acosta J, Munoz M, Faz A. 2016. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere* **144**: 122-130.

9 Samostatné přílohy

LSD test; proměnná Výnos (g) (výnosy celkové sta) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PC = 1,1485, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		8,0000	9,3500	11,475	5,3750	6,0000	15,325
1	Hum kon		0,091709	0,000229	0,002769	0,016662	0,000000
2	Hum bone	0,091709		0,011730	0,000055	0,000330	0,000000
3	Hum mine	0,000229	0,011730		0,000000	0,000001	0,000078
4	Hně kon	0,002769	0,000055	0,000000		0,420296	0,000000
5	Hně bone	0,016662	0,000330	0,000001	0,420296		0,000000
6	Hně mine	0,000000	0,000000	0,000078	0,000000	0,000000	

Tabulka I: Výsledky Fischerova LSD testu ($P < 0,05$) porovnávající celkové výnosy jednotlivých variant. Je vidět, že existuje statisticky významný rozdíl mezi všemi soubory kromě variantami Hum kon a Hum bone, a také mezi Hně kon a Hně bone. Použité zkratky viz tabulka 5.

LSD test; proměnná N (%) (koncentrace živin zmo.sta) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PC = ,03670, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		1,4067	1,6000	3,0925	1,4750	1,4550	3,1050
1	Hum kon		0,170649	0,000000	0,620078	0,725396	0,000000
2	Hum bone	0,170649		0,000000	0,368348	0,298594	0,000000
3	Hum mine	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,927500
4	Hně kon	0,620078	0,368348	0,000000		0,884270	0,000000
5	Hně bone	0,725396	0,298594	0,000000	0,884270		0,000000
6	Hně mine	0,000000	0,000000	0,927500	0,000000	0,000000	

Tabulka II: Vyhodnocení statistického testu podobnosti výběrů obsahu dusíku v zrna pšenice. Statisticky významné rozdíly se podařilo prokázat pouze u minerálně hnojených variant oproti ostatním variantám, mezi oběma minerálně hnojenými variantami však rozdíl také není. Všechny ostatní varianty se od sebe neliší (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

LSD test; proměnná N (%) (koncentrace živin PHR.sta)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,00694, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		,50500	,59000	1,2900	,37250	,44000	1,1225
1	Hum kon		0,166097	0,000000	0,037199	0,284240	0,000000
2	Hum bone	0,166097		0,000000	0,001663	0,020221	0,000000
3	Hum mine	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,010763
4	Hně kon	0,037199	0,001663	0,000000		0,266722	0,000000
5	Hně bone	0,284240	0,020221	0,000000	0,266722		0,000000
6	Hně mine	0,000000	0,000000	0,010763	0,000000	0,000000	

Tabulka III: Výsledky statistického porovnání koncentrací dusíku ve slámě. Významné rozdíly neexistují mezi kontrolní a bonecharem ošetřenou variantu na obou půdách a také mezi kontrolní variantou z Humpolce a bonecharem ošetřenou variantou z Hněvčevsi (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

LSD test; proměnná P (mg/kg) (koncentrace živin zmo.sta)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 11742, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		1688,1	2015,4	1322,1	1965,6	1953,2	1015,1
1	Hum kon		0,000459	0,000151	0,001952	0,002794	0,000000
2	Hum bone	0,000459		0,000000	0,524020	0,427828	0,000000
3	Hum mine	0,000151	0,000000		0,000000	0,000000	0,000827

Tabulka IV: Výsledky statistického porovnání koncentrací fosforu v zru. Statisticky významně se neliší varianta ošetřená bonecharem z Humpolce oproti kontrolní ani bonecharové variantě z Hněvčevsi (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

LSD test; proměnná P (mg/kg) (koncentrace živin PHR.sta)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 15627, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		322,42	1099,1	266,36	915,36	927,63	155,60
1	Hum kon		0,000000	0,533894	0,000003	0,000002	0,075365
2	Hum bone	0,000000		0,000000	0,052201	0,068207	0,000000
3	Hum mine	0,533894	0,000000		0,000001	0,000001	0,226251
4	Hně kon	0,000003	0,052201	0,000001		0,891104	0,000000
5	Hně bone	0,000002	0,068207	0,000001	0,891104		0,000000
6	Hně mine	0,075365	0,000000	0,226251	0,000000	0,000000	

Tabulka V: Výsledky statistického porovnání rozdílnosti koncentrací fosforu ve slámě. Na základě rozdílnosti je možné vytvořit dvě skupiny variant, které se od sebe neliší. První tvoří obě varianty ošetřené bonecharem a kontrolní varianta z Hněvčevsi. Druhou skupinu tvoří zbylé tři varianty, které se od sebe také neliší (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

LSD test; proměnná K (mg/kg) (koncentrace živin zmo.sta)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 23747,, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		2279,0	2495,0	1991,8	2133,2	2240,6	1835,2
1	Hum kon		0,062920	0,016787	0,197491	0,729033	0,000714
2	Hum bone	0,062920		0,000214	0,003805	0,031375	0,000010
3	Hum mine	0,016787	0,000214		0,210833	0,034742	0,167902
4	Hně kon	0,197491	0,003805	0,210833		0,337036	0,013617
5	Hně bone	0,729033	0,031375	0,034742	0,337036		0,001565
6	Hně mine	0,000714	0,000010	0,167902	0,013617	0,001565	

Tabulka VI: Výsledky statistického porovnání koncentrací draslíku v zru. Varianty ošetřené bonecharem z Humpolce i Hněvčevsi se neliší od kontrolních vzorků pro dané půdy. Minerálně hnojená varianta z Humpolce se neliší od kontrolní a minerálně hnojené varianty z Hněvčevsi. Obě kontrolní a minerálně hnojené varianty se také od sebe navzájem neliší. Také jsou shodné kontrolní varianty z Humpolce s variantou ošetřenou bonecharem z Humpolce. (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

LSD test; proměnná K (mg/kg) (koncentrace živin PHR.sta)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 8038E2, sv = 18,000							
Č. buňky	Varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}
		8677,7	12603,	11335,	12846,	11605,	12640,
1	Hum kon		0,000008	0,000548	0,000004	0,000214	0,000007
2	Hum bone	0,000008		0,060709	0,706943	0,132723	0,954054
3	Hum mine	0,000548	0,060709		0,028402	0,675014	0,054222
4	Hně kon	0,000004	0,706943	0,028402		0,066072	0,749998
5	Hně bone	0,000214	0,132723	0,675014	0,066072		0,119798
6	Hně mine	0,000007	0,954054	0,054222	0,749998	0,119798	

Tabulka VII: Výsledky statistického porovnání koncentrací draslíku ve slámě. Kontrolní varianta z Humpolce se velmi odlišuje od všech ostatních variant. Rozdílnost lze také nalézt mezi minerálně hnojenou variantou z Humpolce a kontrolní variantou z Hněvčevsi. Mezi ostatními kombinacemi není možné prokázat statisticky významný rozdíl (Fisherův LSD, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

Scheffeho test; proměnná N (efektivita.sta)					
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy					
Chyba: meziskup. PČ = ,00015, sv = 12,000					
Č. buňky	varianta	{1}	{2}	{3}	{4}
		,00604	,09267	,00286	,13993
1	Hum bone		0,000005	0,987357	0,000000
2	Hum mine	0,000005		0,000003	0,001633
3	Hně bone	0,987357	0,000003		0,000000
4	Hně mine	0,000000	0,001633	0,000000	

Tabulka VIII: Výsledky statistického porovnání efektivity využití dusíku po aplikaci bonecharu nebo minerálního hnojiva. Mezi všemi variantami existuje statisticky významný rozdíl, kromě variant ošetřených bonecharem, mezi nimi takový rozdíl není (Scheffého test, $P < 0,06$). Použité zkratky viz tabulka 5.

Scheffeho test; proměnná P (efektivita.sta)					
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy					
Chyba: meziskup. PČ = ,00000, sv = 12,000					
Č. buňky	varianta	{1}	{2}	{3}	{4}
		,00057	,00008	,00008	,00006
1	Hum bone		0,000224	0,000192	0,000139
2	Hum mine	0,000224		0,999619	0,988189
3	Hně bone	0,000192	0,999619		0,996092
4	Hně mine	0,000139	0,988189	0,996092	

Tabulka IX: Výsledky statistického porovnání efektivity využití fosforu po aplikaci bonecharu nebo minerálního hnojiva. Pouze varianta ošetřená bonecharem rostoucí na půdách z Humpolce se odlišuje. Mezi ostatními variantami neexistuje statisticky významný rozdíl (Scheffého test, $P < 0,06$). Použité zkratky viz tabulka 5.

Scheffeho test; proměnná K (efektivita.sta)					
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy					
Chyba: meziskup. PČ = ,00031, sv = 12,000					
Č. buňky	varianta	{1}	{2}	{3}	{4}
		,02353	,20414	-,0007	,09853
1	Hum bone		0,000000	0,330826	0,000617
2	Hum mine	0,000000		0,000000	0,000024
3	Hně bone	0,330826	0,000000		0,000044
4	Hně mine	0,000617	0,000024	0,000044	

Tabulka X: Výsledky statistického porovnání efektivity využití draslíku po aplikaci bonecharu nebo minerálního hnojiva. Mezi variantami ošetřenými bonecharem neexistuje statisticky významný rozdíl. Všechny ostatní varianty se mezi sebou odlišují (Scheffého test, $P < 0,06$). Použité zkratky viz tabulka 5.

Scheffeho test; proměnná P (mg) (půda pšenice CaCl ₂ .sta)													
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy													
Chyba: meziskup. PC = 1,1564, sv = 36,000													
Č. buňky	varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}
		4,9639	24,887	5,6543	5,0347	36,157	5,9428	8,3603	16,540	5,4054	9,9258	22,212	5,0000
1	Hum kon		0,000000	0,999968	1,000000	0,000000	0,999045	0,088021	0,000000	1,000000	0,000990	0,000000	1,000000
2	Hum bone	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,371112	0,000000
3	Hum mine	0,999968	0,000000		0,999989	0,000000	1,000000	0,353460	0,000000	1,000000	0,008329	0,000000	0,999982
4	Hum b kon	1,000000	0,000000	0,999989		0,000000	0,999528	0,103856	0,000000	1,000000	0,001239	0,000000	1,000000
5	Hum b bone	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
6	Hum b mine	0,999045	0,000000	1,000000	0,999528	0,000000		0,533158	0,000000	0,999998	0,019128	0,000000	0,999327
7	Hně kon	0,088021	0,000000	0,353460	0,103856	0,000000	0,533158		0,000000	0,227624	0,953341	0,000000	0,095816
8	Hně bone	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000004	0,000099	0,000000
9	Hně mine	1,000000	0,000000	1,000000	1,000000	0,000000	0,999998	0,227624	0,000000		0,003938	0,000000	1,000000
10	Hně b kon	0,000990	0,000000	0,008329	0,001239	0,000000	0,019128	0,953341	0,000004	0,003938		0,000000	0,001110
11	Hně b bone	0,000000	0,371112	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000099	0,000000	0,000000		0,000000
12	Hně b mine	1,000000	0,000000	0,999982	1,000000	0,000000	0,999327	0,095816	0,000000	1,000000	0,001110	0,000000	

Tabulka XI: Výsledky statistického porovnání rozdílnosti obsahu fosforu v půdě. U všech typů půd se podařilo prokázat statisticky významný rozdíl mezi soubory dat nehnojených a hnojených bonecharem. Nepodařilo se však prokázat statisticky významný rozdíl u všech typů půd a jejich kontrol, kromě Hněvčevsi bez rostlin, kde množství fosforu u minerálně hnojeného vzorku bylo nižší než u nehnojené alternativy (Scheffého test, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

Scheffeho test; proměnná K (mg) (půda pšenice CaCl ₂ .sta)													
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy													
Chyba: meziskup. PC = 1497,5, sv = 36,000													
Č. buňky	varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}
		308,40	485,33	791,07	435,60	659,09	934,45	287,43	813,26	894,94	367,19	944,93	1033,8
1	Hum kon		0,001142	0,000000	0,062864	0,000000	0,000000	0,999994	0,000000	0,000000	0,937489	0,000000	0,000000
2	Hum bone	0,001142		0,000000	0,981458	0,001511	0,000000	0,000174	0,000000	0,000000	0,114409	0,000000	0,000000
3	Hum mine	0,000000	0,000000		0,000000	0,044851	0,019063	0,000000	0,999990	0,258889	0,000000	0,008227	0,000003
4	Hum b kon	0,062864	0,981458	0,000000		0,000017	0,000000	0,013046	0,000000	0,000000	0,841316	0,000000	0,000000
5	Hum b bone	0,000000	0,001511	0,044851	0,000017		0,000000	0,000000	0,008017	0,000005	0,000000	0,000000	0,000000
6	Hum b mine	0,000000	0,000000	0,019063	0,000000	0,000000		0,000000	0,094193	0,997289	0,000000	1,000000	0,322536
7	Hně kon	0,999994	0,000174	0,000000	0,013046	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,664331	0,000000	0,000000
8	Hně bone	0,000000	0,000000	0,999990	0,000000	0,008017	0,094193	0,000000		0,630188	0,000000	0,045876	0,000022
9	Hně mine	0,000000	0,000000	0,258889	0,000000	0,000005	0,997289	0,000000	0,630188		0,000000	0,980682	0,026926
10	Hně b kon	0,937489	0,114409	0,000000	0,841316	0,000000	0,000000	0,664331	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000
11	Hně b bone	0,000000	0,000000	0,008227	0,000000	0,000000	1,000000	0,000000	0,045876	0,980682	0,000000		0,498797
12	Hně b mine	0,000000	0,000000	0,000003	0,000000	0,000000	0,322536	0,000000	0,000022	0,026926	0,000000	0,498797	

Tabulka XII: Výsledky statistického porovnání rozdílnosti obsahu draslíku v půdě. Mezi kontrolními variantami není statisticky významný rozdíl, varianta Hum bone se neliší od Hum bez kontrol a Hne bez kontrol, Hum bez kontrol se neliší od Hum bone, Hum bez min se neliší od Hne bone, Hne min, Hne bez bone a Hne bez min; (Scheffého test, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.

Scheffého test; proměnná pH (pH.sta)
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy
Chyba: meziskup. PČ = ,01334, sv = 36,000

Č. buňky	varianta	{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}
		5,2800	5,6175	5,9725	5,8800	5,7550	6,4975	6,4550	6,4950	6,9025	6,8700	6,8300	6,8225
1	Hum kon		0,155652	0,000008	0,000130	0,005290	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
2	Hum bone	0,155652		0,108654	0,515485	0,989920	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
3	Hum mine	0,000008	0,108654		0,999715	0,778371	0,001248	0,004279	0,001343	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
4	Hum b kon	0,000130	0,515485	0,999715		0,995479	0,000076	0,000279	0,000082	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
5	Hum b bone	0,005290	0,989920	0,778371	0,995479		0,000002	0,000006	0,000002	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
6	Hum b mine	0,000000	0,000000	0,001248	0,000076	0,000002		1,000000	1,000000	0,034134	0,073955	0,171629	0,197854
7	Hně kon	0,000000	0,000000	0,004279	0,000279	0,000006	1,000000		1,000000	0,011303	0,026547	0,069866	0,082749
8	Hně bone	0,000000	0,000000	0,001343	0,000082	0,000002	1,000000	1,000000		0,032073	0,069866	0,163493	0,188807
9	Hně mine	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,034134	0,011303	0,032073		1,000000	0,999975	0,999932
10	Hně b kon	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,073955	0,026547	0,069866	1,000000		1,000000	1,000000
11	Hně b bone	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,171629	0,069866	0,163493	0,999975	1,000000		1,000000
12	Hně b mine	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,197854	0,082749	0,188807	0,999932	1,000000	1,000000	

Tabulka XIII: Výsledky statistického porovnání rozdílnosti pH půdy. Statisticky významné rozdíly lze prokázat mezi téměř všemi dvojicemi kontrola a minerální hnojivo pro danou půdu (kromě Hněčeves bez rostlin kontrola a Hněčeves bez rostlin minerálně hnojené). Naopak mezi kontrolou a bonecharem statisticky významný rozdíl nelze nalézt pro žádnou variantu hnojení. Veškeré shodné a rozdílné varianty jsou v tabulce barevně rozlišeny, červeným písmem jsou označeny varianty mezi kterými je prokazatelný rozdíl, černým písmem pak varianty, mezi kterými takový rozdíl nelze prokázat (Scheffého test, $P < 0,05$). Použité zkratky viz tabulka 5.