

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BRNO 2017

ELIŠKA DOLEŽALOVÁ



Vliv digestátu na půdní sorpční komplex kambizemě
Bakalářská práce

Vedoucí práce:
Ing. Jiří Jandák, CSc.

Vypracoval:
Eliška Doležalová

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: *Vliv digestátu na půdní sorpční komplex kambizemě* vypracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědoma, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše

V Brně dne: 21. 4. 2017

.....
podpis

Abstrakt

Cílem této bakalářské práce je vymežit vliv aplikovaných hnojiv, zvláště digestátu, na parametry půdního sorpčního komplexu.

Polní pokus byl založený v roce 2014 ve výzkumné pícninářské stanici ve Vatíně u Žďáru nad Sázavou. Vegetační pokryv byl založen ve variantách trvalý travní porost (TTP), monokultura kukuřice a Norfolkský osevní postup. Jako varianty hnojení bylo hnojení digestátem, minerálními hnojivy a chlévským hnojem. Plná dávka hnojiva byla přepočítána na množství 150 kg N/ha; obsah P a K je u všech variant hnojení stejný.

U vzorků z hloubek 0 - 10 cm a 10 - 20 cm jsem stanovovala hydrolytickou aciditu a hodnoty S, T a V podle Kappena.

Aplikace digestátu snižuje hydrolytickou aciditu, zvyšuje obsah bazických kationtů, kationtovou výměnnou kapacitu i stupeň sorpčního nasycení bazickými kationty.

Tyto změny se projevují pouze v hloubce 0 – 10 cm.

Na základě výsledků této bakalářské práce můžeme odhadnout vliv dlouhodobé aplikace digestátu na vlastnosti půdního sorpčního komplexu.

Klíčová slova

Digestát, půda, hydrolytická acidita, sorpční komplex, kationtová výměnná kapacita.

Abstract

The aim of this bachelor thesis is to determine the influence of applied fertilizers, specially digestate, on properties of soil sorption complex.

The field experiment was established in 2014 at the plant research centre in Vatín near Žďár nad Sázavou. The vegetation cover was based on permanent grassland, maize monoculture and Norfolk cropping system. Types of fertilizers: anaerobic digestate, mineral (industrial) fertilizers and manure. The full fertilizer dose was 150 kg N / ha; P and K content are the same for all fertilizer variants.

I determined hydrolytic acidity, base cation content, cation exchange capacity and base cation saturation according to Kappen for samples from depths of 0 -10 cm and 10 - 20 cm.

The application of digestate reduces hydrolytic acidity, increases the content of cations, cation exchange capacity, and the degree of saturation of sorption complex.

These changes occur only at a depth of 0 - 10 cm.

Based on the results of this bachelor thesis we can estimate the effect of long-term application of digestate on soil sorption complex properties

Keywords

Digestate, soil, hydrolytic acidity, sorption complex, cation exchange capacity.

Obsah

1	Cíle bakalářské práce	7
2	Literární přehled	8
2.1	Půda.....	8
2.2	Klasifikace půd	8
2.3	Kambizem.....	8
2.4	Půdní vlastnosti.....	9
2.4.1	Reakce půdy.....	9
2.4.2	Půdní koloidy.....	11
2.4.3	Půdní sorpční komplex	14
2.5	Digestát.....	17
2.5.1	Vlastnosti digestátu.....	17
2.5.2	Vliv digestátu na vlastnosti půd.....	20
3	Materiál a metodika	26
3.1	Popis stanoviště.....	26
3.2	Popis půdního profilu.....	27
3.3	Popis polního pokusu	28
3.4	Laboratorní stanovení.....	30
3.4.1	Stanovení hydrolytické acidity podle Kappena (1929).....	30
3.4.2	Stanovení hodnot S, T a V podle Kappena (1929).....	31
4	Výsledky a diskuze	34
4.1	Hydrolytická acidita (obsah výměnných iontů).....	37
4.1.1	Obě hloubky.....	37
4.1.2	V hloubce 0 – 10 cm.....	38
4.1.3	V hloubce 10 – 20 cm	39
4.2	Obsah výměnných bází.....	40
4.2.1	Obě hloubky.....	40
4.2.2	V hloubce 0 – 10 cm.....	41
4.2.3	V hloubce 10 – 20 cm	41

4.3	Kationtová výměnná kapacita.....	42
4.3.1	Obě hloubky.....	42
4.3.2	V hloubce 0 – 10 cm.....	43
4.3.3	V hloubce 10 – 20 cm	43
4.4	Stupeň sorpční nasycenosti.....	44
4.4.1	Obě hloubky.....	44
4.4.2	V hloubce 0 – 10 cm.....	45
4.4.3	V hloubce 10 – 20 cm	46
4.5	Diskuze.....	47
5	Závěr	49
6	Seznam použité literatury	50
	Literární zdroje.....	50
	Elektronické zdroje	51

1 Cíle bakalářské práce

Cílem této bakalářské práce je vymežit vliv aplikovaných hnojiv na parametry půdního sorpčního komplexu.

2 Literární přehled

2.1 Půda

Pojem půda můžeme zaměnit s pojmem “pedosféra”. Pedosféra je množinou polypedonů, což jsou trojrozměrné objekty definované stejnorodostí svých vlastností. Půda je jednou z hlavních složek životního prostředí, patří k nejvýznamnějším přírodním zdrojům na Zemi. Je základním výrobním prostředkem zemědělství a lesnictví, je jí potřeba ke všem lidským aktivitám (bydlení, rekreace atd.). Pedosféra (půdní kryt) se významně podílí na planetární fixaci, akumulaci a rozdělování sluneční energie, která prošla fotosyntézou rostlin; současně je součástí filtru chránícího důležité prvky (živiny) před odnosem do světového oceánu. Půdní kryt společně s mikroorganismy žijícími v půdě rozrušuje a neutralizuje různá znečištění. Má rovněž velký vodohospodářský význam, protože silně ovlivňuje vsakování srážkové vody a funguje jako její akumulátor.

Půda představuje heterogenní polydisperzní systém, skládající se ze tří fází – tuhé (minerální a organické složky), kapalné (půdní voda, popř. půdní roztok) a plynné (půdní vzduch). Mezi jednotlivými složkami půdy existují vztahy, které se realizují výměnou látek a energie. (Horník, 1986)

2.2 Klasifikace půd

Půdy rozdělujeme na půdní druhy a půdní typy. Do půdních druhů se půdy člení podle zrnitostního složení, tedy podle procentického zastoupení jednotlivých velikostních frakcí zrn, částice jílu (menší než 0,002 mm), prachu (0,002 – 0,05 mm) a písku (0,05 – 2 mm). Půdní typy jsou hlavními jednotkami klasifikačního systému půd. Jsou charakterizovány určitými diagnostickými horizonty, jejich pořadím a/nebo diagnostickými znaky. (Jandák et al., 2014)

2.3 Kambizem

Na pokusné ploše se nachází půdní typ kambizem. Kambizem patří do referenční třídy kambisoly, vyznačující se kambickým hnědým horizontem nebo kambickým pelickým, který vznikl v důsledku změn vnitřní stavby substrátu. V důsledku braunifikace (hnědnutí) dochází ke zbarvení horizontu amorfními oxidy a hydroxidy železa, železem bohatými komplexy

(cheláty) nebo goethitem, difuzně rozptýlenými po povrchu částic. Bisialitizace představuje chemické zvětrávání mírné intenzity, kdy dochází k tvorbě jílu z primárních minerálů či uvolňování jílu ze zpevněných sedimentárních hornin a k přeměně jílových minerálů. Kambizem je půdní typ s hnědým kambickým horizontem, jehož zbarvení je vždy hnědší než zbarvení půdotvorného substrátu. Vytvořily se převážně v hlavním souvrství svahovin magmatických, metamorfických a sedimentárních hornin, v podmínkách periodicky promyvného až promyvného vodního režimu. Původní porosty v oblasti kambizemí nižších poloh byly doubravy a bučiny (výjimečně borové lesy), u kambizemí vyšších poloh smíšené lesy (buk – jedle) až smrčiny. Široké rozpětí nadmořských výšek a s tím spojených klimatických parametrů ovlivňuje vývoj kambizemí. Proto rozlišujeme kambizemě nižších (300 – 600 m n. m.) a vyšších (600 – 1000 m n. m.) poloh. Kambizemě nižších poloh obsahují v ornici méně humusu (způsobeno rychlejší mineralizací), ale více jílu než kambizemě horských poloh. Limitujícími faktory zemědělského využívání u kambizemí jsou klima, svažítost, skeletovitost, hloubka profilu a půdní acidita. Kambizemě jsou nejrozšířenějším půdním typem České Republiky, pokrývají asi 45 % zemědělského půdního fondu. (Jandák et al., 2014)

2.4 Půdní vlastnosti

U půd rozlišujeme vlastnosti fyzikální, chemické a biologické.

Základní fyzikální vlastností půdy je její zrnitost (textura), obsah jednotlivých zrnitostních frakcí (minerální části). Dalšími důležitými parametry jsou pórovitost a struktura půdy, objemová hmotnost atd. K chemickým vlastnostem půd patří jejich reakce, stav půdního sorpčního komplexu, pufrovitost půd.

2.4.1 Reakce půdy

Chemické sloučeniny v půdě se rozkládají na kationty a anionty, přičemž látky kyselé povahy (kyseliny) při elektrolytické disociaci uvolňují do vodního roztoku volné H^+ ionty, které způsobují kyselost půdy. Látky zásadité povahy uvolňují zase volné OH^- ionty, které způsobují zásaditost půdy. (Plaster, 2014)

Půdní reakce je dána koncentrací vodíkových iontů, které ve vodních roztocích vytvářejí kationty H_3O^+ . Aktivní půdní reakce je způsobena volnými ionty H^+ v půdním roztoku. Aktivní kyselost zjišťujeme v půdním roztoku, půdní pastě nebo ve vodním extraktu

potenciometrickým měřením. Výměnná kyselost je způsobena adsorbovanými ionty H^+ a Al_3^+ (Fe_3^+), které přecházejí do roztoku nebo extraktu výměnou za bazické kationty neutrálních solí z roztoku. Výměnná reakce se zpravidla vyznačuje nižšími hodnotami než aktivní reakce určená ve vodním výluhu. Výměnná reakce neprodělává během roku tak velké změny jako reakce aktivní, a proto je důležitějším a používanějším ukazatelem. Výměnná reakce se zjišťuje koncentrací H^+ iontů ve výluhu s roztokem neutrálních solí (např. KCl, $CaCl_2$).

Tab. č. 1 Dělení půd podle reakce (Šarapatka, 2014)

Reakce	Aktivní reakce <i>pH/H₂O</i>	Výměnná reakce <i>pH/KCl</i>
Silně kyselá	< 4,9	< 4,5
Kyselá	4,9 – 5,9	4,5 – 5,5
Slabě kyselá	5,9 – 6,9	5,5 – 6,5
Neutrální	6,9 – 7,2	6,5 – 7,2
Slabě alkalická	7,2 – 8,0	–
Alkalická	8,0 – 9,4	–
Silně alkalická	> 9,4	–

Hydrolytická acidita je nejmírnější formou půdní kyselosti, v půdním roztoku se projevuje při nevhodných chemických zákrocích (hnojení, chemická meliorace atd.). (Jandák et al., 2014)

Tab. č. 2 Hodnocení půdy podle hydrolytické acidity

<i>H_a</i> (mmol.kg⁻¹)	<i>Hodnocení H_a</i>
> 13,7	Velmi silná
13,7 – 9,2	Silná
9,2 – 6,3	Střední
6,3 – 2,9	Mírná
2,9 – 1,7	Slabá
< 1,7	Velmi slabá

2.4.2 Půdní koloidy

Výměna iontů mezi půdními částicemi a kořeny rostlin je spolu s fotosyntézou a respirací velmi důležitá pro život. Tyto výměny se uskutečňují na povrchu jemných nebo koloidních frakcí půdy a to jak v její anorganické složce (jílové minerály), tak organické (humus). Koloidní částice chrání prvky na sobě navázané před vyplavováním a přitom je postupně uvolňují pro potřebu rostlin. Mezi hlavní mechanismy sorpce můžeme zařadit mechanickou sorpci, fyzikální adsorpci, fyzikálně-chemickou sorpci, chemickou adsorpci a biologickou sorpci. Při mechanické sorpci jde o mechanické zadržení hrubě disperzních částic v jemnějších pórech půdy. Fyzikální adsorpce probíhá na rozhraní dvou fází (pevné a kapalné). Fyzikálně-chemická sorpce se týká výměny iontů na površích v ekvivalentním poměru. Při chemické adsorpci se vytváří buď málo rozpustné, nebo nerozpustné sloučeniny, které se mohou zadržovat v pórech. Biologická sorpce spočívá v přijímání prvků edafonem a vyššími rostlinami (zabudovávají si prvky do svých buněčných struktur a sloučenin). Prvky se vracejí zpět do koloběhu po odumření těchto organismů.

Pod označením koloidy rozumíme látky, které se vzhledem ke svému objemu vyznačují velkým povrchem. Jsou velmi malé, jejich velikost nepřesahuje 2 μm . Povrch koloidů může být od 10 m^2 na gram u jílu pouze s vnějším povrchem až po 800 m^2 na gram u jílu i s vnitřními povrchy. Koloidy můžeme dělit podle tvaru a rozměrů na izomerické (stejně rozměry jednotlivých stran, nejčastěji kulovité, např. huminové kyseliny) a anizomerické (nestejně rozměry stran, např. sekundární jílové minerály); podle vztahu k prostředí na hydrofilní (hydratovány molekulami vody, např. OH skupiny polysacharidů, COOH a NH_2 skupiny proteinů a huminových kyselin) a hydrofobní (obsahují málo hydrofilních skupin, ve vodě se nerozpouští, jílové minerály); podle disociace a chování při adsorpci na acidoidy (adsorbují kationty, v půdě převažují), bazoidy (adsorbují anionty, např. hydratované seskvioxydy) a amfolytoidy (při zvyšující se kyselosti se chovají jako bazoidy, v alkalickém prostředí spíše jako acidoidy). Koloidní vlastnosti v půdě vykazují sekundární jílové minerály, hydratované oxidy železa a hliníku, alofán a amorfní jíly a humus. (Šarapatka, 2014)

Jílové minerály vznikly přeměnou primárních minerálů, jejich zvětráváním. Výsledné sekundární minerály mají pozměněnou strukturu do stabilnější podoby. Vlastnosti jílových minerálů jsou odvozeny z chemického základu, geometrického uspořádání atomu a iontů a elektrických sil, které je drží pohromadě. (Klein, 1985)

Jílové částice jsou krystalické a jsou tvořeny jednotlivými vrstvami. Organizace vrstev se liší podle typu jílového minerálu, jejich kombinace a původ ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti jednotlivých minerálů. Základními stavebními jednotkami jílových minerálů jsou křemičité tetraedry a hlinité nebo hořečnaté oktaedry, tyto částice tvoří dva druhy vrstev: křemičité (z tetraedrů) a hlinité a/nebo hořečnaté (z oktaedrů). (Šarapatka, 2014; Schultz 1989)

Jílové minerály se dělí do tří skupin podle počtu a uspořádání vrstev tetraedrů a oktaedrů v základní struktuře. Tyto jsou dále rozděleny do pěti skupin, které se liší podle náboje. První ze skupin jsou jílové minerály 1:1 obsahující jednu vrstvu tetraedrů a jednu vrstvu oktaedrů v základní strukturní jednotce. Tento typ jílových minerálů je reprezentován skupinou kaolinitů. Vrstvy jsou spolu poutány van der Waalsovými vazbami, které jsou velmi silné, neumožňují roztahování vazeb a limitují reaktivní plochu na vnější povrch. (Schultz, 1989) Půdy s převahou jílových minerálů typu 1:1 se vyznačují nízkou adsorpční kapacitou pro kationty a nízkou úrodností. Druhou skupinou jsou minerály typu 2:1, kde jedna vrstva oktaedrů je z obou stran obklopena vrstvou tetraedrů. Tento typ je možné dále rozdělit na minerály s roztažitelnou mřížkou a z neroztažitelnou mřížkou. Do skupiny minerálů 2:1 s roztažitelnou mřížkou patří zástupci smektitu (vermikulit, montmorillonit – notronit, beidelit). Výměnné kationty vody jsou přitahovány mezi jednotlivé vrstvy a způsobují rozšiřování krystalové mřížky. U minerálu plně nasyceného vodou se velikost prostoru mezi vrstvami blíží 2 nm, zatímco v suchém stavu se prostor zmenší na méně než 1 nm. (Douglas, 1989) Z toho vyplývá, že plocha vnitřních povrchů převyšuje plochu těch vnějších. Montmorillonit vzniká hlavně při zvětrávání bazických hornin výlevných a sopečných skel. Vyskytuje se jako příměs ve spraších a slínech. Je důležitým jílovým minerálem našich půd. Notronit vzniká hlavně při zvětrávání železem bohatých vyvřelých a metamorfovaných hornin. Biedelit se vyskytuje hlavně ve spraších, jílech a slínech, často společně s montmorillonitem. U vermikulitu je stupeň roztažitelnosti krystalové mřížky menší než u montmorillonitu. Udává se však, že kationtová výměnná kapacita převyšuje další jílové minerály (včetně montmorillonitu) a to z důvodu vysoce negativního náboje. Vzniká hlavně při zvětrávání biotitu. Do skupiny jílových minerálů s neroztažitelnou mřížkou patří jílové slídy s hlavním zástupcem illitem. Hydratace, sorpce kationtů, roztažitelnost a smrštitelnost mřížky je mnohem menší než u smektitů. Vzniká při zvětrávání primárních hlinitokřemičitanů. Vyskytuje se zejména ve zvětralinách kyselějších hornin vyvřelých a metamorfovaných. Najít ho můžeme i ve slínech a spraších. Další skupinou jsou jílové minerály typu 2:1:1 (2:2), kam patří chlority. Izomorfni substituce bez mezivrstvy hydroxidu

vytváří čistě pozitivní náboj, který vyvažuje (zmírňuje) záporný náboj pramenící z vrstev 2:1 (jejich záporný náboj je menší než u smektitu nebo vermikulitu. U těchto minerálů není adsorpce vody (neobsahuje volný prostor mezi jednotlivými vrstvami), proto se chlority řadí mezi nerozpínavé minerály. V půdě se jílové minerály nacházejí většinou ve směsích jednotlivých minerálů a často vykazují vlastnosti mezi dvěma typy jílových minerálů. Takovými minerálům pak říkáme interstratifikované. K příkladům takových minerálů patří slída-vermikulit, slída-smektit, chlorit-vermikulit, kaolinit-smektit a další.

(Amonette & Zelazny, 1995; Amonette & Zelazny, 2000)

Hydratované oxidy železa a hliníku obvykle dominují v půdách tropických a subtropických oblastí, ale vyskytují se i v půdách oblastí mírných. K běžně se vyskytujícím oxidům patří gibbsid (hydratovaný oxid hliníku) a goethit (hydratovaný oxid železa), mohou mít definovanou krystalickou mřížku, některé jsou spíše amorfni, mají charakter amfolytoidů (se změnou pH mění svůj náboj). V půdách vytvářejí povlaky na jílových minerálech i na hrubších částicích.

Alofán je považován za nejvýznamnější amorfni koloidní materiál v půdě.

Jedná se o hlinitokřemičitan. Náboj alofánu a jeho sorpční schopnosti silně závisejí na reakci půdy, vytvářejí i organominerální komplexy s huminovými kyselinami.

Koloidní organizace humusu má určité podobnosti s jílovými minerály. Jeho micela se vyznačuje velkým nábojem a je obklopena množstvím kationtů (působí jako silný acidoid). Jeho velký vnitřní i vnější povrch umožňuje zadržovat značné množství kationtů i vody. Náboj je závislý na reakci půdy, v podmínkách kyselého prostředí není negativní náboj velký, s růstem pH negativní náboj vzrůstá. V neutrálním nebo alkalickém prostředí elektronegativita humusu značně převyšuje jílové minerály (v přepočtu na jednotku hmotnosti). (Šarapatka, 2014)

Tab. č. 3 Vlastnosti skupin jílových minerálů (Brady, 1990)

Skupina jílových minerálů	Typ jílového minerálu	Negativní náboj cmol.kg^{-1}	Plocha povrchu $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$	Rozestup vrstev nm
Kaolinit	1:1	2 - 5	10 – 30	0,7
Jemnozrnná slída	2:1	15 – 40	70 – 100	1,0
Smektit	2:1	80 – 120	600 – 800	1,0 – 2,0
Vermikulit	2:1	100 – 180	550 – 700	1,0 – 1,5
chlorit	2:1:1	15 - 40	70 - 100	1,4

Tab. č. 4 Orientační hodnoty KVK pro jednotlivé koloidní složky půdy (Šarapatka, 2014)

<i>KVK mmol.kg⁻¹</i>	
Montmorillonit	500 – 1700
Vermikulit	1000 – 1500
Huminové kyseliny	kolem 5000
Surový humus	800 – 1500
Kaolinit	30 – 200
Illit	100 – 700
Humus	2500 - 3000

2.4.3 Půdní sorpční komplex

Půdní sorpce je schopnost půdy poutat (sorbovat) rozličné sloučeniny nebo jejich části. Sorpční schopnost půd je spojena s vlastnostmi půdních koloidů, jež mají velký aktivní povrch a rovněž velkou povrchovou energii, a proto schopnost sorbovat kationty a anionty z půdního roztoku. Mezi půdním roztokem a koloidními částicemi dochází ke stálé ekvivalentní výměně iontů. Soubor půdních koloidů (minerálních i organických), jílových minerálů a výměnných iontů na ně vázaných tvoří organominerální sorpční komplex. Nejvýznamnější kationty sorpčního komplexu jsou Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} , Na^{+} , H^{+} a NH_4^{+} ; Ca a Mg jsou dvojmocné a K, Na jednomocné půdní báze.

Když mezi sorbovanými kationty převládají Ca^{+2} , Mg^{+2} ionty, označujeme takové půdy jako sorpčně nasycené dvojmocnými bázemi. Jde zpravidla o půdy s dobrými fyzikálními chemickými i biologickými vlastnostmi, tedy o půdy úrodné. Když mezi sorbovanými kationty převládají ionty Na^{+} , K^{+} , hovoříme o tom, že sorpční komplex je nasycený jednomocnými bázemi. Takové půdy mají zpravidla nepříznivé vlastnosti pro kulturní rostliny - jsou neúrodné. Když mezi sorbovanými kationty dominují H^{+} ionty, mluvíme o nenасыceném sorpčním komplexu. Půdy s takovým komplexem jsou vcelku méně úrodné než půdy nasycené dvojmocnými bázemi, ale úrodnější než půdy nasycené jednomocnými bázemi, především sodíkem.

Podle charakteru prostředí, v němž probíhá půdotvorný proces (hlavně podle pH, zásoby dvojmocných bází v substrátu) se vytváří složení a vlastnosti sorpčního komplexu. Podle druhu převládajících sorbovaných kationtů a podle typu koloidů můžeme rozlišit tři stavy

sorpčního komplexu. Komplex sorpčně nenasycený je charakteristický převahou sorbovaných iontů vodíku. Reakce půdy je v různém stupni kyselá, humus ve formě pohyblivých, kyselých sloučenin. Nedostatek dvojmocných kationtů podmiňuje vznik nestabilní, snadno rozrušitelné struktury. Komplex nasycený dvojmocnými kationty se vyznačuje převahou iontů vápníku a hořčíku, pH těchto půd se pohybuje kolem neutrální hodnoty, mají značnou pufrací schopnost, dobrou agregační schopnost a vodostálou strukturu. Humus je tvořen převážně v půdě nepohyblivými huminovými kyselinami a jejich vápenatými solemi. Komplex sorpčně nasycený jednomocnými kationty je charakterizován převahou sorbovaných jednomocných kationtů (zejména sodíku). Vznik tohoto druhu sorpčního komplexu je podmíněn výrazně alkalickým prostředím a zásobou rozpustných alkalických solí a výparem převládajícím nad srážkami. Půdy s tímto komplexem mají silně rozrušenou půdní strukturu.

K ukazatelům sorpčních vlastností půdy řadíme obsah výměnných bází, maximální sorpční kapacitu a stupeň sorpční nasycenosti.

Obsah výměnných bází S (absolutní nebo okamžitý obsah) je množství bází, které je právě sorpčním komplexem poutáno, jeho hodnoty se mění v průběhu roku se změnami vlhkosti půdy a hnojením.

T_M (KVK_M) - maximální výměnná sorpční kapacita (maximální kationová výměnná kapacita) - je to největší množství bází, které může poutat sorpční komplex, při pH > 7

T_E (KVK_E) – efektivní výměnná sorpční kapacita (efektivní kationová výměnná kapacita), při skutečném pH půdy. Hodnota se zvyšuje s rostoucím podílem humusových koloidů.

Tab. č. 5 Hodnocení půd podle výměnné sorpční kapacity

Hodnota T (mmol.0,1 kg⁻¹)	Výměnná sorpční kapacita
> 30	Velmi vysoká
30 – 25	Vysoká
25 – 18	Vyšší střední
18 – 13	Nižší střední
13 – 8	Nízká
< 8	Velmi nízká

Stupeň sorpční nasycenosti V je poměr okamžitého k maximálnímu obsahu výměnných bází, udává se v procentech. (Jandák et al., 2014)

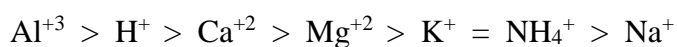
Tab. č. 6 Hodnocení půd podle stupně sorpčního nasycení (Jandák, et al., 2014)

<i>Hodnota V (%)</i>	<i>Nasycenost půdy</i>
100 – 90	Plně nasycená
90 – 75	Nasycená
75 – 50	Slabě nasycená
50 – 30	Nenasycená
< 30	Extrémně nenasycená

Důležitost půdních koloidů spočívá v jejich chemické a elektrolytické reaktivitě. Jejich elektricky nabitý povrch je schopný přitáhnout a vstřebat širokou škálu iontů a polárních molekul v půdě - důležité jsou tu živiny pro rostliny, ale také látky jako pesticidy a další různorodé organické molekuly. Tyto aktivity hluboce ovlivňují vlastnosti půdy a způsob, jak s ní hospodaříme.

Schopnost půdy poutat živiny vztahující se k počtu kationtů, které mohou být navázány k půdním koloidům. Tato hodnota, určena obsahem jílu, druhem jílu a obsahem humusu, je měřitelná pomocí kationtové výměnné kapacity (KVK), měřeno v milimolech na 100 g suché půdy (mmol/100g). Humus má mnohem vyšší KVK než jíly. Nicméně jíl obvykle dodává vyšší KVK do půdy než humus, protože ve většině půd je větší obsah jílu než humusu. Výjimkou jsou organosoly, které jsou tvořeny převážně organickou hmotou. Písčité půdy chudé na jíly také mohou získat velkou část výměnné kapacity z humusu, což vysvětluje proč je přidavek organické hmoty tak prospěšný pro písčité půdy.

Nejsilněji vázaným kationtem je hliník, následuje v sestupném pořadí:



Čím je větší koncentrace prvku v půdě, tím více je vázán na sorpčním komplexu. Když předpokládáme stejný obsah kationtu Ca a Na v půdě tak na sorpčním komplexu bude ve větší míře vázán Ca z důvodu silnějších vazebných sil. (Plaster, 2014)

2.5 Digestát

2.5.1 Vlastnosti digestátu

Digestát je fermentační zbytek po anaerobní digesti vstupních materiálů při výrobě bioplynu v bioplynové stanici (dále BPS). V některých případech je digestát následně mechanicky separován a vzniká tak pevná část (tzv. separát) a kapalná část (tzv. fugát). Všechny tři základní frakce (digestát, separát, fugát) jsou zpravidla využívány jako organické hnojivo. Kromě toho je fugát někdy vrácen zpět do výroby bioplynu. Separát může být použit i jako surovina pro výrobu hnojiv (komposty, sušené výrobky), či substrátů, alternativních paliv, jako stelivo, zkoumá se i možnost výroby biouhlu nebo použití separátu do kompozitních materiálů. Podle druhu zpracovaných materiálů se BPS dělí na zemědělské a ostatní (také nazývané odpadářské). Zemědělské BPS zpracovávají pouze statková hnojiva (keжда, hnůj, atd.) a krmiva (kukuřičná siláž, senáž, sláma, seno, atd.). Výstupem ze zemědělských BPS jsou zpravidla typové digestáty. Ostatní BPS využívají i jiné materiály než jsou povoleny pro použití v zemědělských BPS - mohou to být například kaly z čištění odpadních vod, masokostní moučky, gastroodpady, lihovarnické výpalky, lanolin, atd. Výstupem jsou vždy netypové digestáty.

Recyklace organických materiálů má zásadní roli v ochraně životního prostředí. Anaerobní digesce (fermentace) je důležitou metodou, jak snížit množství organických materiálů jejich využitím pro produkci (k výrobě) energie a tepla. Vedlejším produktem tohoto procesu je digestát. V závislosti na technologii produkce bioplynu může být digestát pevná nebo kapalná látka.

V procesu anaerobní digesce mohou být použity různé organické materiály. Mohou být použity samostatně nebo ve směsi zvířecí kejdy a stájového odpadu, odpadu z jatek, energetických plodin, krycích plodin a dalších polních zbytků, organického podílu pevného komunálního odpadu, kalů z čištění odpadních vod.

Digestát obsahuje vysoký podíl minerálního dusíku zejména ve formě amonné, která je přístupná pro rostliny. Mimo to obsahuje další makro- i mikroprvky potřebné pro růst rostlin. Proto může být digestát použit jako zdroj živin pro rostliny, zdá se být efektivním hnojivem pro polní plodiny. Na druhé straně organická frakce digestátu může přispívat k obratu (pohybu) půdní organické hmoty, ovlivňující biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půdy po přidání do půdy. (Makádi et al., 2012)

Digestát obsahuje jednomocné kationty, které mají negativní vliv na půdní stabilitu (odvozenou od interakce mezi částicemi). (Voelkner et al., 2015b)

Anaerobní rozklad organického substrátu na metan je soubor biochemických procesů, na kterých se podílí množství mikrobiálních populací. Jednotlivé procesy anaerobního rozkladu jsou spojené s jednotlivými substráty a specifickými produkty. Produkt jedné skupiny mikroorganismů se stává substrátem druhé skupiny, a proto nedostatečná aktivita jedné skupiny může způsobit porušení rovnováhy v celém systému a snížit účinnost procesu. V rámci procesu rozeznáváme čtyři soubory biochemických reakcí – hydrolýzy, acidogenéze, acetogenéze a metanogenéze.

V prvním stádiu rozkladu – hydrolýze - se rozkládají makromolekulární rozpuštěné i nerozpuštěné organické látky (polysacharidy, lipidy, proteiny) na nízkomolekulární látky rozpuštěné ve vodě pomocí extracelulárních hydrolytických enzymů, produkovaných hlavně fermentačními bakteriemi. Vznikající nízkomolekulární látky jsou na rozdíl od vysokomolekulárních látek schopné transportu dovnitř buňky. Produkty hydrolýzy se v průběhu acidogenéze dále rozkládají na jednoduché organické látky, zejména kyseliny, alkoholy, CO_2 a H_2 . Při nízkém parciálním tlaku vodíku jsou produkovány hlavně kyselina octová, CO_2 a H_2 , při vyšší koncentraci vodíku se tvoří vyšší kyseliny, kyselina mléčná, etanol, apod. V dalším stádiu – acetogenéze – probíhá oxidace těchto látek na vodík, oxid uhličitý a kyselinu octovou. Důležitou skupinou jsou syntrofní acetogenní mikroorganismy produkující vodík, protože rozkládají kyselinu propionovou, alkoholy a některé aromatické sloučeniny. Je potřebná součinnost těchto mikroorganismů s dalšími, které spotřebovávají vodík tvořený acetogenními mikroorganismy. Přebytek vodíku inhibuje činnost těchto mikroorganismů a tím i produkci metanogenních substrátů v systému. Kyselina octová se také tvoří acetogenní respirací CO_2 a H_2 homoacetogenními mikroorganismy. V posledním stádiu – metanogenéze – dochází k tvorbě metanu a oxidu uhličitého z dostupných metanogenních substrátů, což jsou některé jednoduhlíkaté látky (metanol, kyselina mravenčí, metylaminy, CO , CO_2 , H_2 a kyselina octová).

Vedlejším produktem anaerobní fermentace je fermentační zbytek. Technologií mokré fermentace za použití substrátu s celkovou sušinou až do 8 -12 % a podílem organických látek v sušině 65 až 85 % získáme digestát o celkové sušině 7 až 9 % a organické sušině 40 – 55 %. Dobře zapracovaný fermentor zabezpečuje 40 až 50 procentní rozklad organické hmoty (někdy ještě i víc), přičemž se rozkládají lehce rozložitelné organické látky (cukry, škrob, tuky) a zůstává stabilní část (např. ligninem inkrustovaná celulóza), která se v půdě těžko rozkládá. (Varga & Lošák, 2013)

Digestát z každé BPS je jedinečný a svými vlastnostmi neopakovatelný. Jeho složení je primárně ovlivněné množstvím a chemickým složením vstupních surovin, což jsou v případě zemědělských BPS především kukuřičné (či jiné) siláže a hospodářská hnojiva, nejčastěji kejda, či hnoje. Do BPS samozřejmě mohou vstupovat i jiné, různorodé složky (kaly z ČOV, vedlejší živočišné produkty, atd.), které se odrážejí na chemických vlastnostech digestátu - obsahu sušiny, organických látek, makroživin, mikroživin, rizikových látek, a pH (je alkalické). Alkalita digestátu (pH okolo 7,8) je způsobena vysokým podílem amonného dusíku, proto jsou digestáty přednostně vhodné na kyselé (až neutrální) půdy. Je možné konstatovat, že se při procesu digesce v bioplynové stanici mění fyzikální, senzorické, mikrobiologické a především agrochemické vlastnosti vstupních surovin.

Nejlabilnější frakce organické hmoty krmiv využila zvířata na svůj látkový metabolismus, mírně labilní frakce výkalů spotřebovala anaerobní digesce a do půdy při hnojení přináší digestát z velké části stabilní, těžce rozložitelnou organickou hmotu. Její stabilita je tím větší, čím dokonaleji BPS pracuje, čím vyšší je výtěžek bioplynu a hlubší degradace organické hmoty. V průběhu digesce klesá obsah organických látek a sušiny v průměru o 50 %! Tyto primárně organické látky slouží jako zdroj energie pro půdní mikrobiální společenstva, která je transformují v různě rychlém procesu mineralizace na rostlinám přístupné živiny a oxid uhličitý a jen malá část primární organické hmoty je transformovaná do humusových látek. Přítomnost a kvalita organických látek tedy významně ovlivňuje půdní úrodnost.

V současnosti převládá názor, že digestát je organické hnojivo, i přesto, že svým složením a vlastnostmi se blíží spíše minerálním (průmyslovým) hnojivům. Poměr C/N v digestátech je nižší než 10/1, což ho zařazuje mezi hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem, jako je např. kejda. Dusík se v digestátu nachází v organické i minerální formě, přičemž z dosavadních poznatků vyplývá, že se při digesci zvyšuje podíl agrochemicky cenného (a rostlinami okamžitě využitelného) amonného dusíku (N-NH_4^+) z dusíku celkového. Ostatní živiny jsou zpravidla zastoupené v přístupné formě pro rostliny. Situace se však může změnit při separaci digestátu, kdy tuhá složka (separát) vykazuje odlišné agrochemické složení oproti tekuté složce (fugátu). Jedná se především o vyšší obsah sušiny, organických látek, dusíku v organické formě a širší poměr C/N v separátu oproti fugátu. Separát se tak stává hnojivem s pomalu uvolnitelným dusíkem (C/N je širší než 10/1), jako je např. chlévský hnůj.

(Varga & Lošák, 2013)

Každá BPS produkuje digestát odlišného chemického složení, které je potřebné poznat na základě výsledků rozborů v akreditovaných laboratořích. Nevýhodou digestátu je nízký obsah lehce rozložitelných primárních organických látek, které je potřebné do půdy dodávat

z jiných zdrojů, především zaorávkou posklizňových zbytků, hnoje, kompostů a jednoznačně slámy. Na urychlení rozkladných procesů v půdě po aplikaci digestátů je vhodná kombinace s bakteriálními přípravky. Při společné aplikaci digestátu a bakteriálního preparátu Azoter brzy na jaře nebo při hnojení těžkých půd, slouží digestát jako startér při namnožení bakterií z přípravku Azoter, což vede k zlepšení biologických vlastností půd a obnově produktivity půd. (Varga & Lošák, 2013)

Hodnocení půdních chemických vlastností je důležitý aspekt, který je třeba brát v úvahu, jako změny buď půdního pH a nebo elektrické vodivosti, mohou ovlivnit dostupnost a příjem živin stejně jako biomasu, aktivitu a složení půdní mikrobiální komunity. (Gómez-Brandón et al., 2016)

2.5.2 Vliv digestátu na vlastnosti půd

V průběhu minulých pokusů provedených Vaneekhaute et al. (2015) byla nalezena významná korelace mezi Ca, Mg, a efektivitou použití P po aplikaci digestátu nebo jeho kapalné frakce. V důsledku toho může přeměna hnoje přes anaerobní ko-digestaci a následné využití digestátu na zemědělských půdách nabídnout řešení kontroly voděrozpustného P v půdách, mezitím dodat dostatečné množství P pro podporu růstu rostlin. Stejných výsledků bylo dosaženo v průběhu předchozích polních pokusů (Vaneekhaute et al., 2015). (Vaneekhaute et al., 2015)

Dvouletý pokus na půdě s vysokou pufrací kapacitou (vysoký obsah uhličitánů) prokázal užitečnost digestátu z procesu anaerobní kodigestace jako hnojiva. Byla hodnocena v polním pokusu s použitím dvou zahradnických plodin (meloun a květák), v průběhu dvou po sobě následujících vegetačních období. Účinky digestátu byly porovnány s tradičním organickým hnojivem (hnůj skotu) a konvenčním minerálním hnojivem. Přídavek digestátu do půdy upravuje zdroj dostupných živin (dusíku a fosforu) v krátkodobém horizontu a má pozitivní účinky na půdní biologické vlastnosti, jako je mikrobiální biomasa a aktivita enzymů, ve srovnání s nevylepšenou půdou. V důsledku aplikace digestátu do půdy byly získány výnosy letního melounu srovnatelné s minerálním hnojením. Zimní květák, pouze z části ošetřený minerálními hnojivy měl dobrou produkci. (Albuquerquea et al., 2012)

Dusík z digestátu je rychle a vysoce dostupný pro růst rostlin krátkodobě, ale také může být snadno ztracen spolu s pomalým tempem mikrobiálních procesů kvůli nízké teplotě, může snížit hnojivou kapacitu digestátu. To se zdá jako hlavní omezující faktor pro zimní květák,

kde digestát nebo chlévský hnůj, používaný jako základní hnojení nebyl dostačující k uspokojení poptávky dusíku během celého růstového cyklu.

Změny fyzikálně-chemických vlastností v půdě vyvolané digestátem měly tendenci klesat s časem, což vede k vzácnému reziduálnímu účinku. Digestát poskytuje značné množství amonného N, který se rychle nitrifikuje a tím je přímo k dispozici plodinám v krátké době. Kromě toho přidavek digestátu vedl ke zvýšenému množství dostupného P v půdě; proto by jeho agronomické použití mělo být založeno nejen na N, ale také na dodávání P.

Digestát zvyšuje půdní mikrobiální biomasu a aktivitu dehydrogenázy, alkalické fosfatázy α -glukosidázy, ačkoli tento efekt byl stále méně významný než u chlévského hnoje, který poskytuje větší množství organického uhlíku do půdy.

Digestát přidaný do půdy měl pozitivní vliv na výtěžek melounu, kultivovaného v létě, ale jen velmi malý vliv ve srovnání s minerálním hnojením na kvěťáku, kultivovaného v zimě. To může souviset se zimními podmínkami (déšť, jež zvyšuje vyplavování živin a nízká teplota zpomaluje mikrobiálně zprostředkované procesy jako nitrifikace) a vyšší poptávkou N spolu s delším vegetačním cyklem kvěťáku. Aplikace digestátu (frekvence a časování), musí být optimalizována tak, aby splňovala poptávku plodiny v průběhu celého cyklu, s ohledem na výše uvedené faktory. (Alburquerque et al., 2012)

V jiném pokusu používali monofermentativní (kukuřice, cukrová řepa) a kofermentativní digestát, jako kontrolu destilovanou vodu. Aplikovali digestát v dávce $30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ v disperzi jílu na kambické luvisoly a písčité podzoly infiltrace po dobu 10 dní, sledovali pH, KVK, obsah lehce uvolnitelných (dosažitelných) jílových minerálů v závislosti na hloubce. (Voelkner et al., 2015b)

U hlinité půdy digestát z cukrové řepy výrazně snížil pH (s hloubkou klesá), u ostatních digestátů došlo jen k mírnému snížení a s hloubkou mírně rostlo. U písčité půdy monofermentativní digestáty způsobily mírně vyšší pH oproti kontrole. Kofermentativní digestáty způsobily snížení oproti neošetřené variantě. U všech vzorků pH s hloubkou klesá.

U hlinitého kambického luvisolu (mírně kyselý), použití monofermentativního digestátu způsobilo zvýšení KVK oproti neošetřené kontrole, zatímco kofermentativní digestát způsobil pokles KVK pod hodnoty kontroly. Zlepšení KVK u monofermentativního digestátu bylo vyšší u povrchových vzorků a klesalo s narůstající hloubkou. Tento trend je méně výrazný u kofermentativních digestátů.

U písčitých podzolů je patrný stejnoměrný nárůst KVK po infiltraci všech digestátů, nejvýrazněji to lze pozorovat pro přírůstek u digestátu z cukrové řepy.

Monofermentativní digestát zvýšil obsah jednomocných iontů (Na, K) v hlinitém kambickém luvisolu, obsah dvojmocného Mg se zvýšil u všech druhů digestátu v porovnání s kontrolou. Obsah iontů dvojmocného Ca vzrostl po aplikaci digestátů z monofermentace. Digestáty z kofermentace měly nižší obsah Mg v porovnání s kontrolou. Poměr Ca/Na (jako ukazatel potenciální síly půdy) byl nižší ve srovnání s kontrolou. Poměr Ca/Na byl menší po aplikaci digestátů z monofermentace než z kofermentace. Obsah sodíku a vápníku v přírůstcích se přiblížil hodnotám kontroly v písčítých podzolech. Přídavek monofermentativního digestátu způsobil nejvyšší obsah jednomocných iontů sodíku a draslíku a obsah dvojmocného hořčíku se jen částečně zvýšil po aplikaci digestátu. (Voelkner et al., 2015b)

Po přidání digestátů výrazně vzrostla elektrická vodivost, to bylo pozorováno pro všechny digestáty u obou půd. U všech aplikací klesala EV s hloubkou. Obě neošetřené půdy se vyznačují kyselými podmínkami - pH písčité půdy (5,6) je o stupeň nižší než u hlinité půdy (6,6). Přídavek digestátu způsobil podstatnou změnu pH. Půdní pH po aplikaci digestátu klesalo v písčité půdě do druhé až třetí hloubky a zvyšovalo se do hloubky 5 cm. Přídavek digestátu v hlinité půdě ukázal nepatrný nárůst pH od povrchu do hloubky.

Změny pH po přidavku digestátu závisejí na typu půdy a fyzikálně-chemických vlastnostech půdy. Zatímco aplikace digestátu okyselilo pH v hlinité půdě, začínající s vyšší hodnotou pH, v kyselé písčité půdě po přidavku digestátu převýšilo neošetřenou kontrolní variantu. Tyto dva protichůdné procesy byly pravděpodobně způsobeny zásobou (přístupem) kyslíku a počátečním pH půdy a pH digestátu. Většina digestátů zvýšila pH písčité půdy protože pH digestátů bylo vyšší než to v povrchovém horizontu půdy. (Voelkner et al., 2015a)

Při pokusech na zavlažované pouštní půdě (18% jíl, 32% prach, 50% písek), 24% uhličitanu vápenatého s použitím zbytků kukuřičných otrub, digestátu, minerálních hnojiv NP a jejich kombinací bylo pozorováno, že všechna ošetření, zvláště otruby, zvýšila kationtovou výměnnou kapacitu, s výjimkou minerálních (umělých) hnojiv, a snížila pH půdy - to se snižovalo s rostoucím obsahem zbytků (otruby, digestát).

Současné výsledky ukazují, že přídavek zbytků otrub a zbytků z výroby bioplynu na vápnaté půdy v této studii zvyšuje půdní organickou hmotu, celkový N, P a K a přístupný N, P a K, aktivitu enzymů, ale snižuje objemovou hmotnost a pH v porovnání s nehnojenou kontrolou.

Aplikace zbytků otrub zvyšuje půdní organickou hmotu, celkový a přístupný fosfor, přístupný draslík a kationtovou výměnnou kapacitu, ale snižuje pH a objemovou hmotnost v porovnání se zbytky z výroby bioplynu. (Zhao et al., 2015)

Při ošetřování půdy s malým obsahem půdní organické hmoty, vysokým obsahem uhličitanu vápenatého a vysokým pH aplikací tekutého extraktu zbytků z výroby bioplynu (fugát) bylo

zjištěno, že pH půdy ošetřené fugátem bylo nižší než u půdy ošetřené anorganickým hnojivem. Fugát může snížit pH půdy díky nitrifikaci a mikrobiální produkci oxidu uhličitého v půdě a v okolí kořenového systému. (Al- Juhaimi et al., 2014)

Hlinitá půda citlivěji reaguje na disperzní činidla obsažená v digestátu a vykazuje vyšší procento volně přístupných jílu ve srovnání s písčítým podzolem.

Obsah volně přístupných jílu sleduje trend celkového obsahu jílu v půdě a ukazuje se jako vhodný indikátor stanovení náchylnosti půd s různou texturou k rozptýlu.

Digestáty obsahují značné množství jednomocných solí a z nich zejména sodík přispívá k rozplavení (rozptýlení) půdních částic. Důvodem pro toto je interakce mezi částicemi zahrnující obojí, odpor i přitažlivost.

Na základě výsledků jsme schopni propojit disperzní dopad na půdy především s digestáty z monofermentace, protože dodávají více jednomocných kationtů do půdy, jak bylo potvrzeno KVK.

Hlinitá půda má tendenci k okyselení po aplikaci digestátu, zatímco písčítá vykazuje zvyšování pH po aplikaci digestátu. Kyselější podmínky mají sklon snižovat disperzní efekt, zatímco alkaličtější podmínky mají za následek větší obsah volně přístupných jílu. To způsobilo změnu okrajového náboje jílových částic půdy.

Ve vlhkých podmínkách půdy vykazují menší stabilitu pro většinu přísadků a sklon k rozplavení ve vodě. Vysušení dřívě rozplavených jílových minerálů vede k mechanicky stabilnější půdě a menší obsah volně přístupných jílu po znovu zvlhčení. (Voelkner et al., 2015b)

Při porovnávání aplikace digestátu (vzniklého anaerobní fermentací kejdy), kejdy (digescí nezpracované), anorganického dusíku (dusičnan amonný) a NPK kombinovaného hnojiva na stanoviště travní a jetelotravní směsi pěstované ve dvou půdách zjistili, že výnos plodiny byl stejný nebo se zvýšil s aplikací digestátu a analýza půdního roztoku ukázala, že byly menší potenciální ztráty živin vyluhováním. Nahrazení anorganických hnojiv digestátem proto může udržet produkci travních porostů, ale s menším dopadem na životní prostředí. (Walsh et al., 2012)

Z environmentálního hlediska hospodaření se statkovými hnojivy s produkcí bioplynu se předpokládá potenciální snížení produkce skleníkových plynů. Ze zemědělského hlediska zbytky z produkce bioplynu budou jako potenciální hnojivo. Při správném použití budou ztráty živin (např. plynný dusík) menší než u digescí nezpracované hmoty, a důkazy naznačují, že i půdní organický C netrpí sníženým vstupem C, alespoň ve srovnání s minerálním hnojením. Celkově, při pohledu na všechny klady a zápory, anaerobní digestát

ze zemědělských zbytků může být považován za ekologický. Na úrovni zemědělských podniků, považujeme anaerobní digestát za lepší způsob hnojení než jakýkoli jiný způsob úpravy založený na hnoji. (Insam et al., 2015)

V krátkodobém horizontu se projevují pozitivní (zvyšující se hodnoty pH) i negativní (zvýšení obsahu sodíku) změny půdních vlastností. (Makádi et al., 2007)

Koloběhy dusíku a uhlíku jsou těsně spjaty se systémem organického hospodaření. Použití zbytků z bioplynové digesce může snížit ztráty dusíku a vést k vyšší produktivitě. Nicméně digesce je spojena s vysokými ztrátami organického uhlíku. (Möller, 2009)

Mimo tyto příznivé účinky digestátu, existuje mnoho nových výzkumů na využití digestátu jako tuhého paliva nebo pro zpětné použití v procesu produkce metanu. (Makádi et al., 2012)

Při řízeném nádobovém experimentu s použitím černozemě, což je půda hlinitá (2,18% jílu, 71,8% prachu, 26,03% píseku) aplikace digestátu podstatně vylepšila všechny sledované půdní chemické vlastnosti – elektrickou vodivost, celkový rozpustný uhlík, celkový organický uhlík, ve vodě rozpustný organický uhlík, sacharidy, celkový dusík a obsah dusičnanového dusíku – zatímco obsah amonného dusíku vzrostl pouze ve vzorku odebraném po 60 dnech. Mikrobiální biomasa a určení struktury komunit ukázalo, že aplikace digestátu je upřednostňována mikroorganismy pro vyšší obsah snadno rozložitelných materiálů. Digestát může být považován za vhodný organický přídatek, a to kvůli vysokému zlepšení kvality půdy po jeho aplikaci. (García-Sanchez et al., 2015)

Při polním pokusu na kyselé půdě bylo hodnoceno použití hnoje a digestátu v kombinaci s dřevěným popelem. Plochy s přídatkem digestátu z výroby bioplynu měly vyšší elektrickou vodivost a celkový dusík, také se zvýšil obsah draslíku. Vyšší výnos píce a nižší podíl luštěnin byl pozorován v půdách ošetřených kalem z výroby bioplynu. (Bougnom et al., 2012)

Čtyři roky trvalý výzkum na pokusných plodinách při osevním postupu pouze z ječmene a ovsu, kdy byly porovnávány výnosy z půd hnojených kompostem z domácího odpadu, digestátem z domácího odpadu, kejdou prasat, kravským hnojem a minerálním hnojivem. Zbytky z výroby bioplynu zvýšily substrátem vyvolané dýchání (SIR), a v porovnání s neošetřenou kontrolou přídatek digestátu stejně jako kompostu vedl k vyššímu poměru aktivních mikroorganismů. Kromě toho digestát zvyšuje míru potenciální oxidace čpavku (PAO), schopnost mineralizace dusíku stejně jako míra specifické růstové konstanty denitrifikačních bakterií. (Odlare et al., 2007)

Analýzy výsledků testů na digestátu ze zelené odpadní hmoty, kukuřičné siláže, drtě z cukrové řepy, výpalků a syrovátky, který měl hodnotu pH 8,73, ukázaly zvýšení půdního pH z 7,56 na 7,63. Malé zvýšení půdní reakce nemá zvláštní význam, protože se stále jedná

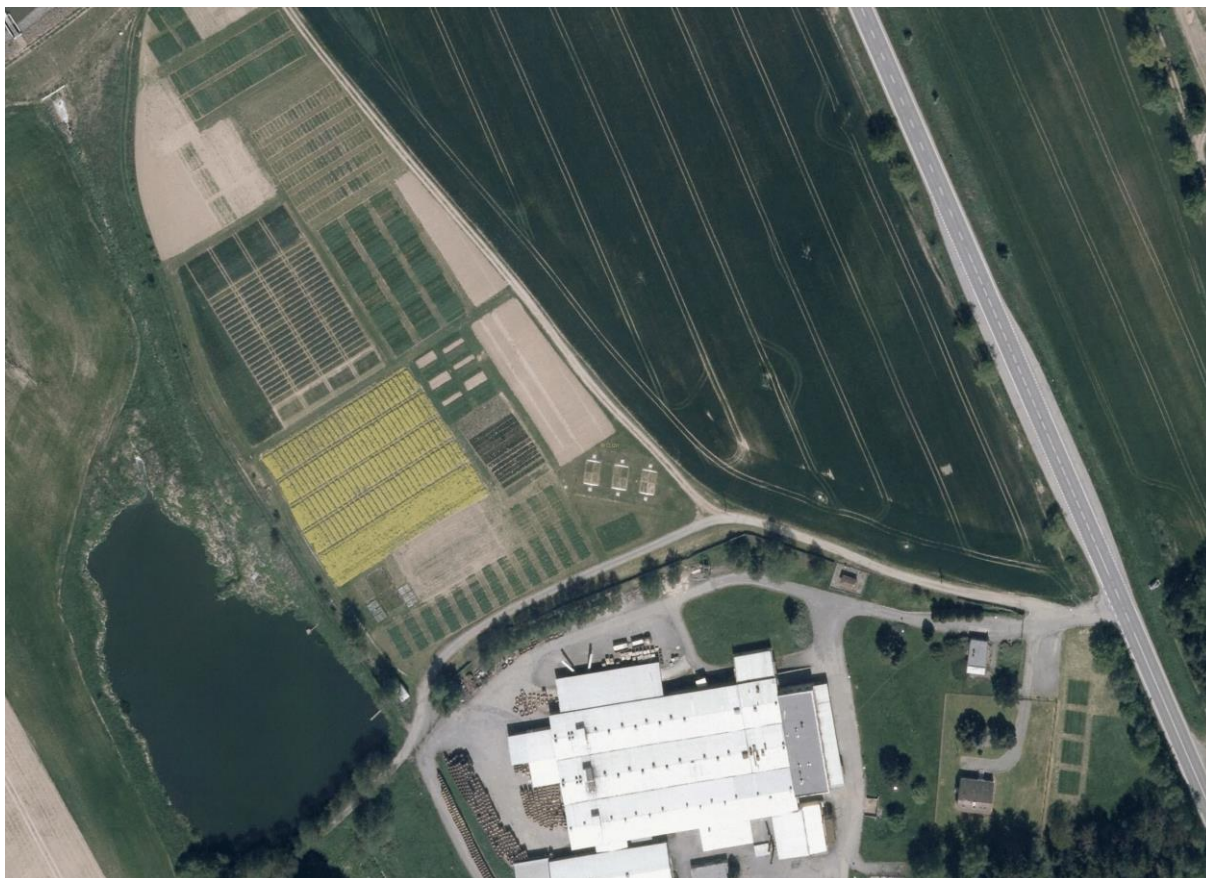
o základní reakci, která je příznivá pro dobrý vývoj rostlin. Byl pozorován i nárůst obsahu vybraných prvků (makroelementů). Obsah fosforu vzrostl o 5,9 mg na 100 g půdy, draslík o 9,2 mg na 100 g půdy a hořčík o 0,4 mg na 100g půdy. (Koszel & Lorencowicz, 2015)

3 Materiál a metodika

3.1 Popis stanoviště

Výzkumná pícninářská stanice Agronomické fakulty Mendelovy univerzity se nachází v regionu Českomoravské vrchoviny asi 6 km jižně od Žďáru nad Sázavou, na jižní hranici CHKO Žďárské vrchy u řeky Oslavy, na katastrálním území obce Vatín v nadmořské výšce asi 540 m. GPS souřadnice: 49°31'04.57"N, 15°58'14.47"E.

Pozemky náleží do bramborářské výrobní oblasti. Průměrná roční teplota pro danou oblast je 6,9 °C, ve vegetačním období 12,2 °C. Průměrný roční úhrn srážek ve Vatíně dosahuje 617 mm, ve vegetačním období 440 mm (třicetiletý průměr 1970 – 2000).



Obr. č. 1 Výzkumná pícninářská stanice Vatín

3.2 Popis půdního profilu



Obr. č. 2 Struktura půdy kambizem Vatín



Popis půdního profilu, Výzkumná stanice Vatín

0 – (23-26) cm, Ap, humózní orniční horizont, barva šedohnědá, 10YR5/3, drobtová, středně vyvinutá struktura, písčitohlinitá, 2 až 7 % silně zvětralého skeletu, vlhká, neplastická, silné prokořenění do 14 cm, hlouběji střední, četné chodby žížal, přechod ostrý, nerovný;

(23-26) – (44-62) cm, Bv, kambický horizont, barva šedohnědá, od 36 cm s odstínem rezavé, 10YR6/4 až 7,5YR5/4, bez zřetelné struktury, hlinitopísčité, 1 až 15 % silně zvětralého skeletu, vlhká, neplastická, ojediněle chodby žížal, přechod zřetelný šikmý;

(44-62) – 82 cm, BC, přechodný horizont, barva šedohnědá s odstínem rezavé, 7,5YR5/4 až 7,5YR7/6, bez zřetelné struktury, hlinitopísčité, 3 až 20 % silně zvětralého skeletu, vlhká, neplastická, přechod pozvolný;

hlouběji 82 cm, Cr, eluvium biotiticko-muskovitické ortoruly, více než 50 % skletu

Obr. č. 3 Půdní profil kambizem Vatín

3.3 Popis polního pokusu

Pokus byl založený v roce 2014 ve výzkumné pícninářské stanici ve Vatíně u Žďáru nad Sázavou. První vzorky byly odebrány dne 11. 3. 2014 před založením polního pokusu.

Poté byl pozemek rozdělen na políčka, kde byly založeny jednotlivé varianty vegetačního pokryvu a následně hnojeno třemi variantami hnojení. Vegetační pokryv byl založen ve variantách trvalý travní porost (TTP), monokultura kukuřice a Norfolský osevní postup. Jako varianty hnojení bylo hnojení digestátem, minerálními hnojivy a chlévským hnojem. Rozmístění jednotlivých variant je patrné z nákresu, kde první písmeno označuje variantu vegetačního pokryvu a druhé variantu hnojení.



Obr. č. 4 Umístění pokusu ve výzkumné pícninářské stanici ve Vatíně

Obec Vatín

KD		
KH		KM
OM		OH
TD		OD
TH		TM
KM		KH
KD		OD
OH		OM
TM		TH
TD		KD
KH		KM
OM		OH
OD		TD
TH		TM

Bramborárna

Varianty vegetace

- T Trvalý travní porost
- O Norfolkský osevní postup
- K Monokultura kukuřice

Varianty hnojení

- D Digestát
- M Minerální hnojivo
- H Hnůj

Obr. č. 5 Schéma rozložení variant pokusu



Obr. č. 6 Polní pokus po založení

Plná dávka hnojiva byla přepočítána na množství 150 kg N/ha. Obsah P a K se dopočítával podle hnojiva s jejich největším obsahem. Takže obsah těchto živin je u všech variant hnojení stejný. Digestát a minerální hnojivo (NPK) se u TTP a kukuřice aplikovalo v dělené dávce 80 kg N/ha před vegetačním obdobím a 70 kg N/ha v červnu. U osevního postupu byl digestát i NPK aplikován v plné dávce na jaře, jen v roce 2016, kdy byla pěstovaná plodina s podsevem jetele, nebyl osevni postup hnojen vůbec, předpokládá se dostatek N, protože jetel je schopný vázat a ostatním rostlinám zpřístupňovat vzdušný dusík. Hnůj byl zapracován do půdy jednorázově při podzimním zpracování půdy. Digestát se aplikoval u osevního postupu a kukuřice na jaře do rýh, v červnu na povrch půdy; u TTP byl pouze rozlit na povrch. Minerální hnojivo bylo aplikováno rozhozem po povrchu půdy.

Porušené vzorky, které pro svoji bakalářskou práci zpracovávám, byly odebrány v roce 2016 na jaře (30. 3. 2016) a na podzim (u monokultury kukuřice a TTP 13. 10. 2016, u osevního postupu 13. 9. 2016), z hloubek 0 - 10 cm a 10 - 20 cm. Kontrolní vzorky byly odebrány před zahájením polního pokusu. U těchto vzorků stanovuji hodnoty potřebné ke zjištění sorpčního nasycení podle Kappena.

3.4 Laboratorní stanovení

Z vysušených sypkých vzorků jsem si připravila jemnozem – frakce půdy, která projde přes síto s velikostí ok 2 mm. V laboratoři jsem stanovila hodnotu hydrolytické acidity H_a a hodnoty S podle Kappena, poté jsem dopočítala hodnoty T a V .

3.4.1 Stanovení hydrolytické acidity podle Kappena (1929)

Princip metody: Na vzorek zeminy se působí roztokem octanu sodného a uvolněná kyselina octová se titruje roztokem hydroxidu sodného.

Činidla: Octan sodný $C_{(CH_3COONa)} = 1 \text{ mol.l}^{-1}$

Hydroxid sodný $C_{(NaOH)} = 0,1 \text{ mol.l}^{-1}$

Fenolftalein

Pracovní postup: Plastové láhve s uzávěrem o objemu $0,25 \text{ dm}^3$ se vypláchnou destilovanou vodou. Do nich se naváží 20 g jemnozeme a přidá se 50 cm^3 octanu sodného o koncentraci 1 mol.l^{-1} . Láhev se uzavře a třepe se minimálně 1 hod. Vzniklá směs se filtruje a z čirého roztoku se odpipetuje 20 cm^3 do titrační (Erlenmeyerovy) baňky. Přidají se 2 – 3 kapky

fenolftaleinu. Titruje se roztokem hydroxidu sodného o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$ do slabě růžového zbarvení, které je stabilní po dobu 1 minuty.

Od každého vzorku jsem provedla dvě opakování, aby se provedeným průměrem zmenšily možné chyby.



Obr. č. 7 Zbarvení vzorků po provedené titraci

Hydrolytická acidita se vyjadřuje jako H^+ v mmol.kg^{-1} zeminy a vypočítá se:

$$H_a = \frac{a \cdot C_{(\text{NaOH})} \cdot 1000 \cdot K}{g} \quad (\text{mmol.kg}^{-1}),$$

kde: a - spotřeba cm^3 hydroxidu sodného při titraci

$C_{(\text{NaOH})}$ - $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$

g – navážka zeminy v gramech (20)

k – koeficient ke korekci neúplného působení octanu na zeminu – 1,75
pro octan sodný

1000 – přepočet na kg zeminy

3.4.2 Stanovení hodnot S, T a V podle Kappena (1929)

Princip metody: bazické kationty vytěsníme nadbytkem HCl. Spotřebovaná HCl, odpovídající hodnotě S, se stanoví titrací louhem sodným.

Činidla: Kyselina chlorovodíková $C_{\text{(HCl)}} = 0,1 \text{ mol.l}^{-1}$

Hydroxid sodný $C_{\text{(NaOH)}} 0,1 \text{ mol.l}^{-1}$

Fenolftalein

Pracovní postup: Do plastových lahví o objemu $0,25 \text{ dm}^3$ se naváží 10 g jemnozeme, pipetou se přidá přesně 100 cm^3 HCl o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$ a třepe se minimálně 1 hodinu. Vzniklá suspenze se zfiltruje a do Erlenmeyerovy baňky se odpipetuje 50 cm^3 filtrátu. Takto připravené baňky necháme na vařiči 2 minuty převařit pro odstranění případného CO_2 (aby jeho přítomností nedošlo ke zkreslení výsledků) a horký filtrát titrujeme NaOH na 3 kapky fenolftaleinu do slabě růžového zbarvení, které se udrží po dobu 1 minuty.

Pro každou várku vzorků jsem prováděla titrace slepých vzorků (jejich výsledky jsou potřeba pro výpočet). Erlenmeyerovy baňky s 50 cm^3 $0,1$ molární HCl se převaří po dobu 2 minut a ještě teplé se titrují $0,1$ molárním roztokem hydroxidu sodného na 3 kapky fenolftaleinu.

Pro každý vzorek jsem prováděla dvě opakování k redukci chyb způsobených lidským faktorem při titracích.



Obr. č. 8 Filtrace vzorků



Obr. č. 9 Převaření vzorků

Výpočet hodnoty S :

$$S = \frac{c \cdot (a_0 - b) \cdot 1000}{g} \quad (\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1})$$

kde: c - koncentrace obou roztoků, tedy 0,1

a_0 - počet cm^3 NaOH spotřebovaného při slepé titraci 50 ml HCl

b - počet cm^3 NaOH spotřebovaného při titraci

g - odpovídající hmotnost navážky v g, tedy 5

Výpočet hodnoty T :

$$T = S + Ha \cdot 0,65 \quad (\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1})$$

Výpočet hodnoty stupně nasycení V :

$$V = \frac{S}{T} \cdot 100 \quad (\%)$$

4 Výsledky a diskuze

Nejdříve předkládám charakteristiky sorpčního komplexu zjištěné v laboratoři a další dopočítané charakteristiky, poté výsledky získané ze statistického zpracování dat.

Tab. č. 7 Parametry sorpčního komplexu pokusné plochy před založením polního pokusu

<i>Odběr</i>	<i>Vzorek</i>	<i>H_a</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>S</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>T</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>V %</i>
<i>Původní</i>	21	50,75	70,67	103,65	68,18
		56,00	64,67	101,07	63,98
	12	55,13	70,67	106,50	66,35
		59,50	73,67	112,34	65,57
	14	77,00	46,67	96,72	48,25
		74,38	50,67	99,01	51,17
	22	53,38	80,67	115,36	69,93
		49,88	81,67	114,09	71,58
	24	55,13	62,67	98,50	63,62
		54,25	68,67	103,93	66,07

Test homogenity rozptylu byl testován metodou Cochran, Hartley, Bartlett.

Pokud byl výsledek testu kladný, následoval Tukeyův HSD test, pokud byl záporný, následoval Kruskal-Wallisův test **KW** (neparametrická statistika).

Nejprve byl hodnocen soubor dat z obou hloubek, poté odděleně z hloubky 5 cm a z hloubky 15 cm.

Tab. č. 8 Výsledné hodnoty vzorků z jarního odběru

<i>Odběr</i>	<i>Vzorek</i>	<i>H_a</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>S</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>T</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>V %</i>
<i>Jaro 2016</i>	KD5	43,75	72,67	101,10	71,87
		42,00	68,67	95,97	71,55
	KD15	50,75	63,67	96,65	65,87
		54,25	62,67	97,93	63,99
	KH5	48,13	53,67	84,95	63,18
		49,00	52,67	84,52	62,32
	KH15	49,88	51,67	84,09	61,45
		50,75	50,67	83,65	60,57
	KM5	34,13	63,67	85,85	74,16
		41,13	65,67	92,40	71,07
	KM15	42,00	73,67	100,97	72,96
		48,13	66,67	97,95	68,06
	OD5	48,13	73,67	104,95	70,19
		42,00	68,67	95,97	71,55
	OD15	46,38	69,67	99,81	69,80
		46,38	68,67	98,81	69,49
	OH5	47,25	74,67	105,38	70,86
		48,56	71,67	103,23	69,42
	OH15	48,13	71,0	102,28	69,42
		56,88	69,0	105,97	65,11
	OM5	61,25	55,0	94,81	58,01
		60,38	55,0	94,24	58,36
	OM15	45,50	69,0	98,58	70,0
		51,63	67,0	100,56	66,63
	TD5	38,50	87,0	112,03	77,66
		42,00	87,0	114,3	76,12
	TD15	57,75	51,0	88,54	57,60
		60,38	47,0	86,24	54,50
	TH5	47,25	82,0	112,71	72,75
		45,50	79,0	108,58	72,76
	TH15	59,50	75,0	113,68	65,98
		49,88	68,0	100,42	67,72
TM5	61,25	64,0	103,81	61,65	
	63,88	59,0	100,52	58,70	
TM15	68,25	62,0	106,36	58,29	
	67,38	67,0	110,79	60,47	

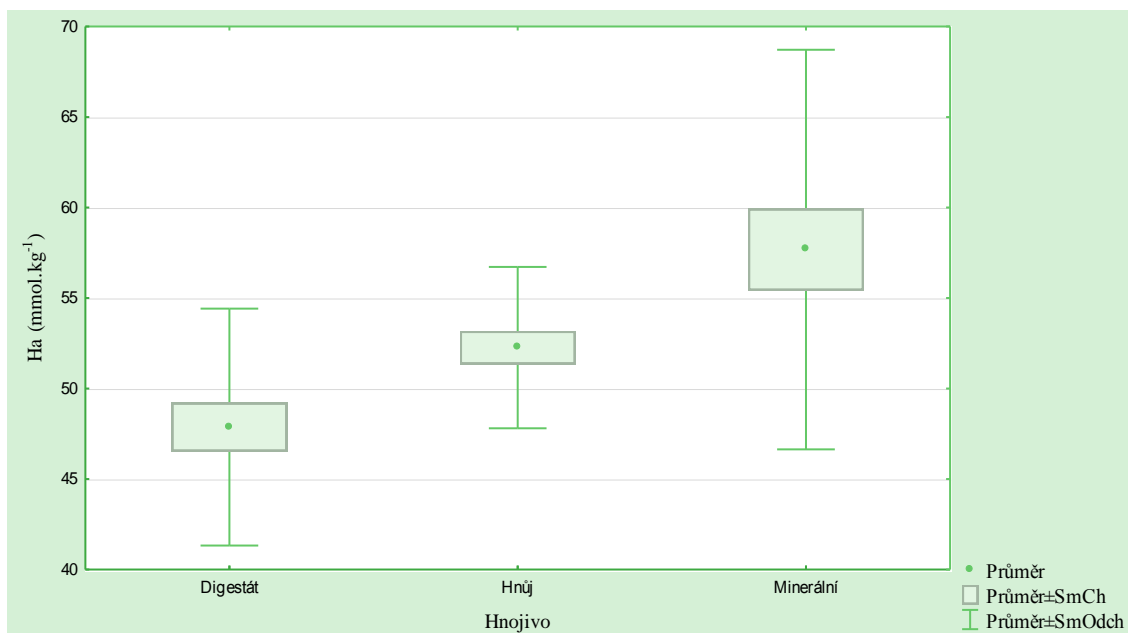
Tab. č. 9 Výsledné hodnoty vzorků z podzimního odběru

<i>Odběr</i>	<i>Vzorek</i>	<i>H_a</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>S</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>T</i> <i>mmol.kg⁻¹</i>	<i>V %</i>
Podzim 2016	KD5	47,25	95,3	126,05	75,63
		45,50	91,3	120,91	75,54
	KD15	51,63	71,3	104,89	68,01
		53,38	69,3	104,03	66,65
	KH5	52,50	76,3	110,46	69,11
		53,38	62,3	97,03	64,24
	KH15	50,75	59,3	92,32	64,27
		56,88	59,3	96,30	61,61
	KM5	46,38	72,3	102,48	70,58
		48,13	70,3	101,61	69,22
	KM15	50,75	61,3	94,32	65,03
		55,13	59,3	95,16	62,35
	OD5	48,13	73,3	104,61	70,10
		51,63	73,3	106,89	68,61
	OD15	55,13	68,3	104,16	65,60
		55,13	69,3	105,16	65,93
	OH5	49,00	73,3	105,18	69,72
		55,13	61,3	97,16	63,12
	OH15	57,75	54,5	92,04	59,21
		57,75	52,5	90,04	58,31
	OM5	66,50	48,5	91,72	52,88
		70,44	46,5	92,28	50,39
	OM15	61,25	50,5	90,31	55,92
		59,50	48,5	87,18	55,64
	TD5	50,75	60,5	93,49	64,71
		46,38	74,5	104,64	71,19
	TD15	35,00	144,5	167,25	86,40
		36,75	156,5	180,39	86,76
	TH5	51,19	84,5	117,77	71,75
		50,31	79,5	112,20	70,85
	TH15	60,38	59,5	98,74	60,26
		58,63	60,5	98,61	61,36
TM5	71,75	52,5	99,14	52,96	
	70,88	53,5	99,57	53,73	
TM15	69,56	48,5	93,72	51,75	
	69,13	48,5	93,43	51,91	

4.1 Hydrolytická acidita (obsah výměnných iontů)

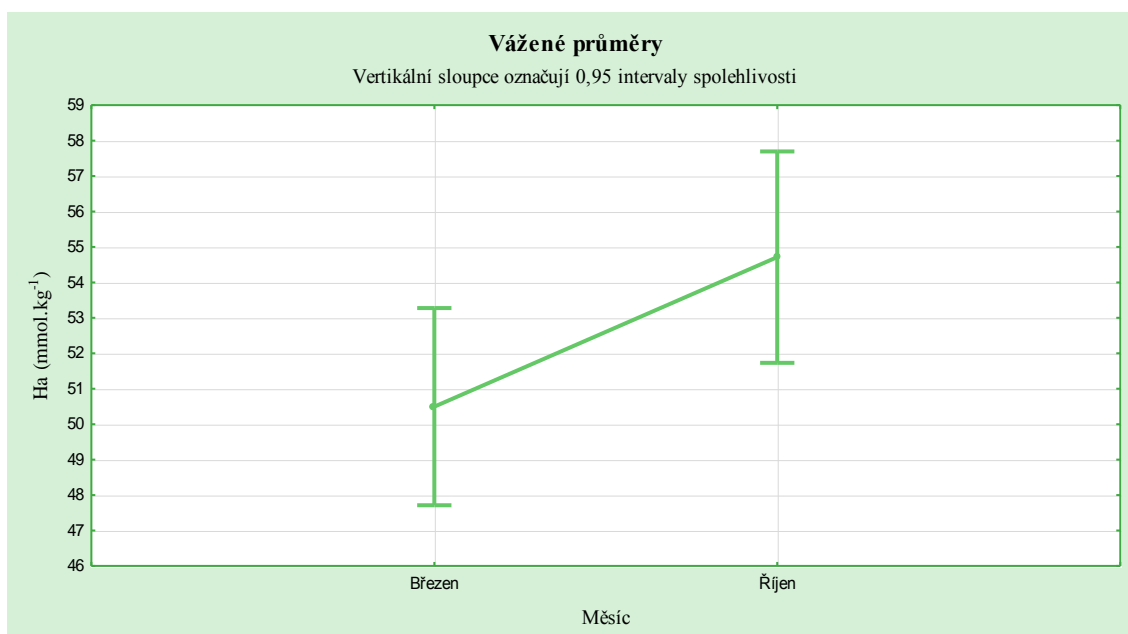
4.1.1 Obě hloubky

Vliv hnojiva: Digestát 47,87 mmol.kg⁻¹, hnůj 52,26 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 57,68 mmol.kg⁻¹, vysoce průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení (p=0,0012). KW



Obr. č. 10 Vliv hnojiva na H_a pro obě hloubky

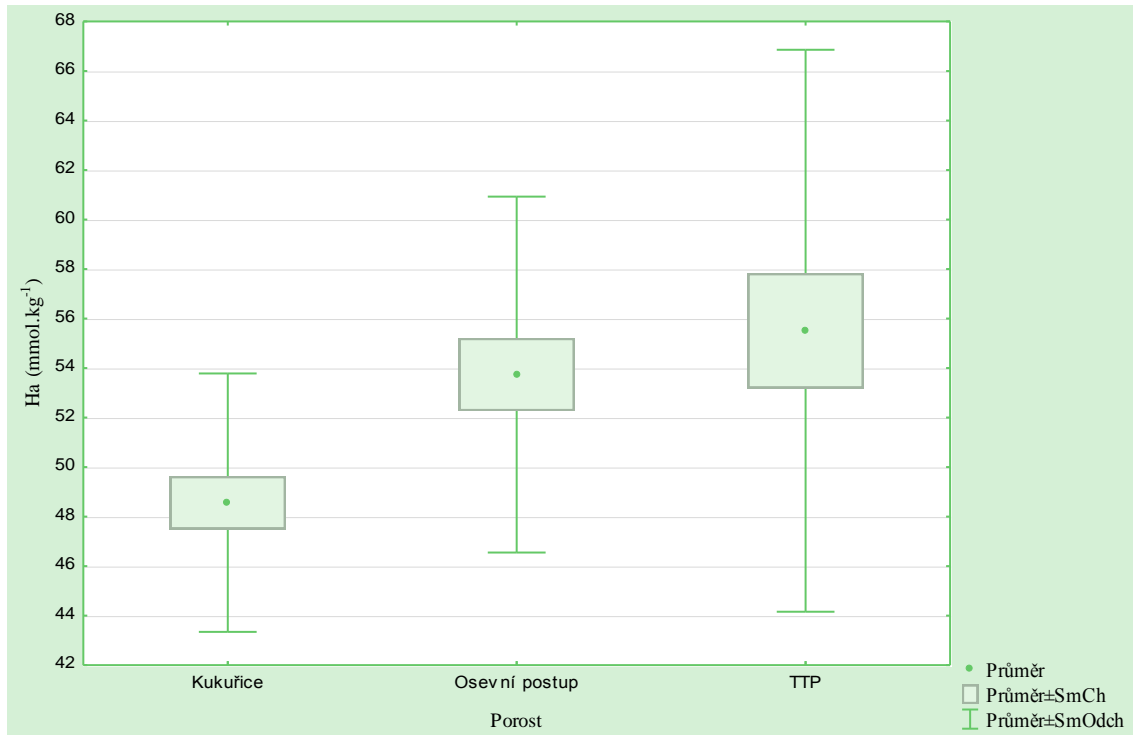
Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 50,50 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 54,71 mmol.kg⁻¹, průkazný rozdíl (p=0,0395).



Obr. č. 11 Vliv data odběru na H_a pro obě hloubky

Vliv hloubky odběru vzorků: Hloubka odběru vzorku 0 – 10 cm, 51,09 mmol.kg⁻¹, z hloubky 10 – 20 cm, 54,12 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl.

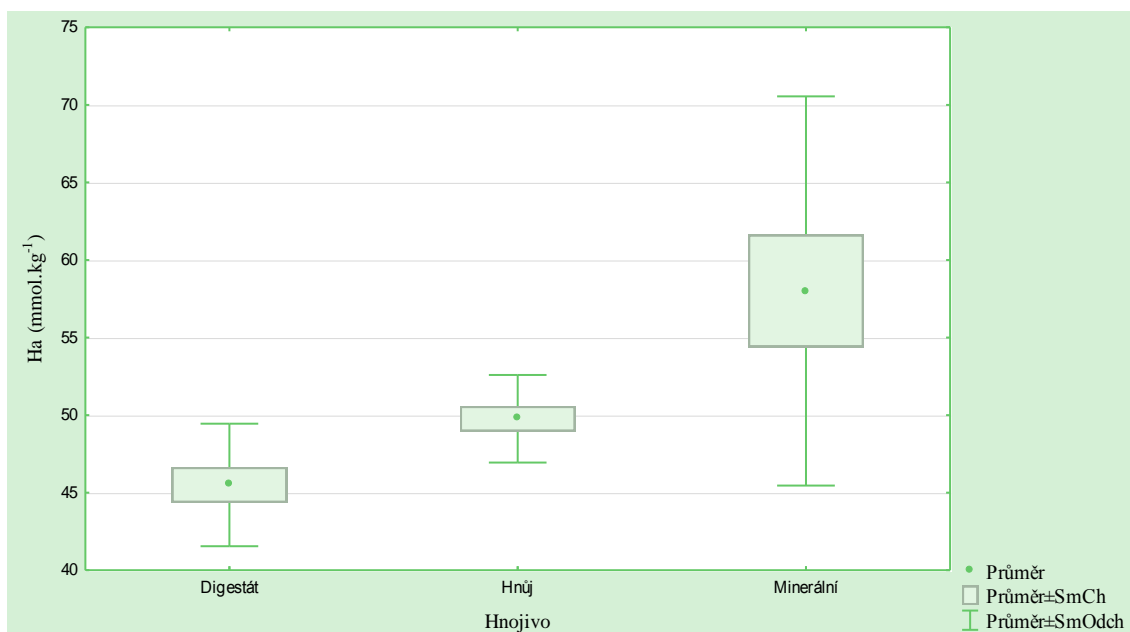
Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 48,56 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 53,75 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 55,51 mmol.kg⁻¹, průkazný rozdíl mezi kukuřicí a trvalým travním porostem ($p=0,0384$) **KW**



Obr. č. 12 Vliv porostu na H_a pro obě hloubky

4.1.2 V hloubce 0 – 10 cm

Vliv hnojiva: Digestát 45,50 mmol.kg⁻¹, hnůj 49,77 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 58,01 mmol.kg⁻¹, vysoce průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení ($p=0,0085$), **KW**



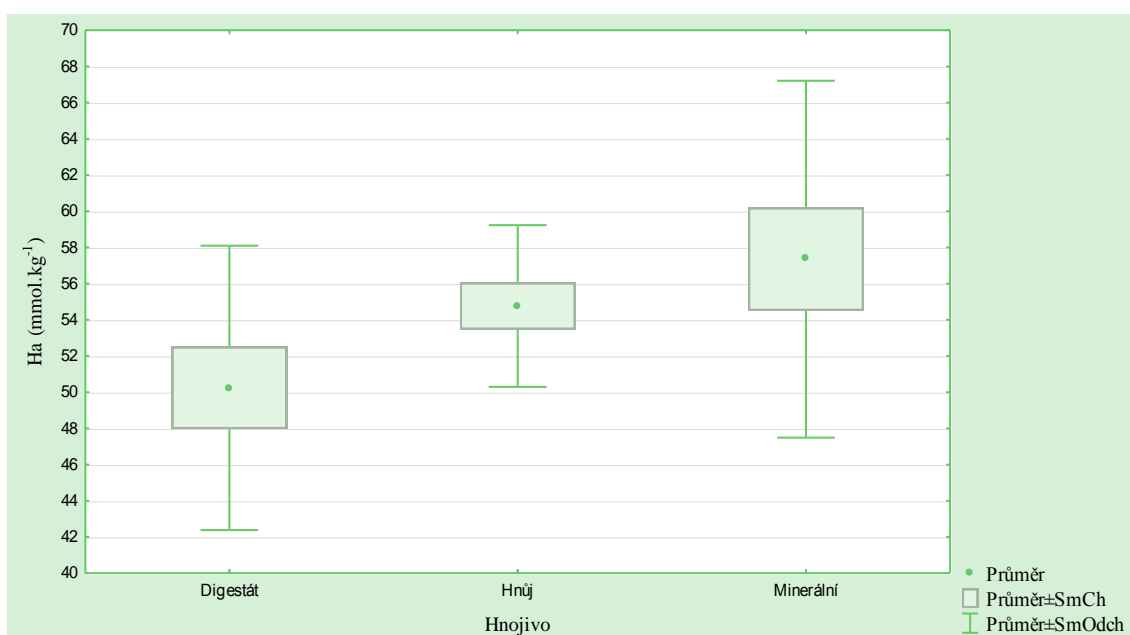
Obr. č. 13 Vliv hnojiva na H_a v hloubce 0 – 10 cm

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 48,00 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 54,18 mmol.kg⁻¹, průkazný rozdíl ($p=0,0423$).

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 45,94 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 54,03 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 53,30 mmol.kg⁻¹, neprůkazné rozdíly.

4.1.3 V hloubce 10 – 20 cm

Vliv hnojiva: Digestát 50,24 mmol.kg⁻¹, hnůj 54,76 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 57,35 mmol.kg⁻¹, neprůkazné rozdíly. **KW**



Obr. č. 14 Vliv hnojiva na H_a v hloubce 10 – 20 cm

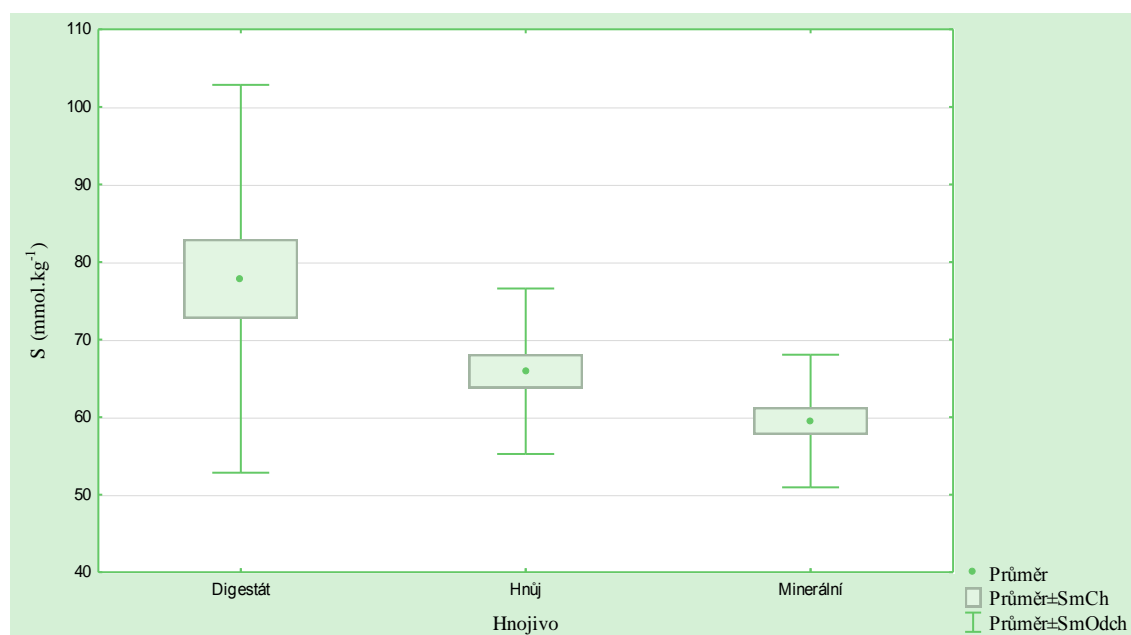
Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 52,99 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 55,25 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl.

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 51,19 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 53,45 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 57,72 mmol.kg⁻¹, průkazný rozdíl mezi variantami kukuřice a trvalý travní porost (p=0,0373). **KW**

4.2 Obsah výměnných bází

4.2.1 Obě hloubky

Vliv hnojiva: Digestát 77,83 mmol.kg⁻¹, hnůj 65,92 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 59,50 mmol.kg⁻¹, vysoce průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení (p=0,0004). **KW**



Obr. č. 15 Vliv hnojiva na S pro obě hloubky

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 66,31 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 69,19 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl (p=0,6524). **KW**

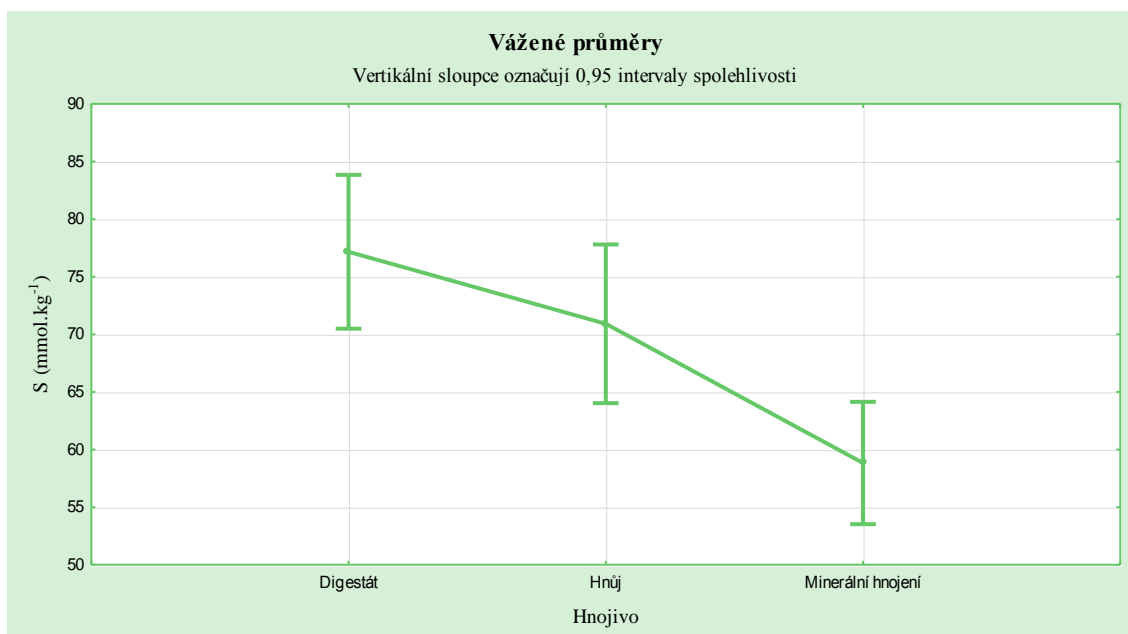
Vliv hloubky odběru vzorků: Hloubka odběru vzorku 0 – 10 cm, 68,97 mmol.kg⁻¹, z hloubky 10 – 20 cm, 66,53 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl

KW

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 66,42 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 63,88 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 72,96 mmol.kg⁻¹, neprůkazné rozdíly **KW**

4.2.2 V hloubce 0 – 10 cm

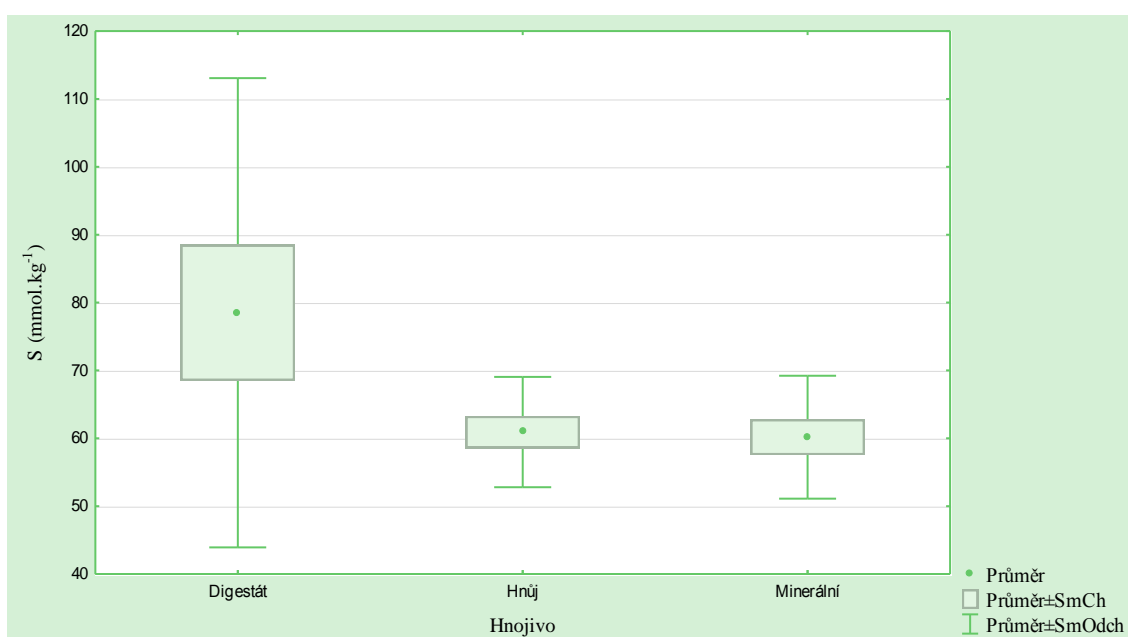
Vliv hnojiva: Digestát 77,17 mmol.kg⁻¹, hnůj 70,92 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 58,83 mmol.kg⁻¹, vysoce průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení ($p=0,0003$), průkazný rozdíl mezi variantami hnůj a minerální hnojení ($p=0,0149$). **KW**



Obr. č. 16 Vliv hnojiva na S v hloubce 0 – 10 cm

4.2.3 V hloubce 10 – 20 cm

Vliv hnojiva: Digestát 78,50 mmol.kg⁻¹, hnůj 60,92 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 60,17 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl. **KW**



Obr. č. 17 Vliv hnojiva na S v hloubce 10 – 20 cm

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 64,07 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 –68,98 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl. **KW**

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 62,42 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 63,17 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 74,00 mmol.kg⁻¹, neprůkazné rozdíly. **KW**

4.3 Kationtová výměnná kapacita

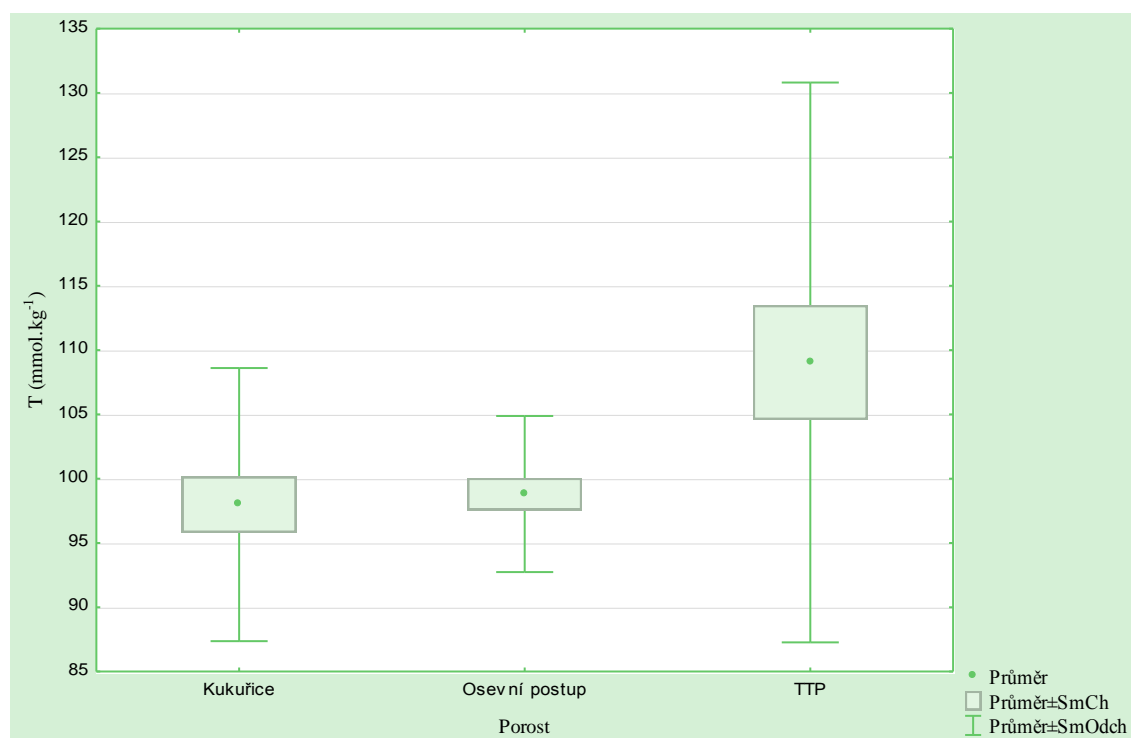
4.3.1 Obě hloubky

Vliv hnojiva: Digestát 108,95 mmol.kg⁻¹, hnůj 99,89 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 96,99 mmol.kg⁻¹, průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení (p=0,0147). **KW**

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 99,13 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 104,76 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl (p=0,5581). **KW**

Vliv hloubky odběru vzorků: Hloubka odběru vzorku 0 – 10 cm – 102,18 mmol.kg⁻¹, z hloubky 10 – 20 cm, 101,70 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl. **KW**

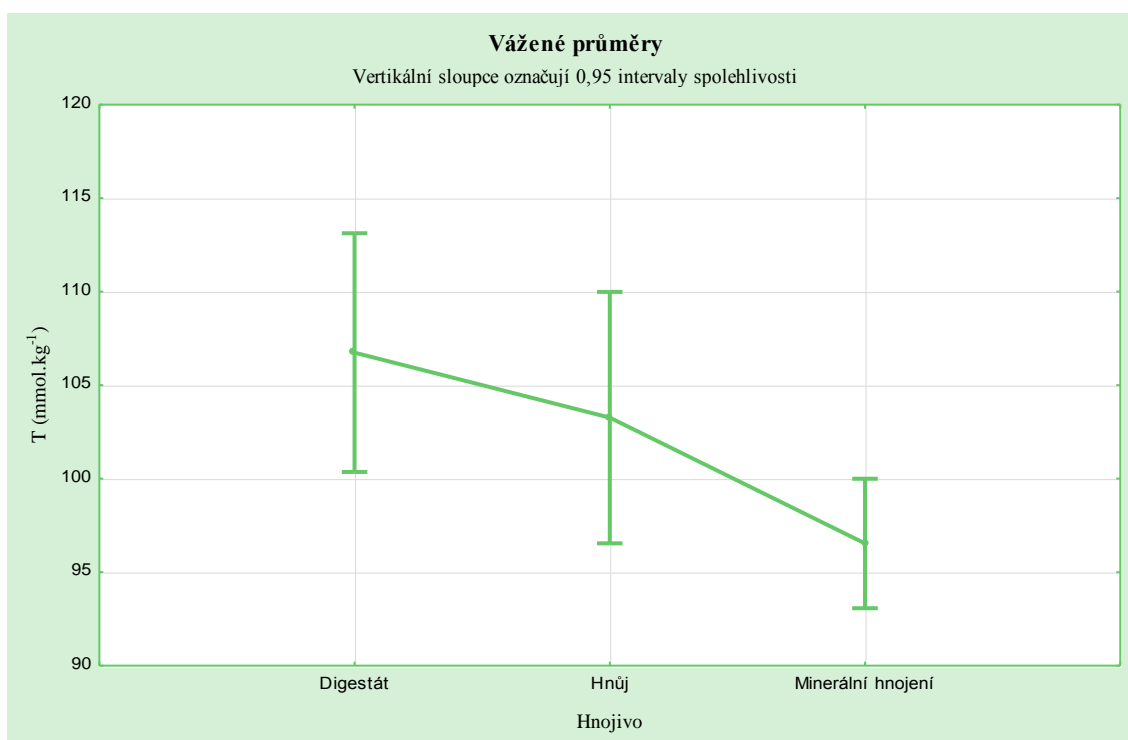
Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 97,98 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 98,81 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 109,04 mmol.kg⁻¹, průkazné rozdíly mezi kukuřicí a TTP (p=0,0294) **KW**



Obr. č. 18 Vliv porostu na KVK pro obě hloubky

4.3.2 V hloubce 0 – 10 cm

Vliv hnojiva: Digestát 106,74 mmol.kg⁻¹, hnůj 103,26 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 96,54 mmol.kg⁻¹, průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení (p=0,0237).



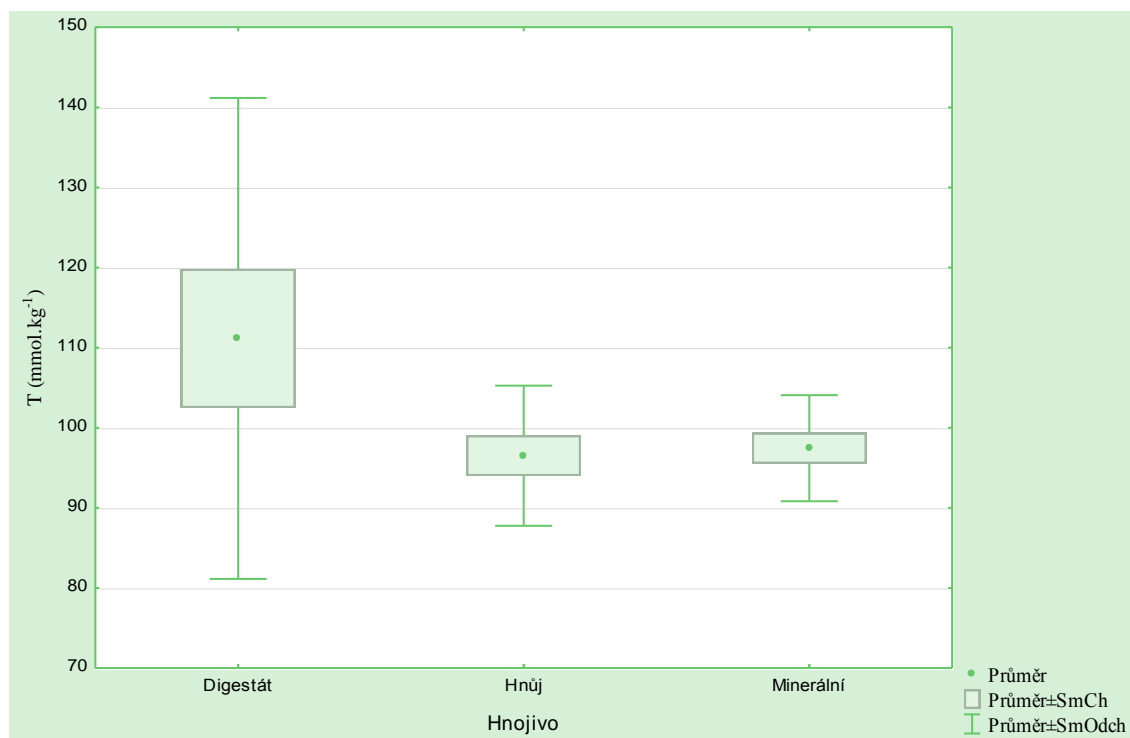
Obr. č. 19 Vliv hnojiva na KVK v hloubce 0 – 10 cm

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 99,74 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 104,62 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl.

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 100,28 mmol.kg⁻¹, osevní postup – 99,70 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 106,56 mmol.kg⁻¹, neprůkazné rozdíly. **KW**

4.3.3 V hloubce 10 – 20 cm

Vliv hnojiva: Digestát 111,16 mmol.kg⁻¹, hnůj 96,51 mmol.kg⁻¹, minerální hnojení 97,44 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl. **KW**



Obr. č. 20 Vliv hnojiva na KVK v hloubce 10 – 20 cm

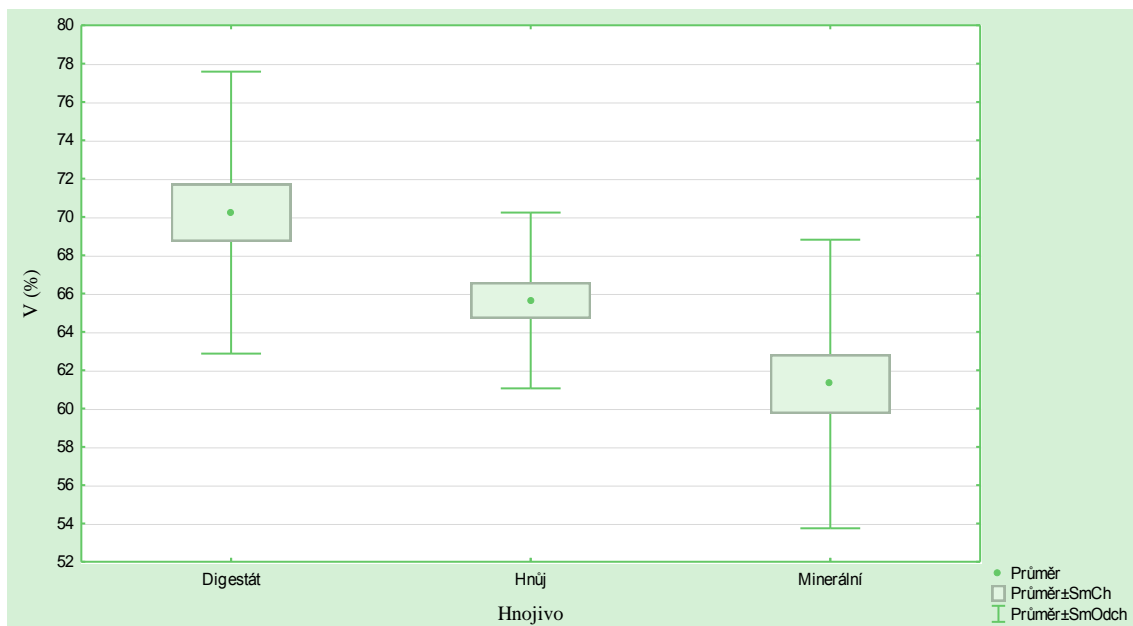
Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 98,52 mmol.kg⁻¹, 13. 10. 2016 – 104,89 mmol.kg⁻¹, neprůkazný rozdíl. **KW**

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 95,69 mmol.kg⁻¹, osevni postup – 97,91 mmol.kg⁻¹, trvalý travní porost 111,51 mmol.kg⁻¹, neprůkazné rozdíly. **KW**

4.4 Stupeň sorpční nasycenosti

4.4.1 Obě hloubky

Vliv hnojiva: Digestát 70,2 %, hnůj 65,6 %, minerální hnojení 61,3 %, vysoce průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení (p=0,0004). **KW**



Obr. č. 21 Vliv hnojiva na V pro obě hloubky

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 66,7 %, 13. 10. 2016 – 64,8 %, neprůkazný rozdíl.

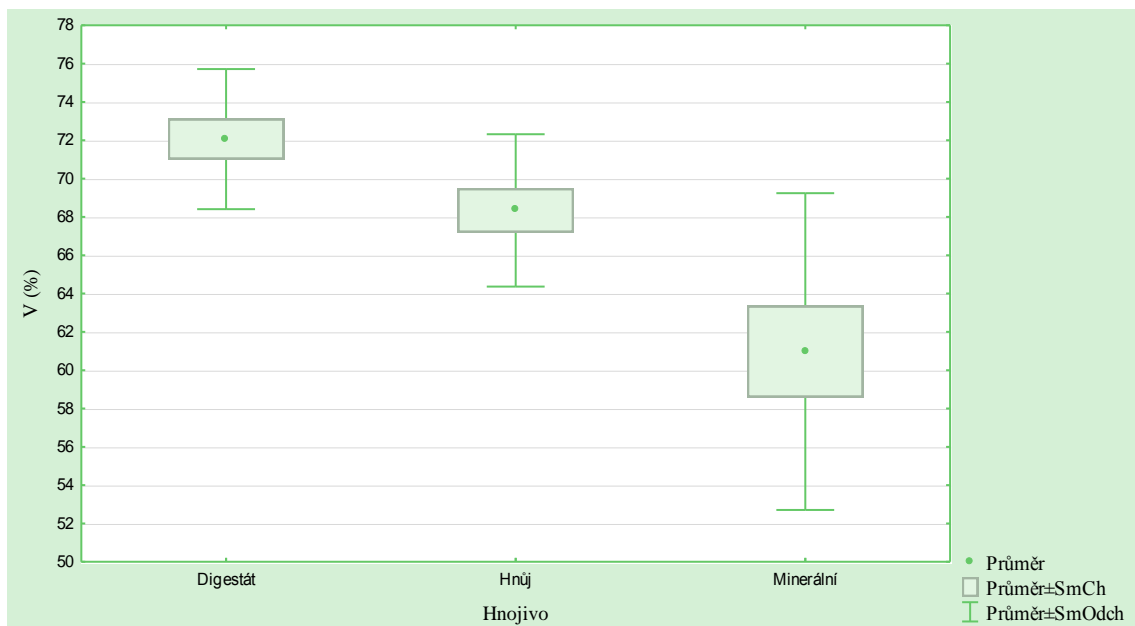
KW

Vliv hloubky odběru vzorků: Hloubka odběru vzorku 0 – 10 cm, – 67,1 %, z hloubky 10 – 20 cm, 64,3 %, neprůkazný rozdíl.

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 67,5 %, osevní postup – 64,3 %, trvalý travní porost 65,33 %, neprůkazné rozdíly **KW**

4.4.2 V hloubce 0 – 10 cm

Vliv hnojiva: Digestát 72,1 %, hnůj 68,3 %, minerální hnojení 61,0 % vysoce průkazný rozdíl mezi variantami digestát a minerální hnojení ($p=0,0013$). **KW**



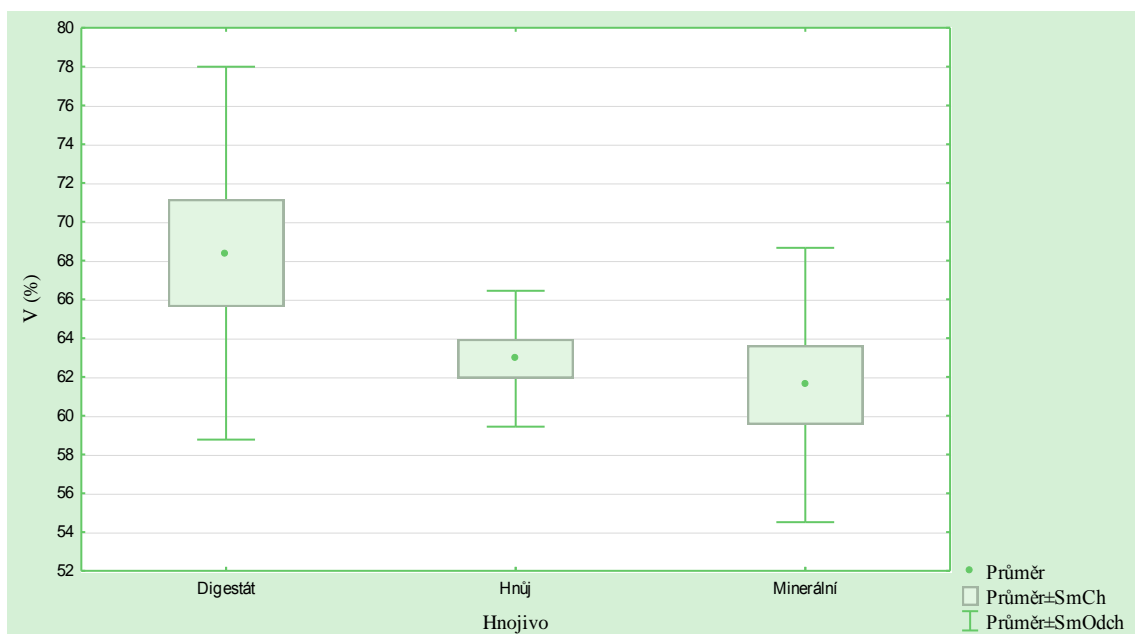
Obr. č. 22 Vliv hnojiva na V v hloubce 0 – 10 cm

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 – 68,45 %, 13. 10. 2016 – 65,80 %, neprůkazný rozdíl.

Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 69,9 %, osevní postup – 64,4 %, trvalý travní porost 67,1 %, neprůkazné rozdíly

4.4.3 V hloubce 10 – 20 cm

Vliv hnojiva: Digestát 68,4 %, hnůj 62,9%, minerální hnojení 61,6 %, neprůkazný rozdíl **KW**



Obr. č. 23 Vliv hnojiva na V v hloubce 10 – 20 cm

Vliv data odběru vzorků: 30. 3. 2016 –64,9 %, 13. 10. 2016 – 63,7 %, neprůkazný rozdíl. **KW**
Vliv porostu: Monokultura kukuřice – 65,1 %, osevni postup – 64,3 %, trvalý travní porost 63,6 %, neprůkazné rozdíly. **KW**

4.5 Diskuze

Aplikace otrub i digestátu na vápnité půdy zvýšila kationtovou výměnnou kapacitu a snížila pH půdy - to se snižovalo s rostoucím obsahem zbytků (otruby, digestát).

Přídavek zbytků otrub a zbytků z výroby bioplynu zvyšuje půdní organickou hmotu, celkový N, P a K a přístupný N, P a K, aktivitu enzymů, ale snižuje objemovou hmotnost a pH v porovnání s nehnojenou kontrolou.

Aplikace zbytků otrub zvyšuje půdní organickou hmotu, celkový a přístupný fosfor, přístupný draslík a kationtovou výměnnou kapacitu, ale snižuje pH a objemovou hmotnost v porovnání se zbytky z výroby bioplynu. (Zhao et al., 2015)

Analýzy výsledků testů na digestátu ze zelené odpadní hmoty, kukuřičné siláže, drtě z cukrové řepy, výpalků a syrovátky ukázaly malé zvýšení půdní reakce. Byl pozorován i nárůst obsahu vybraných prvků (makroelementů). Obsah fosforu vzrostl o 5,9 mg na 100 g půdy, draslík o 9,2 mg na 100 g půdy a hořčík o 0,4 mg na 100g půdy. (Koszel & Lorencowicz, 2015)

U hlinité půdy digestát z cukrové řepy výrazně snížil pH (s hloubkou klesá), u ostatních digestátů došlo jen k mírnému snížení a s hloubkou mírně rostlo. U písčité půdy monofermentativní digestáty způsobily mírně vyšší pH oproti kontrole. Kofermentativní digestáty způsobily snížení oproti neošetřené variantě. U všech vzorků pH s hloubkou klesá.

U hlinitého kambického luvisolu (mírně kyselý), použití monofermentativního digestátu způsobilo zvýšení KVK oproti neošetřené kontrole, zatímco kofermentativní digestát způsobil pokles KVK pod hodnoty kontroly. Zlepšení KVK u monofermentativního digestátu bylo vyšší u povrchových vzorků a klesalo s narůstající hloubkou. Tento trend je méně výrazný u kofermentativních digestátů.

U písčitéch podzolů je patrný stejnoměrný nárůst KVK po infiltraci všech digestátů, nejvýrazněji to lze pozorovat pro přírůstek u digestátu z cukrové řepy. (Voelkner et al., 2015b)

Obě neošetřené půdy se vyznačují kyselými podmínkami - pH písčité půdy (5,6) je o stupeň nižší než u hlinité půdy (6,6). Přídavek digestátu způsobil podstatnou změnu pH. Půdní pH po aplikaci digestátu klesalo v písčité půdě do druhé až třetí hloubky a zvyšovalo se

do hloubky 5 cm. Přídavek digestátu v hlinité půdě ukázal nepatrný nárůst pH od povrchu do hloubky.

Změny pH po přidavku digestátu závisejí na typu půdy a fyzikálně-chemických vlastnostech půdy. Zatímco aplikace digestátu okyselilo pH v hlinité půdě, začínající s vyšší hodnotou pH, v kyselé písčité půdě po přidavku digestátu převýšilo neošetřenou kontrolní variantu. (Voelkner et al., 2015a)

5 Závěr

Aplikace digestátu snižuje hydrolytickou aciditu, zvyšuje obsah bazických kationtů, kationtovou výměnnou kapacitu i stupeň sorpčního nasycení bazickými kationty.

Tyto změny se projevují pouze v hloubce 0 – 10 cm.

6 Seznam použité literatury

Literární zdroje

- AMONETTE J. E. & ZELAZNY L. W. (eds.), 1995, Origin and Mineralogy of Clays: Clays and the Environment, New York, Springer-Verlag
- AMONETTE J. E. & ZELAZNY L. W. (eds.), 2000, Handbook of Soil Science, Boca Raton, FL, CRC Press
- BRADY N., 1990, Soil Colloids: Their Nature and Practical Significance, The Nature and Properties of Soils, vyd. 10., New York, Macmillan Publishing Co.
- DOUGLAS L., 1989, Vermiculites, In: DIXON J. & WEED S. (eds.), Minerals in Soil Environments, Madison, WI, Soil Science Society of America
- HORNÍK S. et al., 1986, Fyzická geografie II, Praha, Státní pedagogické nakladatelství, ISBN 14-380-86
- JANDÁK J., POKORNÝ E. & PRAX A., 2014, Půdoznalství, dotisk, Brno, Mendelova univerzita v Brně, ISBN 978-80-7375-445-7
- JANDÁK J. a kol., 2015, Cvičení z půdoznalství, dotisk, Brno, Mendelova univerzita v Brně, ISBN 978-80-7157-733-1
- KAPPEN H., 1929, Die Bodenazidität, Berlin, Germany, Springer Verlag
- KLEIN C. & HURLBUT C., 1985, Systematic Mineralogy Part IV: Silicates, Manual of mineralogy, vyd. 20., New York, John Wiley & Sons.
- PLASTER E. J., 2014, Soil Science and Management, vyd. 6., Clifton Park, Delmar Cengage Learning, 520 s., ISBN 978-0-8400-2438-1
- SCHULTZ D., 1989, An introduction to Soil Mineralogy, In: DIXON J. & WEED S. (eds.), Minerals in Soil Environments, Madison, WI, Soil Science Society of America
- ŠARAPATKA B., 2014, Pedologie a ochrana půdy, Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci, ISBN 978-80-244-3736-1

Elektronické zdroje

ALBURQUERQUEA J. A. (ed.), 2012, Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties [online], *European Journal of Agronomy*, 43: 119 – 128.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1161030112000834>

AL-JUHAIMI F. Y., HAMAD S. H., AL-AHAIDEB I. S., AL-OTAIBI M. M. & EL-GARAWANY M. M., 2014, Effects of fertilization with liquid extracts of biogas residues on the growth and forage yield of alfalfa (*Medicago sativa L.*) under arid zone conditions [online], *Pakistan Journal of Botany*, 46 (2): 471 – 475.

Dostupné z: [http://www.pakbs.org/pjbot/PDFs/46\(2\)/09.pdf](http://www.pakbs.org/pjbot/PDFs/46(2)/09.pdf)

BOUGNOM B. P., NIEDERKOFER C., KNAPP B. A., STIMPFL E. & INSAM H., 2012, Residues from renewable energy production: Their value for fertilizing pastures [online], *Biomass and Bioenergy*, 39: 290 – 295.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953412000189>

GARCÍA-SÁNCHEZ M., SILES J. A., CAJTHAML T., GARCÍA-ROMERA I., TLUSTOŠ P. & SZÁKOVÁ J., 2015, Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities [online], *European Journal of Soil Biology*, 71: 1 – 12. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556315300261>

GÓMEZ-BRANDÓN M., FERNÁNDEZ-DELGADO JUÁREZ M., ZANGERLE M. & INSAM H., 2016, Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: A comparative study with compost and vermicompost [online], *Journal of Hazardous Materials*, 302: 267 – 274.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389415301229>

INSAM H., GÓMEZ-BRANDÓN M. & ASCHER J., 2015, Manure-based biogas fermentation residues – Friend or foe of soil fertility? [online], *Soil Biology and Biochemistry*, 84: 1 – 14.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071715000516>

KOSZEL M. & LORENCOWICZ E., 2015, Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers [online], *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7: 119 – 124.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2210784315300048>

MAKÁDI M., TOMÓCSIK A., OROSZ V., BOGDÁNYI Z. & BIRÓ B., 2007, Effect of a biogas-digestate and bentonite on some enzyme activities of the amended soils,

In: HIDVÉGI S. (Ed.), Proceedings of the VI Alps-Adria Scientific Workshop [online], Akadémiai Kiadó, 35 (2): 741 – 744, DOI: 10.1556/CRC.35.2007.2.144.
Dostupné z: <http://akademai.com/doi/pdf/10.1556/CRC.35.2007.2.144>

MAKÁDI M., TOMÓCSIK A. & OROSZ V., 2012, Digestate: A New Nutrient Source - Review, In: KUMAR S. (Ed.), Biogas [online], InTech, 295 – 310, ISBN: 978-953-51-0204-5.
Dostupné z: https://www.researchgate.net/profile/Marianna_Makadi/publication/289442435_Digestate_A_New_Nutrient_Source_-_Review/links/568cc87308ae71d5cd050e15.pdf

MÖLER K., 2009, Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems [online], Nutrient Cycling in Agroecosystems, 84 (2): 179 – 202, DOI: 10.1007/s10705-008-9236-5.
Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-008-9236-5>

ODLARE M., PELL M. & SVENSSON K., 2008, Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues [online], Waste Management, 28 (7): 1246 – 1253.
Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X0700195X>

VANEECKHAUTE C., JANDA J., VANROLLEGHEM P. A., TACK F. M. G. & MEERS E., 2016, Phosphorus Use Efficiency of Bio-Based Fertilizers: Bioavailability and Fractionation [online], Pedosphere, 26 (3): 310 – 325, DOI: 10.1016/S1002-0160(15)60045-5, ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P.
Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1002016015600455>

VARGA L. & LOŠÁK T., 2013, Použitie digestátov (biokalu) z BPS pri hnojení poľnohospodárskych plodín a možnosti ovplyvnenia rozkladných procesov pomocou bakteriálnych preparátov [online], citováno dne 23. 3. 2017
Dostupné z: www.azoter.sk/download_file_f.php?id=569249

VOELKNER A., HOLTHUSEN D. & HORN R., 2015b, Determination of soil dispersion caused by anaerobic digestates: interferences of pH and soil charge with regard to soil texture and water content [online], Journal of Soils and Sediments, 15 (7): 1491 – 1499, DOI: 10.1007/s11368-015-1115-5.
Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-015-1115-5>

VOELKNER A., HOLTHUSEN D. & HORN R., 2015a, Influence of homogenized residues of anaerobic digestate on the physicochemical properties of differently textured soils [online], Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 178 (2): 261 – 269,

DOI: 10.1002/jpln.201400138.

Dostupné z: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jpln.201400138/full>

WALSH J. J., JONES D. L., EDWARDS-JONES G. & PRYSOR WILIAMS A., 2012, Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost [online], *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175 (6): 840 – 845, DOI: 10.1002/jpln.201200214

ZHAO Y., YAN Z., QIN J., MA Z., ZHANG Y. & ZHANG L., 2016, The potential of residues of furfural and biogas as calcareous soil amendments for corn seed production [online], *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (7): 6217 – 6226, DOI: 10.1007/s11356-015-5828-1.

Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-015-5828-1>

Seznam obrázků

Obr. č. 1 Výzkumná pícninářská stanice Vatín	26
Obr. č. 2 Struktura půdy kambizem Vatín	27
Obr. č. 3 Půdní profil kambizem Vatín	27
Obr. č. 4 Umístění pokusu ve výzkumné pícninářské stanici ve Vatíně	28
Obr. č. 5 Schéma rozložení variant pokusu	29
Obr. č. 6 Polní pokus po založení	29
Obr. č. 7 Zbarvení vzorků po provedené titraci	31
Obr. č. 8 Filtrace vzorků	32
Obr. č. 9 Převaření vzorků	33
Obr. č. 10 Vliv hnojiva na Ha pro obě hloubky	37
Obr. č. 11 Vliv data odběru na Ha pro obě hloubky	37
Obr. č. 12 Vliv porostu na Ha pro obě hloubky	38
Obr. č. 13 Vliv hnojiva na Ha v hloubce 0 – 10 cm	39
Obr. č. 14 Vliv hnojiva na Ha v hloubce 10 – 20 cm	39
Obr. č. 15 Vliv hnojiva na S pro obě hloubky	40
Obr. č. 16 Vliv hnojiva na S v hloubce 0 – 10 cm	41
Obr. č. 17 Vliv hnojiva na S v hloubce 10 – 20 cm	41
Obr. č. 18 Vliv porostu na KVK pro obě hloubky	42
Obr. č. 19 Vliv hnojiva na KVK v hloubce 0 – 10 cm	43

Obr. č. 20 Vliv hnojiva na KVK v hloubce 10 – 20 cm	44
Obr. č. 21 Vliv hnojiva na V pro obě hloubky	45
Obr. č. 22 Vliv hnojiva na V v hloubce 0 – 10 cm	46
Obr. č. 23 Vliv hnojiva na V v hloubce 10 – 20 cm	46

Seznam tabulek

Tab. č. 1 Dělení půd podle raekce	10
Tab. č. 2 Hodnocení půdy podle hydrolytické acidity	10
Tab. č. 3 Vlastnosti skupin jílových minerálů	13
Tab. č. 4 Orientační hodnoty KVK pro jednotlivé koloidní složky půdy	14
Tab. č. 5 Hodnocení půd podle výměnné sorpční kapacity	15
Tab. č. 6 Hodnocení půd podle stupně sorpčního nasycení	16
Tab. č. 7 Parametry sorpčního komplexu pokusné plochy před založením polního pokusu	34
Tab. č. 8 Výsledné hodnoty vzorků z jarního odběru	35
Tab. č. 9 Výsledné hodnoty vzorků z podzimního odběru	36