

Maaeluministeeriumi RUP projekti „Digestaadi väetusomaduste ja keskkonnamõju võrdlev uuring vedelsõnniku ja mineraalväetisega“ koondraport 04.05.2015

Peep Pitk TTÜ Keemiainstituut

Henn Raave EMÜ, PKI- taimekasvatuse ja rohumaa viljeluse osakond

Mailis Tampere EMÜ, PKI- taimekasvatuse ja rohumaa viljeluse osakond

Kirjandusülevaade digestaadi ehk kääritusjäägi agronoomilistest omadustest

Anaeroobse kääritamise protsessi mõju vedelsõnniku agronoomilistele omadustele

Vedelsõnniku kääritamisel toimub orgaanilise aine lagundamine, mille käigus eraldub CH_4 ning CO_2 . Selle tõttu on kääritatud sõnniku (mõistet kääritatud sõnnik kasutatakse kirjandusülevaate osas kääritusjäägi sünonüümina) kuivaine, orgaanilise aine ja $\text{C}_{\text{üld}}$ sisaldus väiksem ja pH kõrgem kui kääritamata sõnnikul (Gutzer *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2007; Möller ja Müller, 2012). Sõnniku kuivaine sisaldus väheneb kääritamisel keskmiselt 23% (Tabel 1) (Nutrient value of...2007) ja orgaanilise aine sisaldus 11-38% (Menardo *et al.*, 2011). Kääritatud sõnniku pH on sõnnikuga võrreldes keskmiselt 0,3 ühikut kõrgem (Tabel 1). Anaeroobsel kääritamisel lagundavad mikroorganismid rasvhappeid (>90%), tselluloosi (>50%) ja hemitselluloosi (>80%). Ligniini ja pika ahelaga alifaatsed ühendid anaeroobsel kääritamisel ei lagune (Asmus *et al.*, 1988; Molinuevo-Salces *et al.*, 2013; Möller, 2015), mistõttu on bioloogilisele lagunemisele vastupidavate ühendite sisaldus kääritusjäägis võrreldes toorainega suurem ning selle lagundamine mullas kestab sama kaua või isegi kauem kui tooraineks olnud materjalil (Kirchmann, Bernal, 1997; Sánchez *et al.*, 2008; Thomsen *et al.*, 2013). Senistest uurimistöödest järeldub, et anaeroobne kääritamine vähendab sõnnikus minimaalselt nende bioloogiliselt raskesti lagundatavate ühendite sisaldust, millel on mulla orgaanilisele ainele ja viljakusele pikaajaline mõju (Möller, 2015). Sel põhjusel on kääritatud sõnnik kääritamata sõnnikuga võrreldes samaväärne C allikas.

Anaeroobsel kääritamisel mineraliseerub sõnnikus olev orgaaniline lämmastik $\text{NH}_4\text{-N}$ -ks, mis on taimedele kergesti omastatav (Masse *et al.*, 2007; Möller ja Müller, 2012). Kääritatud sõnnikus on võrreldes kääritamata sõnnikuga laiem $\text{NH}_4\text{: N}_{\text{üld}}$ suhe (Sommer ja Birkmose, 2007; Bougnom *et al.*, 2012, , Möller ja Müller, 2012; Walsh *et al.*, 2012) ja keskmiselt 24,5 % suurem $\text{NH}_4\text{-N}$ sisaldus (Tabel 1) (Nutrient value of...2007). Kuna osa süsinikurikastest ühenditest konverteeritakse

Tabel 1. Vedelsõnniku keemilise koostise muutus (%) kääritamisel (Nutrient value of...2007)

Katse toimumise koht	Substraat	KA	pH ¹	N _{üld}	N _(NH₄-N)	P ₂ O ₅	K ₂ O
Suffolk (UK)	Veise- ja seasõnnik	-10	0,45	13	15,0	18,0	-7
Yorks (UK)	Sea sõnnik	-21,0	0,5	-	40,0	-6,2	-
Kent (UK)	Veise sõnnik	-29,5	-0,09	-11,2	-12,4	-12,7	-13,5
Iirimaa	Veise sõnnik	-26,1	0,4	-14,3	8,7	-	-
Šotimaa (UK)	Veise sõnnik	-19,2	-	-	10,2	-	-
Šotimaa (UK)	Veise sõnnik	-23,1	0,2	0	18,2	-1,8	-2,3
Šotimaa (UK)	Veise sõnnik	-12,0	0,23	3,4	9,1	10	0
Taani	Veise sõnnik	-	-	-7,0	32,0	-	-
Taani	Sea sõnnik	-	-	0	14,0	-	-
Taani	Sea sõnnik	-	-	0	13,0	-	-
Taani	Sea sõnnik	-	-	0	42,0	-	-
Taani	Tsentr. separaat	-	-	0	45,0	-	-
USA	Veise sõnnik	-25,2	0,5	10,4	33,3	3,2	-
USA	Veise sõnnik	-35,4	0,6	-6,6	24,9	-8,4	-
USA	Veise sõnnik	-27,3	0,7	6,7	36,5	2,1	-
USA	Veise sõnnik	-25,1	0,18	0,9	27,7	0	-
USA	Veise sõnnik	-60,3	0,3	-4,6	11,3	-6,2	-
USA	Veise sõnnik	-11,1	0,29	3,5	37,7	5,9	-
USA	Veise sõnnik	-16,4	0,22	-5,5	31,1	10,9	-
Keskmine		-22,7	0,3	-0,5	24,5	1,2	-5,7
Mediaan		-24,1	0,3	0,0	26,3	1,1	-4,7

¹Muutus on ühikutes.

kääritamise käigus CH₄-ks ja CO₂-ks siis on kääritatud sõnniku C_{üld}:N_{üld} suhe kääritamata sõnnikuga võrreldes väiksem (Nkoa, 2014).

Mitmed uurimistööd näitavad, et P_{üld} ja K_{üld} sisaldus sõnniku kääritamisel ei muutu (Martin, 2005; Nutrient value of...2007; Abubaker, 2012; Möller ja Müller, 2012), kuid väheneda võib P omastatavus taimetele. Güngör & Karthikeyan (2008) uurimistööst selgus, et sõnniku kääritamisel väheneb veeslahustuva P, Ca, Mg sisaldus. Fosfori kohta on leitud, et selle omastatavus sõltub keskkonna reaktsioonist ja Ca ning Mg sisaldusest kääritis. pH suurenedes eralduvad sõnnikust fosfaatioonid, mis reageerivad Ca ja Mgiooniga. Selle tulemusena tekib Ca₃(PO₄)₂ ja Mg₃(PO₄)₂, mis kääritamise käigus sadestuvad (Möller ja Müller, 2012) ning omastatava fosfori sisaldus kääritusjärgis võib toorainega võrreldes väheneda 10-36% (Marcato *et al.*, 2008; Moody *et al.*, 2009). Wahal *et al.*, 2010 (Güngör ja Karthikeyan, 2008 järgi) uurimistöö näitas, et ligikaudu 95% sõnniku kääritusjärgis sisalduvast P-st on seotud Ca-ga ja on seetõttu taimetele omastamatu. Taimetele muutuvad P ja Ca uuesti kättesaadavaks pärast keskkonna pH alanemist tasemele 4,5-5,5, mille juures need ühendid redissotseeruvad (Mehta ja Batstone, 2013). Fosfori sadenemine anaeroobsel kääritamisel raskendab selle sisalduse analüüsimist, sest tulemust mõjutab oluliselt see, kui hästi on kääritusjärgi vedel ja tahke fraktsioon proovi võtmise ajal segunenud. See on ka põhjuseks, miks on fosfori sisaldus kääritamata ja kääritatud sõnnikus tabelis 1 natukene erinev (Nutrient value of...2007).

Mitte kõik uurimistööd ei näita P taimetele omastatavuse vähenemist sõnniku kääritamisel. Kirjandusest võib leida ka tulemusi, mille järgi P omastatavus kääritamisel suureneb ja P nagu ka K on kääritusjärgis valdavalt taimedele omastatavas vormis (Börjesson ja Berglund, 2007; Massé 2011). USAs tehtud uuring näitas, et kääritusjärgis on sõnnikuga võrreldes suurem ortofosfori sisaldus, mis osutab võimalusele, et kääritamise käigus, mingi osa P-st lahustub (Martin, 2005).

Vähe on teada, milline on kääritamisprotsessi mõju teiste taimete jaoks oluliste elementide omastatavusele. Üksikud selles vallas tehtud uurimistööd näitavad, et omastatava Ca, Mg, Mn, Zn ja Cu sisaldus võib kääritamisel väheneda sõltuvalt elemendist 8,7...41,5% (Massé *et al.*, 2007). Vähenemine võib olla põhjustatud fosfaatide ja karbonaatide tekkest (Möller ja Müller, 2012). Mikroelementide puhul on leitud, et kääritamine nende omastatavust ei mõjuta (Marcato *et al.*, 2009), kuid nagu näitas Massé *et al.* (2007) võib see olla Zn ja Cu puhul ka teisiti.

Kääritusjärgi väetusomadused

Kääritusjärgi- käesoleva raporti kontekstis on kääritusjärgi märgkääritamise reaktorist välja pumbatav vedelsõnnikuga sarnaste omadustega vedelik. Teatud juhtudel kääritusjärgi

separeeritakse ja selle tulemusel eraldatakse kääritusjäagist tahke ja vedel fraktsioon. Separeeritud tahkele fraktsioonile viidatakse tekstis igal juhul eraldi.

Kääritusjäagi taimetoitainete sisaldus sõltub toorainest ja kääritusprotsessist (Provenzano *et al.*, 2011; Alburquerque *et al.*, 2012). Kääritusjäagisepareerimisel on võimalik eraldada tahke ja vedel fraktsioon. Kuna separeerimisel jääb valdav osa mineraalsest lämmastikust ja kaaliumist vedelasse fraktsiooni, siis sobib see kasutamiseks kiiretoimelise N ja K väetisena. Tahke fraktsioon on kasutatav mullaparandusainena, sest selles on suur üld- ja orgaanilise N, P ja C sisaldus. Kas kääritusjäagi tahes liigitub väetiseks või mullaparandusaineks sõltub mineraalse N ja orgaanilise aine sisaldusest, mis peab viimase puhul moodustama vähemalt 20% kuivainest. Tahes milles mineraalse lämmastiku sisaldus moodustab üldsisaldusest >50%, on käsitletav lämmastikväetisena. Väiksema mineraalse N sisaldusega kääritusjäagi puhul on tegemist mullaparandusainega. Tähtis näitaja kääritusjäagi tahese puhul on bioloogiline küpsus või stabiilsus („biological maturity“), mis on oluline selle ohutuks kasutamiseks (materjal ei tohi kujutada ohtu, inimesele, taimele, loomale, mullale ja keskkonnale). Bioloogilist küpsust (humiin ja fulvohapete sisaldus) iseloomutab taheses tselluloosi/ligniini ja (tselluloosi + hemitselluloosi)/ligniini suhe, mis on orgaanilise aine humifikatsiooni indikaatoriks. Piirnäit, millest alates loetakse materjal bioloogiliselt küpseks ja ohutuks on 0,5 (Komilis ja Ham 2003; Nkoa, 2014).

Kääritusjäagi omadused väetisena ja millise kultuuri väetamiseks see kõige paremini sobib, määrab ära tooraine, mille kääritamisel see on saadud. Veise sõnniku kääritusjäak sisaldab palju P-d ja K-d ja sobib seetõttu hästi väetiseks liblikõielistele ning õitsemise või viljumise faasis olevatele taimedele. Kanasõnniku kääritusjäak sobib hästi näiteks teravilja, rohumaa, juurvilja ja teiste kõrge N vajadusega kultuuride väetiseks (Nkoa, 2014). Mitmes riigis on kehtestatud kääritusjäagi toitainete sisaldusele miinimumnõuded. Näiteks peab Prantsusmaal kehtiva standardi kohaselt olema K_2O , P_2O_5 sisaldus kääritusjäagis (mitte kuivaines) >3%. Saksamaal kehtivate nõuete kohaselt peab N sisaldus olema kuivaines >0,5%, P >0,3% ja K_2O >0,5%. Suurbritannias kääritusjäagile miinimumnõudeid kehtestatud ei ole, kuid seal peab igal väetisena kasutataval kääritusjäagil olema määratud pH, soolade, $N_{\text{üld}}$, P, K, Ca, Mg, S, NO_3 , NH_4 , mikroelementide, Cl, ja Na sisaldus (Nkoa, 2014).

Kääritusjäagiga väetamine rikastab mulda C ja N, P K jne elementidega, mille sisaldus kääritusjäagis sõltub nende sisaldusest tooraines. Sõnniku kääritusjäagi efektiivsus C allikana on samaväärne kääritamata sõnnikuga. Kuigi kääritamise käigus liigub osa sõnnikus olevast C-st biogaasi, näitavad tulemused, et sellel puudub mõju mulla $C_{\text{üld}}$ ja $N_{\text{üld}}$ sisaldusele (Möller, 2015).

Möller (2009) poolt läbi viidud ja 4 aastat kestnud katses oli kääritamata ja kääritatud sõnniku mõju mulla $C_{\text{üld}}$ ja $N_{\text{üld}}$ sisaldusele võrdväärne. Sarnase tulemuse andis ka Bachmanni *et al* (2014) uurimistöö, mis näitas, et $C_{\text{üld}}$ sisaldus kääritamata ja kääritatud sõnnikuga väetatud mullas pärast kolm aastat kestnud väetamist ei erinenud. Fouda (2011) uuris kääritamata ja kääritatud sõnniku mõju mulla C sisaldusele nõukatses ja leidis samuti, et kääritatud ja kääritamata sõnniku mõju mulla $C_{\text{üld}}$ sisaldusele on sarnane. Seda vaatamata sellele, et kääritamata sõnnikuga viidi mulda C-d peaaegu kaks korda rohkem (orgaanilise väetise norm arvutati N alusel) kui kääritatud sõnnikuga. Neist uurimistöö tulemustest järeldub üheselt, et biogaasiks muundatud C „kadu“, kompenseeritakse kääritatud sõnnikus olevate süsinikühendite suurema vastupidamisvõime kaudu bioloogilisele lagundamisele (Müller, 2015). Lahtiseletatuna see tähendab, et pärast kääritamise protsessi on kääritusjäägis vähem kergesti lagundatavaid süsinikühendeid kui tooraineks olnud vedelsõnnikus, mistõttu toimub mullas kääritusjäägi orgaanilise aine lagundamine vedelsõnnikuga võrreldes aeglasemalt. Kääritusjääk on väga hea lämmastikväetis, mille efektiivsus ei ole mineraalse N väetisega võrreldes väiksem, kui norm arvutada $NH_4\text{-N}$ baasil (mitte $N_{\text{üld}}$) (Sommer ja Birkmose, 2007; Bougnom *et al.*, 2012; Walsh *et al.*, 2012). Kääritusjäägi puhul tuuakse välja, et see on efektiivne ka madala õhutemperatuuri korral ja sobib seega N väetiseks hästi ka varakevadel kõrge N vajadusega kultuuridele (Müller ja Möller, 2012).

Kääritusjäägi mõju kohta mulla P sisaldusele, väga palju andmeid avaldatud ei ole. Mitmes põldkatsetel põhinevas uurimistöös on jõutud järeldusele, et taimed omastavad P-d kääritamata ja kääritatud sõnnikuga väetatud mullast võrdselt (Loria *et al.*, 2005; Möller ja Stinner, 2010; Bachmann, 2011). Vanden Nesta *et al* (2015) uurimistöö näitas, et kääritusjäägi tahesega väetatud mullas suurenes taimede omastatava P sisaldus ja ühtlasi ka leostumine. Samas märgib ta oma 4 aastat kestnud uurimistöö põhjal, et kääritusjääk sobib asendama mineraalväetist, ilma et sellega kaasneks saagikuse vähenemist. On uurimistöid, mille tulemused osutavad võimalusele, et P omastamine taimede poolt ei ole reguleeritud üksnes sinna aastas väetisega antud P kogusega, vaid sõltub ka P kogu varust mullas. Seda näitas T. Lindentahl *et al* (2003) (Vanden Nesta *et al.*, 2015 põhjal) uurimistöö, millest selgus, et taimed omastasid mullast P-d 20 aastat pärast P-ga väetamise lõpetamist sama palju, kui väetamise ajal. van Wijk *et al* (2013) (Vanden Nesta *et al.*, 2015 põhjal) katses püsis kultuuride saagikus savimullal pärast 21 aastat kestnud P-ga (normid 31, 61 ja 122 kg P ha⁻¹) väetamist 7 aasta kestel sama suur kui väetamise ajal. Neist tulemustest järeldub, et suure P varuga muldadel puudub P-ga väetamise ja taimede poolt selle elemendi omastamise vahel otsene seos.

Paljudes põldkatsetes on leidnud, et taimede saagikus on kääritusjäägiga väetades sama suur või suurem, kui tooraineks olnud sõnnikuga väetamisel (Rubaek *et al.*, 1996; Mattila *et al.*, 2003;

Esteban ja Sawyer 2005; Chantigny *et al.*, 2007; Loria *et al.*, 2007; Kocar, 2008; Möller *et al.*, 2008; Bachmann *et al.*, 2011). Mitmes katsetes on kääritusjääk osutunud sama efektiivseks väetiseks ka võrreldes mineraalväetisega (Qi *et al.*, 2005; Furukawa ja Hasegawa, 2006; Chantigny *et al.*, 2008; Haraldsen *et al.*, 2011; Tiwari *et al.*, 2000; Nkoa, 2014). Taanis tehtud uurimistöö, mille käigus viidi mitme aasta kestel kokku läbi 11 katset kääritusjäägi ja 15 veise- ja seasõnnikuga, näitas, et kääritamise tulemusena suurenes sõnniku N efektiivsus sõltuvalt toorainest ja laotamise tehnikast 15 - 30% (Sommer ja Brikmose, 2007). Schröder ja Uenk (2006) võrdlesid kääritusjäägi efektiivsust kääritamata sõnnikuga ja leidsid, et taimiku sisse andmisel oli see esimesel aastal kääritusjäägil umbes 5% suurem. Samas oli järelmõju 2., 3. ja 4. aastal suurem vedelsõnnikul, mille arvatavaks põhjuseks on sõnniku suurem N_{org} sisaldus. N_{org} muutub läbi mineralisatsiooni taimedele omastatavaks pikema perioodi kestel ja mõjutab seetõttu taimede kasvu laotamisele järgnevatel aastatel. de Boer (2008) poolt läbiviidud nõukatses, kus sõnnikut ja selle kääritusjääki anti NH_4-N alusel võrdes koguses, omastasid taimed N rohkem kääritusjäägiga väetatud nõust.

Kõige rohkem on märgitud kääritusjäägi positiivset mõju rohumaal (Möller ja Müller, 2012; Walsh *et al.*, 2012). Walsh *et al.* (2012) nõukatse, kus võrreldi kääritusjäägi, vedelsõnniku ja mineraalväetiste mõju kõrreliste ja kõrreliste valge ristiku taimiku saagile tava- ja maheviljelusega karjamaalt toodud mullal (edaspidi tava ja mahe muld) näitas, et kääritusjäägiga väetades on saak sama suur või suurem kui sama suure N normi andmisel mineraalse N-i (P-d ja K-d ei antud), mineraalse NPK väetise või vedelsõnnikuga. Kääritusjääk osutus usutavalt paremaks väetiseks võrreldes mineraalse N ja NPK väetisega kõrreliste valge ristiku taimikule, mis kasvas tavamullal ja võrreldes mineraalse N väetisega ka mahemullal. Kääritamata sõnnikuga võrreldes oli kääritusjääk efektiivsem väetis kõrrelistele nii tava- kui mahemullal ja kõrreliste valge ristiku taimikule ainult mahe-mullal. Autorid seletavad kääritusjäägi suuremat efektiivsust selle väiksema viskoossusega, tänu millele see imbib sõnnikust kiiremini mulda ning N kaod läbi NH_3-N emissiooni vähenevad. Samas on saadud eeltoodule ka vastupidiseid tulemusi, mis näitavad, et pinnale andmisel on kääritusjäägi N efektiivsus suure NH_3-N emissiooni tõttu sõnnikuga võrreldes väiksem (Rubæk, 1996; Pötsch, 2005; Loria *et al.*, 2007; Möller *et al.*, 2008).

Seniseid tulemusi üldistades tuleb märkida, et nõukatsetes on kääritusjäägi efektiivsus enamasti suurem kui põllul, mida seletatakse nõukatsetes esineva väiksema lämmastikukaoga. Nõukatsetes segatakse kääritusjääk reeglina kohe mulda, samas kui põllul jääb see sageli pärast laotamist ootama mulda viimist, mille kestel osa N-ist NH_3-N -na lendub (Möller *et al.*, 2008). Nõukatse puhul avaldab mõju ka väga lühike katseperiood ning väike kasutatud mulla kogus. Põllutingimustes, kus taimed kasvavad kasvukohal kauem ning nende juurtel on levimiseks rohkem ruumi, pääseb sõnniku orgaanilisest ainest mineraliseeruv N paremini mõjule, mistõttu on

seal sõnnikuga väetades saagid suuremad kui nõukatses ja selle tõttu erineb seal kääritusjäägi N efektiivsus sõnniku omast vähem (Morris *et al.*, 2004; Möller *et al.*, 2008).

Kääritusjäägiga väetamine võib rohumaal avaldada mõju taimiku liigilisele koosseisule. Bougnom *et al.* (2012) katses kõrreliste punase ristiku rohumaal suurendas kääritusjäägiga väetamine kõrreliste ja vähendas punase ristiku osakaaki. Kääritamata sõnnikuga väetades oli taimikus rohkem rohundeid. Need tulemused kinnitavad kaudselt, et kääritusjääk on kiiretoimeline N väetis, mis suurendab rohumaat taimikus suure N nõudlusega liikide osakaalu, samas kui suure N normi suhtes tundlike liikide osakaal seal väheneb.

Mitmest uurimistööst järeldub, et kääritusjäägi efektiivsus väetisena on kultuuriti erinev (Dahlberg *et al.*, 1988; Liedl *et al.*, 2006; de Boer *et al.*, 2008; Bougnom *et al.*, 2012; Walsh *et al.*, 2012). Seniste katsete põhjal on sõnniku kääritusjäägi efektiivsus mineraalväetisega sarnane timuti (*Phleum pratense* L.), liblikõieliste (*Fabaceae* spp), nisu (*Triticum aestivum* L.), suhkrupeedi (*Beta vulgaris* L.), kartuli (*Solanum tuberosum* L.) (Nkoa, 2014), päevalille (*Helianthus annuus* L.) (Ahmad ja Jabeen, 2009) ja maisi (*Zea mays* L.) väetamisel (Chatingy *et al.*, 2008).

Kääritusjäägi mõju mulla füüsikalistele omadustele

Kääritusjäägi mõju mulla füüsikalistele omadustele on vähe uuritud. Seni puudvad katsed, kus on pikema perioodi vältel võrreldud mulla füüsikalisi omadusi sõnniku ja selle kääritusjäägiga väetamisel.

Kääritusjäägi kohta märgitakse, et see vähendab mulla lasuvustihedust (Grag *et al.*, 2005; Beni *et al.*, 2012) ja suureneb mulla agregaatide stabiilsust (Beck ja Brandhuber, 2012) ning veejuhtivust (Grag *et al.*, 2005; Beni *et al.*, 2012). Arvatakse, et tänu suurele orgaanilise ja kuivaine sisaldusele ning laiale tselluloosi/ligniini suhtele võib kääritusjäägi tahesega väetamine soodustada mulla agregaatide moodustumist ja ühtlasi suurendada ka mulla veehoiuvõimet (Nkoa, 2014).

Kääritusjäägi mõju mulla mikroorganismidele ja vihmaussidele

Kääritusjäägi mõju mulla mikroorganismidele on võrreldes mineraalväetistega erinev. Kääritusjäägis sisalduv C stimuleerib mikroorganisme, mistõttu on nende aktiivsus kääritusjäägiga väetatud mullas võrreldes väetamata (kontroll) ja mineraalväetisega väetatud mullaga suurem (Ross *et al.*, 1989; Schröder *et al.*, 1996; Clements, 2001; Kautz ja Rauber, 2007; Bachmann *et al.*, 2011; Albuquerque *et al.*, 2012b; Galvez *et al.*, 2012; Walsh *et al.*, 2012a,b; Möller, 2015). Sellest

saab järeldada, et kääritusjäägi mõju mulla mikrobioloogilisele aktiivsusele võrreldes mineraalväetistega on positiivne.

Võrreldes sõnnikuga on kääritusjäägi mõju mulla mikroorganismide aktiivsusele veidi väiksem (Abubaker *et al.*, 2013). Kääritusjäägiga väetades on basaalne hingamine, substraadi poolt indutseeritud hingamine, mikroorganismide kasv, metaboolne koefitsient ja N mineralisatsiooni võime pärast mulda viimist võrreldes kääritamata sõnnikuga lühiajaliselt väiksemad (Schröder *et al.*, 1996), mille põhjuseks võib olla sõnniku omaduste muutumine anarobse kääritamise käigus (Abubaker *et al.*, 2013). Selline erinevus ei kesta kaua, sest nagu näitas Schauss *et al.* (2006) katse, pärast 4 aastat kestnud väetamist $C_{mikroobne}$, $C_{üld}$, $C_{veega\ ekstraheeritav}$ sisaldus, nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni aktiivsus kääritatud ja kääritamata sõnnikuga väetatud mullas ei erinenud. Ilmselt püsib erinevus kääritamata ja kääritatud sõnniku mõju vahel seni, kuni kääritamata sõnnikus saavad lagundatud need kergesti lagundatavad süsinikühendid, mis kääritatud sõnnikus lagundati reaktoris. Kääritusjäägi laotamisel on eeldada arhede koosluse proportsionaalset suurenemist mullas, samas kui eubakteriaalsele kooslusele on mõju vähemärgatav (Johansen *et al.*, 2013; Abubaker *et al.*, 2013).

Kääritatud ja kääritamata sõnniku mõju mulla mikroorganismide aktiivsusele sõltub palju sellest, kas muld on kultuuridega kaetud või on tegemist mustkesaga. Kui kultuuride väetamisel kääritatud ja kääritamata materjali mõju mulla mikroorganismide aktiivsusele enamasti ei erine või erineb vähe (Möller, 2015), siis kesa kääritusjäägiga väetamise järel on mikroorganismide aktiivsus mullas sõnnikuga võrreldes märgatavalt väiksem. Selle arvatavaks põhjuseks on mikroorganismide jaoks väiksem omastatavate toitainete ning suurem raskesti lagundatava orgaanilise aine sisaldus kääritusjäägis. Kultuuridega kaetud mullal, jääb kultuuridest mulda mikroorganismide jaoks kergesti lagundatavat orgaanilist ainet (taimede lehed, juured jne), mistõttu seal kääritusjäägi ja vedelsõnniku mõju erinevus ei avaldu. (Friedel *et al.*, 1996; Ernst *et al.*, 2008; Möller, 2015). Kääritusjäägi mõju mulla mikroorganismide aktiivsusele sõltub veel ka sellest kui palju on seal alles kergesti lagundatavaid süsinikühendeid. Mida rohkem neid on, seda enam kääritusjääk mikroorganismide aktiivsust mullas väetamise järel suurendab (Johansen *et al.*, 2013).

Kääritusjäägiga väetamine võib võrreldes kääritamata materjaliga muuta mullas ka mikroobikoosluse struktuuri ja funktsionaalsust (Chen *et al.*, 2012; Abubaker *et al.*, 2013; Möller, 2015). Võrreldes sõnnikuga, on kääritusjäägiga väetatud mullas rohkem aeglaselt kasvavavaid mikroorganisme (Chen *et al.*, 2012), mille arvatavaks põhjuseks on kääritusjäägis leiduvate süsinikühendite väiksem lagundatavus (Müller, 2015). Abubaker *et al.* (2013) uurimistöö näitas, et mikroorganismide struktuuri muutuse ulatus on mõjutatud mulla lõimisest. Kõige rohkem erines

seasõnniku ja selle kääritusjäägi mõju liivmullal. Savi ja orgaanilisel mullal oli nende mõju erinevus mikrobikoosluse struktuurile väiksem. Selle põhjuseks arvab autor olevat liivmullale omast väikest toitainete sisaldust ja mikrobiaalse aktiivsuse taset ning madalat pH-d. Abubaker *et al.* (2013) katses muutus liivmullal mikroorganismide struktuur kõige rohkem sõnnikuga väetamisel, mille põhjuseks võis olla sõnnikuga mulda viidud suurem kogus C-d (väetiste normid arvutati katses väetise NH₄-N sisalduse alusel, mis oli kääritusjäägis suurem), mis võis mõjuda stimuleerivalt mõnele mullas esinevale bakterirühmale. Autor märgib samuti, et sõnniku ja kääritusjäägi erinev mõju mulla mikorganismide struktuurile võib olla põhjustatud nende väetiste veidi erinevast mikroobide koosseisust. Kääritamine toimub kõrgel temperatuuril, millel on teatud bakteritele surmav mõju, mistõttu viiakse kääritusjäägiga elujõuliseid baktereid mulda vähem (Abubaker *et al.*, 2013). Mineraalväetisega võrreldes on kääritusjäägi negatiivne mõju mulla mikrofloora liigirikkusele väiksem (Sapp *et al.*, 2015). Kokkuvõttes näitavad kääritusjäägi ja vedelsõnniku mõju käsitlevad uurimistööd, et laotamise järgne mõju mullamikroorganismide aktiivsusele on vedelsõnnikul kääritusjäägiga võrreldes suurem. Eriti tuleb see esile neil muldadel, kus mikroorganismide tegevus, lagundamiseks sobiva orgaanilise aine puudumise või keskkonnatingimuste tõttu on pärsitud.

Kääritusjäägi mõju on uuritud eraldi veel ka mitmete mulla ensüümide puhul (Tabel 2). Need uuringud näitavad, et valdavalt on efekt neutraalne. Kuid nii aluselise fosfaasi kui ka dehüdrogeenasi puhul on leitud, et kääritusjääga väetamine võib nende sisaldust mullas nii suurendada kui vähendada (Tabel 2).

Tabel 2. Kääritusjäägi mõju mulla ensüümidele (Müller, 2015)

Ensüüm	Kääritusjäägi mõju	Allikas
aluseline fosfataas	positiivne	Alburquerque <i>et al.</i> , 2012
	negatiivne	Bachmann, 2014
β-glükosidaas	neutraalne	Alburquerque <i>et al.</i> , 2012, Rauberg, 2007 (Müller, 2015 põhjal), Chen <i>et al.</i> , 2012
uurea	neutraalne	Alburquerque <i>et al.</i> , 2012b
proteaaas	neutraalne	Alburquerque <i>et al.</i> , 2012b
dehüdrogenaas	positiivne	Kautz ja Rauber, 2007 (Müller, 2015 põhjal)
	negatiivne	Bachmann, 2014

Positiivne sisaldus mullas suurenes

Neutraalne: mõju puudus
Negatiivne: sisaldus mullas vähenes

Üksikutes uurimistöödes on käsitletud kääritusjäägi mõju ka vihmausside arvukusele. B. Elste *et al* (2010) (Müller, 2015 järgi) andmetel suurendab kääritusjäägiga väetamine väetamata mullaga võrreldes vihmausside rohkust. Veel on leitud, et sõnniku ja digestaadi mõju võib vihmaussidele olla liigiti erinev. Näiteks *Lumbricus terrestris* (harilik vihmauss) eelistab vedelsõnniku ja *Eisenia fedita* (sõnniku uss) kääritusjäägiga väetatud mulda. Autor märgib ka, et kääritusjäägiga väetatud lappidel olid vihmaussid väiksemad kui vedelsõnniku lappidel (Clements, 2013). Samas on ka neid tulemusi (Frøset *et al.*, 2014), mis näitavad, et kääritusjäägi mõju on vihmaussidele sarnane kääritamata substraadiga.

Kääritusjäägi mõju patogeenidele ja potentsiaalselt toksilistele ühenditele

Kääritusjäägi laotamisega on seotud teatavad eelarvamused taime- ja inimpatogeenide võimaliku leviku osas, kuid valdkondlikult on üldtunnustatud tõdemus, et anaeroobne kääritamine vähendab patogeenide arvukust oluliselt ning seda nii tavapärasel mesofiilses temperatuurivahemikus 37-40 °C, kuid veelgi enam termofiilse protsessis 50-55 °C juures (Franke-Whittle ja Insam, 2013). Anaeroobne kääritamine on efektiivne protsess inaktiveerimaks enamusi patogeenseid vorme nagu bakterid, viirused, seedeelundkonna parasiidid ja ka seened. Kuid parim kääritusjäägi kvaliteedi kontroll on ka patogeenide seisukohast tagada kõrge tooraine kvaliteet ehk välistada biogaasijaama sattumast kõrgendatud riskiga biolagunevaid jäätmeid nagu näiteks sõnnik tõsiste loomatervise probleemidega farmidest (Al Seadi *et al.*, 2013). Patogeenide inaktiveerimist mõjutavad eelkõige anaeroobse kääritamise temperatuur ja protsessi viibeaeg kombineeritult pH, redokspotentsiaali ja ammoniumi kontsentratsiooniga (Engeli *et al.*, 1993). Patogeenidega seotud riske ei ole võimalik orgaaniliste väetiste nagu vedelsõnnik ja kääritusjääk puhul kunagi lõplikult välistada, kuid anaeroobne kääritamine on protsess, mis garanteerib patogeenide kontsentratsiooni märkimisväärse vähenemise ning alandab olulisel määral kõikvõimalikke patogeenidega seotud riske orgaaniliste väetiste kasutamisel (Insam *et al.*, 2015).

Kui orgaanilised saateained nagu PAH, PCB, pestitsiidid ja fenoolid ei ületa toorainetes anaeroobse kääritamise protsessi inhibitsiooni indutseerivaid piirkontsentratsioone, siis tavapäraselt anaeroobse kääritamise käigus toimub erinevate ksenobiootikumide lagundamine ning orgaaniliste saasteainete sisaldused peale kääritamise protsessi on madalamad kui kasutatud toorainetes (Bertin *et al.*, 2007; Barret *et al.*, 2013). Kääritusjäägi potentsiaalne toksilisus on

otseses sõltuvuses sisendtooraine kvaliteedist. Kui biogaasijaamas kasutatavad toorained sisaldavad toksilistes kontsentratsioonides erinevaid ksenobiootikume, siis on ka kääritusjäätunud ühenditega saastunud (kuigi vähenenud määral, sest teatud ulatuses need protsessi lagundatakse). Samas on kõigi biogaasijaamade operaatorite huvi välistada võimalike toksiliste ühendite sattumine biogaasijaama, sest ühendid, mis on potentsiaalselt toksilised mulla mikroorganismidele on seda ka biogaasi tootvatele bakteritele ja arhedele ning vähendaksid oluliselt biogaasijaama tootlikust või halvimal juhul seiskaks biogaasi tootmisprotsessi täielikult, mis oleks olulise mõjuga majanduslik kahju igale biogaasijaamale.

Kääritusjäät lootamisel toitainete võimalik leostumine, emissioonid ja lootustehnika PVT

Kääritusjäät toitainetest kõige suurema leostumise ja emissiooni potentsiaaliga on mineraliseerunud lämmastiku ühendid. Kääritusjäät kõrgema pH ja ammooniumi osakaalu tõttu on selle ammoniaagi lenduvuse potentsiaal suurem, kui vedelsõnnikul (Loria *et al.*, 2007) ning vajab seetõttu suuremat tähelepanu parima võimaliku tehnoloogia printsiipide rakendamisel kääritusjäät käitlemisel ja lootamisel. Ammoniaagi lenduvus lootamisel sõltub lootustehnikast, ilmastikutingimustest (temperatuur, tuule kiirus, õhuniiskus jne), kääritusjäät koostisest, viskoosusest ja pinnasesse infiltreerumise kiirusest (Birkmose, 2009; Quakernack *et al.*, 2012; Köster *et al.*, 2014). Kääritusjäät toitainete kadude minimeerimiseks on oluline detailselt analüüsida kääritusjäät koostist (eelkõige lämmastikühendite sisaldust ja omavahelisi proportsioone), rakendada parimat võimalikku lootustehnoloogiat ja täppisväetamise lahendusi ning tagada mulda viidavate toitainete koguste parim võimalik vastavus antud ajahetkel kultuuride toitainete vajadusega. Lukehurst *et al.* (2010) soovib kääritusjäät lootamisel lähtuda väetatavate kultuuride P vajadusest, et minimeerida P võimalikku leostumist. Kõik eelnev kokku võimaldab ära hoida lämmastiku ja fosfori leostumist põhja- ja pinnavette ning minimeerida kadusid emissioonide kaudu (NH_3 , N_2O või N_2) (Bardgett ja Wardle, 2010; Albuquerque *et al.*, 2012b). Kõrged ammooniumi ja rasvhapete (kerget metaboliseeritav süsinik) kontsentratsioonid ning sellest lähtuv denitrifikatsiooni aktiivsuse kasv on üheks peamiseks põhjuseks, miks vedelsõnniku lootamise järgselt on N_2O emissioonid põllult olulised suuremad kui kääritusjäät lootamise puhul (Chatigny *et al.*, 2007). Seetõttu on võimalike N_2O emissioonide vähendamiseks lootamisel vaja tagada anaeroobse kääritamise protsessis kergesti metaboliseeritava süsiniku maksimaalne konversioon biogaasiks ehk kääritusjäät võimalikult madal jääk biogaasi potentsiaal (Steinfeld *et al.*, 2006).

Kääritusjäägi parima võimaliku laotamistehnika osas on väga hea ülevaatliku töö teostanud Birkmose (2009), kelle tööst järeldub, et kääritusjäägi puhul kehtivad üldiselt samad põhimõtted, mis ka vedelsõnniku laotamisel, kuid suuremat tähelepanu tuleb osutada ammoniaagi võimalikule lenduvusele. Seetõttu on soovituslik laotada kääritusjäägi kas mulda sisestamise tehnoloogiatega või lohisvoolikuga (lohisvoolikuga N emissioonid võrreldes mulda sisetustehnoloogiaga rohkem sõltuvad ilmastikutingimustest), kuid kääritusjäägi paisklaotamine peaks madala efektiivsuse tõttu olema välistatud. Oluline on laotamisel tagada minimaalne atmosfääriga kontaktis olev kääritusjäägi eripind ning teostada nii kiiresti kui võimalik kääritusjäägi sissekünd.

Kokkuvõtvad soovitused kääritusjäägi ja vedelsõnniku laotamiseks, et oleks minimeeritud lämmastiku leostumise ja emissiooni oht on järgnevad (Al Seadi *et al.*, 2013):

- Eelistatud laotusaeg on vegetatsiooniperioodi algus, kuid eelkõige on oluline, et väetamine toimuks ajal, mil taimede toitainete vajadus on suur
- Laotamiseks on parim kõrge õhuniiskuse või kerge uduvihmaga ja tuuletu ilm
- Kuiv, päikseline ja tuuline ilm laotamise ajal suurendab emissioone ja vähendab taimede poolt lämmastiku omastamise efektiivsust
- Kääritusjäägi ja vedelsõnniku homogeensus enne laotamist tuleks saavutada mõõduka segamise intensiivsuse juures
- Kääritusjäägi laotamine peaks toimuma ainult „jahutatult“ lõpp-hoidlate kaudu. Kõrge temperatuur soodustab ammoniaagi emissiooni
- Mulda sisestamise tehnoloogia või lohisvoolik on parim võimalik laotustehnoloogia- paisklaotur on kääritusjäägi ja vedelsõnniku laotamiseks mitmetes riikides selle ebaefektiivsuse tõttu keelatud

2014. ja 2015. aastal AS Tartu Agro rohumaa del tehtud kääritusjäägi ja vedelsõnniku väetusomadusi võrdleva uurimistöö kokkuvõte

Vedelsõnniku ja kääritusjäägi võrdlevale põldkatsele pandi EMÜ Põllumajanduse ja keskkonnainstituudi, TTÜ Keemiainstituudi ja AS Tartu Agro koostöös alus 2014 aasta kevadel, kui algatati ühine koostööprojekt AS Tartu Agro rohumaa del. 2014. aasta põldkatsete tulemused on võetud kokku projekti „Alternatiivsete väetusainete keskkonnahoidliku kasutuse võimalused ja efektiivsus tava- ja maheviljeluses võrdlevalt traditsiooniliste orgaaniliste ja mineraalväetistega“ aruandes. Käesolev projekt on 2014 aastal AS Tartu Agro juures teostatud põldkatsete jätkuprojektiks ja viidi läbi sama katseplaani alusel ning samal rohumaa l. Projekti eesmärkideks on anda detailne ülevaade veise vedelsõnniku ja digestaadi koostise ning väetusomaduste võrdlusest ja põldkatse teostamise kaudu võrrelda mõlema orgaanilise väetise mõju biomassi saagikusele,

mulla koostisele ja ensümaatilisele aktiivsusele. Terviklikkuse huvides esitatakse selles aruandes uuesti ka 2014 aastal saadud põldkatse tulemused.

Vedelsõnniku ja kääritusjäägi proovide koostise ja omaduste võrdlus ning väetusplaan

Põldkatses kasutati AS Tartu Agro Rahinge farmi vedelsõnnikut ja kääritusjääki OÜ Tartu Biogaasile kuuluvast Ilmatsalu biogaasijaamast. Vedelsõnniku proovid võeti otse Rahinge farmi vedelsõnniku vahepumplast ning kääritusjäägi proovid võeti kääritusjäägi lõpp-hoidlast peale täielikku läbisegamist. Oluline on rõhutada, et katses kasutatud veise vedelsõnnik ja kääritusjääk ei ole päris üks-ühele võrreldavad, sest Ilmatsalu biogaasijaamas kasutatakse lisaks veise vedelsõnnikule substraadina veel ka sea vedelsõnnikut, tahesõnnikut (põhu allapanu), rohtset biomassi ning vähesel määral (alla 5% kogu massist) ka põllumajanduslikke ja toiduainetetööstuse kõrvalprodukte. Lisatoorained omavad küll teatud mõju digestaadi koostisele, kuid kuna üle 85% biogaasijaama toorainest koosneb vedel- ja tahesõnnikust, siis on tegu ikkagi sõnnikul baseeruva digestaadiga. Teine oluline aspekt on see, et vedelsõnnik võeti otse farmi vedelsõnniku vahepumplast ehk puudub hoiustamise käigus sademete kaudu lahjendamise mõju ning võimalik N kadu ammoniaagi lendumise kaudu. Kääritusjääk oli vastupidiselt hoiustatud üle talve hoidlates ja mõjutatud sademete lahjenduse efektist. Eelnevalt kirjeldatud on vaja arvestada vedelsõnniku ja kääritusjäägi koostise andmete võrdlemise puhul ning ka kõigi teiste orgaaniliste väetistega seotud projektide puhul on oluline, et orgaaniliste väetiste proovivõtu koht, hoiustamise mõju jne oleks detailselt kirjeldatud. Vastasel juhul on väga suur võimalus ekslike järelduste tegemiseks. Kääritusjäägi puhul on samuti oluline kirjeldada biogaasijaamas toorainena kasutatavaid substraate, protsessi tingimusi ja täpselt defineerida proovivõtu koht (põhikääriti, järelkääriti või lõpp-hoidla), sest see omab väga suurt mõju kääritusjäägi koostisele ja stabiilsusele.

Ilmatsalu biogaasijaama biogaasi tootmisprotsess toimib eeskujulikult ehk kääritusjääk on stabiliseeritud - selles on madal rasvhapete kontsentratsioon, optimaalne rasvhapete ja puhverduvusvõime suhe ning ammooniumi osakaal üldlämmastikust >60%. Kui 2014 aasta põldkatse ajal oli Ilmatsalu biogaasijaam veel protsessi käivitamise faasis ja kääritusjäägi koostis oli katse jooksul erinevate omadustega, siis 2015 aasta põldkatse teostamise ajaks oli protsess saavutanud optimaalsed tööparameetrid ja töötas stabiilsetes tingimustes. Biogaasijaamade toorainete ja kääritusjäägi võimaliku toksilisuse diskussiooni juures on oluline rõhutada aspekti, et kõik, mis on toksiline mulla mikroorganismidele ja taimede kasvule on samamoodi toksiline ka biogaasi tootmisprotsessile. Seetõttu on iga biogaasijaama huvi tagada vaid toksiliste ainete vaba tooraine kasutamine biogaasijaama sisendina (Al Seadi *et al.*, 2013). Põllumajanduslike biogaasijaamade puhul seab toorainete kasutamisele selged piirangud loomsete kõrvalsaaduste määrus, millest

tulenevalt hügieniseerimist vajavaid 2 ja 3 kategooria loomseid kõrvalsaaduseid toorainena tavapäraselt ei kasutata, kui just ei ole eelkäitlustehnoloogiana rajatud hügieniseerimise sõlme, mis peab vastama kogu oma korralduselt rangetele veterinaarsetele nõuetele. Samamoodi on välistatud reoveesette kasutamine põllumajanduslikes biogaasijaamades, sest see muudaks kogu kääritusjäägi koheselt reoveeseteks ning kääritusjäägile rakenduksid kõik reoveesette määrusest tulenevad piirangud. Ka sõnnikute puhul on biogaasijaamad rakendanud selgeid piiranguid vastuvõetavatele sõnnikutele- need peavad garanteeritult olema tavapärasest kõrgemate desoainete ja antibiootikumide kontsentratsioonide vabad, et vältida võimalikku biogaasi tootmisprotsessi tootlikkuse langust. Seega kokkuvõtvalt on põllumajanduslike biogaasijaamade jaoks toorainetena kasutatavad kõikvõimalikud sõnnikud, rohtne biomass, põllumajandustootmise kõrvalproduktid ja toiduainetetööstuste kõrvalproduktid (õlleraba, vadak, praak jne) ja muud toiduainetetööstuse biolagunevad jäätmed (flotatsioonimudad, koorimisjäädid jne), kui nendes on tagatud võimalike toksiliste ühendite normaalsest foonist kõrgemate kontsentratsioonide puudumine.

Tabel 3, 4 ja 5 annavad detailse ülevaate vedelsõnniku ja kääritusjäägi omadustest ja koostisest. Nii nagu ka kirjandusülevaatest järeldub, siis peamine erinevus vedelsõnniku ja kääritusjäägi vahel on pH-s, kuivaines, orgaanilises aines, $\text{NH}_4\text{-N}$ osakaalus ja erinevates süsinike vormides. Ülejäänud makro-ja mikrotoitainete osas kehtib põhimõte, et toitainete kogus, mis biogaasijaama sisestatakse võrdub kogusega mis biogaasijaamast kääritusjäägiga eemaldatakse. Võib küll toimuda konversioon tahkete ja vedelate olekute vahel, kuid summaarne massibilanss sisendi ja väljundi vahel on võrdne. Proovide analüüsipõhised erinevused sõltuvad eelkõige hoiustatud vedelsõnniku või kääritusjäägi segamise homogeensuselt enne proovivõttu ehk kas kõik settinud ja floteeruvad osakesed on ühtlaselt proovis segunenud või mitte. Kõik koostise muutused vedelsõnniku ja kääritusjäägi vahel vastavad ka käesolevas katse puhul tavapraktikale ehk kääritusjäägi pH on üle 0.5 ühiku kõrgem vedelsõnniku omast, kääritusjäägi ammoniumi osakaal üldlämmastikust on 66% (võrreldes 48% vedelsõnnikus) ehk taimedele kiirelt omastatava lämmastiku osakaal kääritusjäägis on märgatavalt kõrgem. Suurimad muutused toimuvad biogaasi tootmisprotsessis süsiniku sisaldusega- anaeroobse kääritamise käigus muundatakse kiirelt metaboliseeritavad süsinikuallikad (rasvhapped, suhkrud, rasvad jne) biogaasiks, kuid lignotselluloosse biomassi lagundamine toimub vaid osaliselt. Rasvhapete lagunemine biogaasi tootmisprotsessis tuleb väga selgelt välja Tabel 4 võrdluse alusel- kääritusjäägis on marginaalsed rasvhapete jääkkontsentratsioonid, samas kui vedelsõnnikus on need summaarselt üle 10 g/l. Kõrge rasvhapete sisaldus on üks peamisi intensiivse haisu põhjuseid vedelsõnniku laotamisel ning rasvhapete konversioon on ka peamine põhjus, miks kääritusjääk vähendab oluliselt haisu

intensiivsust ja levikut selle käitlemisel. Hemitselluloos konverteeritakse üle 90% ulatuses biogaasiks, tselluloosi konversiooni ulatus sõltub biomassi eeltötluse efektiivsusest, kuid tselluloosi konversiooni efektiivsus on oluliselt väiksem kui hemitselluloosil ning ligniin on anaeroobse kääritamise protsessi käigus sisuliselt mitte lagundatav. Ligniini lagundamatust anaeroobse kääritamise protsessis kinnitab ka selle osakaalu suurenemine kuivaines võrreldes vedelsõnnikuga. P, Mg ja Ca sisalduste vähenemine kääritusjärgis on seletatav pH 8 juures toimuvate osaliste kristalliseerumise protsessidega (struviidi moodustumine jne), mis näitab ka kääritusjärgi mitte päris ideaalset segunemist enne põldkatses kasutamist.

Raskmetallide, PAH ja PCB sisaldused nii vedelsõnnikus kui ka kääritusjärgis on marginaalsed. Kui raskmetallide sisaldusi võrrelda piirkontsentratsioonidega, mis on seatud reoveesette kasutamisele põllumajanduses, siis on kontsentratsioonide suurusjärk 10 korda madalam seatud piirnormidest. PAH ja PCB sisaldused on mõlemas proovis samuti korras- võrreldes väga mahuka Šveitsis tehtud uuringuga on käesolevad tulemused oluliselt madalamad Brändli *et al.* (2007) poolt analüüsitud 70 proovi mediaanväärtustest. Tabel 6 annab ülevaate kahe väetuskorraga laotatud summaarsetest toitainete kogustest. Tabel 6 viimane rida on vedelsõnniku ja kääritusjärgi omavaheline suhe- kui väärtus on üle 1, siis vedelsõnnikuga viiakse mulda vastava väärtuse kordne kogus võrreldes kääritusjärgiga; kui väärtus on alla 1, siis vedelsõnnikuga viiakse mulda kääritusjärgist kordaja võrra väiksem kogus. Kõige suuremad kordajad on seotud (suhteliselt) kiirelt metaboliseeritavate orgaanilise aine kogustega, mis toetavad eelnevat arutelu C konversiooni osas. Tabel 6 ei käsitle rasvhapete koguste erinevuseid, kuid Tabel 3 rasvhapete kontsentratsioonide alusel on üheselt selge, et vedelsõnnikuga viiakse mulda oluliselt rohkem kiirelt metaboliseeritavat C, mis kasvuhoonegaaside (N₂O) emissioonide seisukohast on pigem negatiivse mõjuga.

Tabel 3. Vedelsõnniku ja kääritusjäägi koostised

Väetamine 2015	Proov	pH	KA, %	OA, % KA	NH ₄ -N kg/t	N kg/t	NH ₄ - N/N _{üld} %	P kg/t	K kg/t	Mg kg/t	Ca kg/t
1	Kääritusjääk 08.04.2015	7.64	5.41	70.07	2.56	3.85	0.66	0.72	2.75	1.01	1.24
2	Kääritusjääk 08.06.2015	7.8	6.26	63.18	2.54	3.87	0.66	0.71	3.16	0.55	1.29
1	Vedelsõnnik 08.04.2015	7.12	8.72	83.03	1.94	4.1	0.47	0.89	2.48	1.11	1.45
2	Vedelsõnnik 08.06.2015	6.95	8.74	70.31	1.85	3.87	0.48	0.78	2.64	0.84	1.44

Tabel 4. Vedelsõnniku ja kääritusjäägi koostised

Väetamine 2015	Proov		%, KA-st			Rasvhapped, mg/l					
		VFA/ALK	Hemi- tselluloos, %	Tselluloos , %	Ligniin, %	Äädik- hape	Propioon- hape	Iso- võihape	Võihape	Iso- pentaan- hape	Pentaan- hape
1	Kääritusjääk 08.04.2015	0.17	0.19	17.07	19.73	36.0	5.1	3.0	2.1	1.4	2.0
2	Kääritusjääk 08.06.2015	0.35	0.71	9.24	18.73	181.0	103.0	10.0	1.8	3.6	2.7
1	Vedelsõnnik 08.04.2015	5.22	16.43	23.99	14.63	5836.3	1790.1	109.7	511.3	109.5	57.0
2	Vedelsõnnik 08.06.2015	1.29	9.88	22.41	11.91	7994.0	2229.5	186.4	1286.8	260.3	177.3

Tabel 5. Vedelsõnniku ja kääritusjäägi koostised

Väetamine 2015	Proov	Raskmetallid, mg/kg KA								PAH summaarne mg/kg KA	PCB summaarne µg/kg KA
		As	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn	Cu	Hg		
1	Kääritusjääk 08.04.2015	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2	Kääritusjääk 08.06.2015	<2.5	<1	4.91	4.29	<2	227	73.7	0.03	1.02	3
1	Vedelsõnniku 08.04.15	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2	Vedelsõnnik	<2.5	<1	3.85	3.65	<2	169	26.1	0.01	0.94	3
<i>Raskmetallide piirnormid reoveesette kasutamisel põllumajanduses</i>		50	3	50	100	100	1500	600	2	-	-

nd- ei analüüsitud

Tabel 6. Vedelsõnniku ja kääritusjäägi kahe väetamise summaarne laotusnorm ja mulda viidud toitainete ja C kogused

Väetis	Summaarne laotamine t/ha	KA kg/ha	OA kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	Nüld kg/ha	P kg/ha	K kg/ha	Mg kg/ha	Ca kg/ha	Hemi- tselluloos kg/ha	Tselluloos kg/ha	Ligniin kg/ha
Kääritusjääk	19.2	1120.3	743.6	48.9	74.1	13.7	56.7	14.9	24.3	5.2	144.2	215.0
Vedelsõnnik	20.0	1746.0	1338.5	37.9	79.7	16.7	51.2	19.5	28.9	229.6	405.0	231.7
Vedelsõnnik/kääritusjääk		1.6	1.8	0.8	1.1	1.2	0.9	1.3	1.2	43.7	2.8	1.1

Tabel 7. Vedelsõnniku ja kääritusjäägi kahe väetamise summaarne mulda viidud raskmetallide kogus

Väetis	Raskemetallid, PAH ja PCB, g/ha									
	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn	Cu	Hg	PAH	PCB
Kääritusjääk	3.00	1.20	5.90	5.16	2.40	272.84	88.58	0.04	0.61	0.0018
Vedelsõnnik	4.37	1.75	6.73	6.38	3.50	295.41	45.62	0.02	0.82	0.0026
Vedelsõnnik/kääritusjääk	1.5	1.5	1.1	1.2	1.5	1.1	0.5	0.5	1.3	1.5

Põldkatse metoodika

Katse rajati 2014. aasta aprillis Ilmatsalus, AS Tartu Agro esimese aasta põldheina põllule (34 ha). Katseala paiknes gleistunud leetjal mullal (Klg), (I-III kordus) ja leetjal mullal (KI) (IV kordus). Mulla agrokeemilised näitajad varieerusid suurtes piirides: pH 6,0 - 6,6, üld N 0,22 – 0,5 %, $\text{NO}_3\text{-N}$ 4,4 – 10,3 mg kg⁻¹ $\text{P}_{\text{Mechlich3}}$ 80,2 – 130,2 mg kg⁻¹, $\text{K}_{\text{Mechlich3}}$ 185,7 – 356,7 mg kg⁻¹, Mg 321 – 491 mg kg⁻¹ ja C_{org} 2,5 - 4,9 % (vastab huumuse sisaldusele 4,3 - 8,4%). Nende näitajate põhjal oli katseala mulla huumusesisaldus kõrge – väga kõrge; P tarve keskmine – väike; K tarve keskmine – väike; Mg tarve väga väike.

Põllu rajamiseks oli kasutatud seemnesegu, mis koosnes punasest ristikust (*Trifolium pratense* L.) 'Jõgeva 433', 25%, põldtimutist (*Phleum pratense* L.) 'Tika', 30%, harilikust aruheinast (*Festuca pratensis* Huds.) 'Arni', 30% ja karjamaa raiheinast (*Lolium perenne* L.) 'Raite', 15%. Katses oli neli väetusvarianti: kontroll (väetamata), veisevedelsõnnik (edaspidi vedelsõnnik), veisevedelsõnniku kääritusjääk (edaspidi kääritusjääk) ja mineraalväetis. Mineraalväetisena kasutati Venemaal toodetud väetist NP 33-3. Kõik katsevariandid olid neljas korduses. Ühe korduse laiuseks oli laoturi kahe töökäigu laius, mis orgaanilise väetise laoturil oli 16,8 m ja mineraalväetise külvikul 48 m. Kontrollvariandi üks kordus oli 6 m lai. Kõik kordused olid ca 600 m pikad, ulatudes ühest põlluservast teise. Iga korduse sisse märgiti neli 2 x 7 m suurust (14 m²) katselappi, millelt toimus saagiarvestus ja kust koguti proovid taimiku botaanilise koosseisu ja rohu kuivaine sisalduse määramiseks. Ühe väetusvariandi saagiarvestus toimus kokku 16 lapilt. Orgaaniliste väetiste normid arvutati nende väetiste keskmise fosfor sisalduse põhjal. Eesmärgiks oli mõlema väetisega anda aastas mulda 25 kg fosforit. Tegelikult mulda viidud fosfori koguse selgitamiseks võeti igal väetuskorral mõlemast väetisest proov, mida laboris analüüsiti. Orgaanilised väetised viidi taimikusse lägalaoturiga Challenger Terra Gator 2244. Mineraalväetist anti normiga 80 kg N ha⁻¹ taimiku pinnale. Väetisena kasutati Venemaal toodetud väetist NP 33-3. Kõik väetised anti kolmes võrdses osas: kevadel enne rohukasvu algust ning pärast I ja II niidet. Väetistega mulda antud kuivaine, orgaanilise aine ning N-i ja P kogus on toodud tabelis 8.

Esimesel aastal toimus esimene niide punase ristiku õitsemisfaasi alguses. I ja II ning II ja III niite vahel oli rohukasvuperiood vastavalt 39 (päevade arv alates väetamisest) ja 53 päeva. Teisel aastal tehti 2 niidet, sest majand soovis külvata sügisel sellele põllule talirapsi. Rohukasvuperioodide keskmised õhutemperatuurid ja sademete hulgad on toodud tabelis 9. Esimene niide toimus punase ristiku õitsemisfaasi alguses. Rohukasvuperiood I ja II niite vahel kestis 39 päeva.

Saak niideti mõlemal aastal katsekombainiga Haldrup kõigilt lappidelt 10,5 m² suuruselt pinnalt. Vahetult enne niitmist võeti ühe korduse nelja lapi kohta üks ca 1 kg raskune proov taimiku botaanilise koosseisu ja eraldi proov rohu kuivaine sisalduse määramiseks.

Mullaproovid võeti 0-10 cm sügavusest kihist katse alguses ja esimesel aastal veel ka 7 päeva pärast igit väetise

Tabel 8. Väetistega mulda antud kuivaine, orgaanilise aine ning N-i ja P kogus

Väetamine	Väetisega antud kogus, kg ha ⁻¹					
	Väetise kogus	Kuivaine	Orgaaniline aine	NH ₄ -N	Kogu N	P
2014.a.						
Vedelsõnnik						
1	10000	972	810,4	23,9	44,8	8,3
2	10000	914	753,7	19,1	40,6	8,3
3	10000	1053	868,7	21,5	39,2	8,3
Kokku	30000	2939	2432,8	64,5	124,6	24,9
Kääritusjääk						
1	9600	408	280,9	25,9	38,9	6,9
2	9600	673	495,2	27,8	41,6	9,7
3	9600	523	392,4	26,4	39,5	6,2
Kokku	28800	1604	1168,5	80,1	120	22,8
Mineraalväetis						
1	80	-	-	-	26,4	1,06
2	80	-	-	-	26,4	1,06
3	80	-	-	-	26,4	1,06
Kokku	80	-	-	-	79,2	3,18
2015.a.						
Vedelsõnnik						
1	10000	872	724	19,4	41	8,9
2	10000	874	614,5	18,5	38,7	7,8
Kokku	20000	1746	1338,5	37,9	79,7	16,7
Kääritusjääk						
1	9600	519,4	367,2	24,6	37,0	6,9
2	9600	600,9	379,7	24,4	37,1	6,8
Kokku	19200	1120,3	746,9	49,0	74,1	13,7
Mineraalväetis						
1	80	-	-	-	26,4	1,06
2	80	-	-	-	26,4	1,06
Kokku	160	-	-	-	54,8	2,12

Tabel 9. Ilmastikutingimused rohukasvuperioodil (Eerika ilmajaama andmed)

Rohukasvuperiood ¹	Sademetete summa, mm	Keskmine õhutemperatuur, °C
1. aasta		
I (9.04 – 3.06)	118	10,6
II (9.06 – 12.07)	109	13,7
III (23.07 – 3.09)	130	17,7
2. aasta		
I (08.04 – 3.06)	120	9,0
II (08.06 – 13.07)	61,6	14,9

¹ Väetise andmisest kuni saagi koristamiseni

andmist ja kõigi kolme niite ajal. Teisel aastal võeti mullproovid ainult II niite ajal, sest I aasta tulemused näitasid, et mulla toitainete sisaldus muutus väetamise järel vähe ning varieeruvus korduste vahel oli suur. Mullaproovid analüüsiti mõlemal aastal Sakus, Põllumajandusuuringute Keskuse laborites.

Mulla mikrobioloogilist aktiivsust määrati iga variandi ühelt katselapilt neljas korduses (16 proovi ühel korral). Mullaproovid (100 g) võeti 20 cm sügavuses kihist mullapuuriga esimese katseaasta alguses (enne väetamist), keskel (II niite ajal) ning lõpus (III niite ajal) ning teise katseaasta keskel (teise II niite ajal). Proovid koguti kilekotti ning säilitati analüüsimiseni 4 °C juures. Mulla niiskust ja temperatuuri proovivõtu ajal mõõdeti perkomeetriga (Tabel 10).

Mulla mikrobioloogilise aktiivsuse näitajad määrati Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledžis. Dehüdrogenaasi aktiivsust mõõdeti von Mersi (1996), lämmastiku (N) mineralisatsiooni Kandeler'i (1996a; 1996b), potentsiaalset nitrifikatsiooni Kandeler'i (1996c) ja happelist fosfomonoesteraasi aktiivsust Margesi (1996) poolt kirjeldatud meetodika alusel.

Katsevariantide erinevuse usutavust tasemel $P < 0,05$ hinnati Fisher LSD testiga, milleks kasutati programmi Statistica, ver. 12 (StatSoft, Inc., 2014)

Tabel 10. Mulla keskmine niiskus, temperatuur ja soolsus proovivõtuaegadel (perkomeeter) 2014-2015

Kuupäev	Mulla mahuline niiskus, cm ³ /cm ³	Mulla temperatuur, C°	Mulla soolsus, µS, cm ⁻¹
8.04.14.	42,39 ^C	7,45 ^A	504,40 ^B
21.07.14.	33,17 ^A	21,31 ^C	325,91 ^A
03.09.14.	39,93 ^B	15,78 ^B	606,46 ^C
15.07.15.	36.4	17.7	518.2

Põldkatse tulemused

Väetiste mõju mullale

1. aasta tulemused

Mulla reaktsioon pH_{KCl} . Mulla reaktsioon muutus 1. aastal vähe (Tabel 11). Kõige suurem pH muutus toimus vedelsõnniku ja kääritusjäägi variandis, kus see kasvas 0,2 ühikut. Mulla pH oli usutavalt kõrgem maantee lähedal paiknenud lappidel, kus mõju avaldas maanteelt tulev tolm.

$\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus suurenes mõlemas orgaaniliseväetise variandis ja vähenes kontrolli ja eriti mineraalväetise variandis (Tabel 11).

$\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus. Väetiste mõju mulla $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldusele, oli erinev ($P < 0,05$). Kääritusjäägiga väetatud variandi mullas oli $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus 1. aasta lõpus märgatavalt suurem kui alguses (Tabel 11). Seevastu mineraalväetise variandis oli see vähenenud. Vedelsõnniku variandi kahe korduse mullas $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus suurenes ja kahes vähenes. Kontrollvariandis K sisaldus vähenes.

$\text{Mg}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus suurenes mõlema orgaanilise väetise ja vähenes mineraalväetise ning kontrollvariandi mullas (Tabel 12). Sarnaselt pH-le ja Ca-le oli Mg-d rohkem maantee lähedal paiknenud lappide mullas.

$\text{Ca}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus vähenes kõigis variantides (Tabel 12). $\text{Ca}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus oli suurem maantee lähedal paiknenud lappide mullas.

SO_4 sisaldus vähenes kõigis katsevariantides (Tabel 13).

üldN sisaldust väetamine oluliselt ei mõjutanud, kuid esines tendents, et vedelsõnniku ja kääritusjäägi variandis see suurenes ja mineraalväetise variandis vähenes (Tabel 12).

$\text{NO}_3\text{-N}$ sisaldus oli 1. aasta lõpus võrreldes selle algusega suurem kõigis katsevariantides. Muutus oli suurem vedelsõnniku ja kontrollvariandis (Tabel 13).

C_{org} sisaldus mullas katse kestel oluliselt ei muutunud (Tabel 13).

Tabel 11. Mulla reaktsioon ja $P_{\text{Mechlich3}}$ ning $K_{\text{Mechlich3}}$ sisaldus katse alguses ja 1. aasta lõpus

Väetis	Kor- dus	Mulla pH			$P_{\text{Mechlich3}}$, sisaldus mullas, mg kg ⁻¹			$K_{\text{Mechlich3}}$, sisaldus mullas, mg kg ⁻¹		
		Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus
Vedelsõnnik	I	6,6	6,7	0,1	124,3	119	-5,3	251	234	-17
Kääritusjääk	I	6,2	6,3	0,1	97,7	104,3	6,6	256	278	22
Mineraalväetis	I	6,1	5,9	-0,2	98,4	88,5	-9,9	240	212	-27
Kontroll	I	6	6,0	0	98,7	88,3	-10,4	234	208	-27
Vedelsõnnik	II	6,1	6,2	0,1	107	105,8	-1,2	260	252	-8
Kääritusjääk	II	6,1	6,2	0,1	97,9	102,8	4,9	239	273	34
Mineraalväetis	II	6,1	6,1	0	84,9	72,5	-12,4	262	227	-35
Kontroll	II	6,2	6,2	0	115,6	101,3	-14,3	293	261	-32
Vedelsõnnik	III	6,1	6,5	0,4	122,1	124,3	2,2	330	357	27
Kääritusjääk	III	6,1	6,5	0,4	118,3	119,5	1,2	308	322	14
Mineraalväetis	III	6,1	6,6	0,5	82,5	70,8	-11,7	212	184	-28
Kontroll	III	6,2	6,5	0,3	80,2	105,3	25,1	212	210	-2
Vedelsõnnik	IV	6,6	6,6	0	93,9	99,8	5,9	214	241	27
Kääritusjääk	IV	6,4	6,4	0	86,1	91,5	5,4	187	215	27
Mineraalväetis	IV	6,3	6,3	0	105,1	95	-10,1	186	158	-28
Kontroll	IV	6,4	6,3	-0,1	130,2	117,8	-12,4	195	168	-28
Variandi korduste keskmine sisalduse muutus mullas										
Vedelsõnnik	x	x	x	0,2	x	x	0,4	x	x	7
Kääritusjääk	x	x	x	0,2	x	x	4,5	x	x	24
Mineraalväetis	x	x	x	0,1	x	x	-11,0	x	x	-30
Kontroll	x	x	x	0,0	x	x	-3,0	x	x	-22

Tabel 12. Mulla Mg_{Mechlich3}, Ca_{Mechlich3} ja üld N sisaldused katse alguses ja 1. aasta lõpus

Väetis	Kor- dus	Mg, mg kg ⁻¹			Ca, mg kg ⁻¹			Üld N sisaldus mullas, %		
		Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus
Vedelsõnnik	I	428,9	435,0	6,1	3817	3694	-123	0,325	0,348	0,023
Kääritusjääk	I	438,8	460,0	21,2	3743	3713	-30	0,360	0,390	0,03
Mineraalväetis	I	471,9	462,3	-9,6	4203	4066	-137	0,428	0,438	0,01
Kontroll	I	469,9	460,5	-9,4	4091	3945	-146	0,42	0,403	-0,017
Vedelsõnnik	II	490,8	493,5	2,7	4374	4209	-165	0,453	0,480	0,027
Kääritusjääk	II	480,5	496,5	16	4326	4230	-96	0,448	0,458	0,01
Mineraalväetis	II	456,9	460,8	3,9	4153	4147	-6	0,435	0,405	-0,03
Kontroll	II	480,6	480,3	-0,3	4493	4322	-171	0,475	0,458	-0,017
Vedelsõnnik	III	477,5	498,7	21,2	4671	4584	-87	0,5	0,470	-0,03
Kääritusjääk	III	392,3	409,8	17,5	4462	4344	-118	0,433	0,398	-0,035
Mineraalväetis	III	394,2	381,5	-12,7	4472	4538	66	0,405	0,373	-0,032
Kontroll	III	354,9	359,8	4,9	4464	4389	-75	0,350	0,333	-0,017
Vedelsõnnik	IV	379,9	412,8	32,9	4139	4031	-108	0,363	0,353	-0,01
Kääritusjääk	IV	381,5	402,8	21,3	3575	3512	-63	0,323	0,320	-0,003
Mineraalväetis	IV	349,7	347,0	-2,7	3084	2949	-135	0,29	0,280	-0,01
Kontroll	IV	321,0	309,0	-12	2575	2388	-187	0,228	0,230	0,002
Variandi korduste keskmine sisalduse muutus mullas										
Vedelsõnnik	x	x	x	15,7	x	x	-120,8	x	x	0,002
Kääritusjääk	x	x	x	19,0	x	x	-76,8	x	x	0,001
Mineraalväetis	x	x	x	-5,3	x		-53,0	x	x	-0,016
Kontroll	x	x	x	-4,2	x		-144,8	x	x	-0,012

Tabel 13. Mulla SO_4 , ja $\text{NO}_3\text{-N}$ ja C_{org} sisaldused katse alguses ja 1. aasta lõpus

Väetis	Kor- dus	SO_4 mg kg ⁻¹			$\text{NO}_3\text{-N}$, mg kg ⁻¹			C_{org} , %		
		Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus
Vedelsõnnik	I	7,2	5,5	-1,7	7,6	13,3	5,7	3,7	3,6	-0,1
Kääritusjääk	I	8,2	7,1	-1,1	9,3	17,7	8,4	4,1	4,1	0
Mineraalväetis	I	8,4	6,4	-2	9,7	13,1	3,4	4,7	4,6	-0,1
Kontroll	I	9,7	5,9	-3,8	7	9,1	2,1	4,4	4,3	-0,1
Vedelsõnnik	II	9,5	7,6	-1,9	8,1	23,9	15,8	4,9	4,9	0
Kääritusjääk	II	10,3	6,9	-3,4	6,3	11,7	5,4	4,8	4,9	0,1
Mineraalväetis	II	9,4	6,1	-3,3	8,2	12,6	4,4	4,5	4,3	-0,2
Kontroll	II	10,2	6,0	-4,2	7,4	14,6	7,2	5,1	4,7	-0,4
Vedelsõnnik	III	9,7	9,2	-0,5	10,3	21,7	11,4	4,8	5,1	0,3
Kääritusjääk	III	8,5	7,0	-1,5	7,9	16	8,1	4,4	4,3	-0,1
Mineraalväetis	III	8,5	6,1	-2,4	6,8	13,8	7	4,1	3,9	-0,2
Kontroll	III	7,6	6,0	-1,6	5,5	20,3	14,8	3,8	3,4	-0,4
Vedelsõnnik	IV	7,8	7,4	-0,4	5,9	12,7	6,8	3,6	3,7	0,1
Kääritusjääk	IV	7,5	5,9	-1,6	8,1	10,1	2	3,3	3,4	0,1
Mineraalväetis	IV	6,4	5,3	-1,1	6,7	10,1	3,4	2,6	2,9	0,3
Kontroll	IV	5,4	4,3	-1,1	4,4	12,9	8,5	2,6	2,5	-0,1
Variandi korduste keskmine, sisalduse muutus mullas										
Vedelsõnnik	x	x	x	-1,1	x	x	9,9	x	x	0,1
Kääritusjääk	x	x	x	-1,9	x	x	6,0	x	x	0,0
Mineraalväetis	x	x	x	-2,2	x	x	4,6	x	x	-0,1
Kontroll	x	x	x	-2,7	x	x	8,2	x	x	-0,3

2. aasta tulemused

Mulla reaktsioon (pH_{KCl}). Mulla reaktsioon muutus teisel aastal vähe (Tabel 14). Sama selgus ka kogu katseperioodi kohta. Kõigis väetusvariantides oli see katse lõpus algusega võrreldes keskmiselt 0,1 ühikut suurem. pH muutus toimus kõigis variantides peamiselt III korduse lappidel. Teistes kordustes oli see katse lõpus sama, mis katse alguses. Mulla reaktsiooni mõjutas katselappide kaugus maanteest. pH oli usutavalt kõrgem maantee lähedal paiknenud lappidel.

$\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus vähenes teisel aastal kõigi katsevariantide mullas (Tabel 14). See oli erinev võrreldes esimese aastaga. Kui esimesel aastal kääritusjäägi ja vedelsõnniku variandis $\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus mullas tõusis ja kontroll ning mineraalväetise variandis vähenes, siis teisel aastal vähenes $\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus kõige rohkem just mõlemas orgaanilise väetise variandis. See toimus vaatamata sellele, et orgaaniliste väetistega viidi mulda P-d ca 22 kg ha⁻¹ rohkem kui mineraalväetisega.

Kahe katseaasta kokkuvõttes oli $\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ bilanss negatiivne kõigis väetusvariantides, kuid mitte üheski variandis ei olnud $\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ sisalduse erinevus katse alguse ja lõpu vahel statistiliselt usutav ($P > 0,05$). Võrreldes katse algusega vähenes $\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus kõige vähem kääritusjäägi variandis (9 mg kg⁻¹). Teistes variantides muutus see 19 -22mg kg⁻¹.

Katse lõpus reastasid variandid $\text{P}_{\text{Mehlich3}}$ keskmise sisalduse alusel mullas järgmiselt: vedelsõnnik (99,6 mg kg⁻¹), kääritusjääk (91,5 mg kg⁻¹), kontroll 81,5 (mg kg⁻¹) ja mineraalväetis (73,3 mg kg⁻¹). Erinevused variantide vahel ei ole statistiliselt olulised.

$\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus. Teisel aastal vähenes $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus kõigi variantide mullas (Tabel 14). Muutus oli suurem kääritusjäägi ja vedelsõnniku variandis. Mineraalväetisega väetatud ja kontrollvariandis oli $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus katse lõpus ligilähedaselt sama suur kui esimese aasta lõpus. Seda vaatamata sellele, et neis variantides K-d väetisega mulda juurde ei antud.

Kahe aasta kokkuvõttes vähenes $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus kõigi variantide mullas, kuid mitte üheski variandis ei olnud see muutus statistiliselt oluline. Erandiks oli kääritusjäägi variant, kus $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus mullas veidi suurenes.

Katse lõpus erines $\text{K}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus väetusvariantide mullas oluliselt ($P < 0,05$). Vedelsõnniku (263,1 mg kg⁻¹) ja kääritusjäägi (255,7 mg kg⁻¹) variandis oli see oluliselt suurem kui mineraalväetise (188,6 mg kg⁻¹) ja kontrollvariandis (214,14 mg kg⁻¹).

$\text{Mg}_{\text{Mehlich3}}$ sisaldus vähenes teisel aastal märgatavalt kõigis variantides. Kõige suurem muutus toimus mõlemas orgaanilise väetise variandis, kus sisaldus langes 32-38 mg kg⁻¹.

Katse kokkuvõttes vähenes $Mg_{Mehlich3}$ sisaldus kõigis variantides, kuid mitte üheski ei olnud sisaldus katse lõpus võrreldes algusega muutunud statistiliselt olulisel määral. Sarnaselt K ja P-ga, oli sisalduse langus kääritusjäägi variandis veidi väiksem kui teistes variantides (Tabel 15).

Katse lõpus $Mg_{Mehlich3}$ sisaldus väetusvariantides ei erinenud ($P > 0,05$). Väetusvariandid reastusid $Mg_{Mehlich3}$ sisalduse alusel järgmiselt: vedelsõnnik ($440,3 \text{ mg kg}^{-1}$), kääritusjääk ($410,0 \text{ mg kg}^{-1}$), mineraalväetis ($389,6 \text{ mg kg}^{-1}$) ja kontrollvaraint ($386,2 \text{ mg kg}^{-1}$)

$Ca_{Mehlich3}$ sisaldus vähenes teisel aastal sarnaselt esimesega kõigis variantides, kuid kahe aasta kokkuvõttes ei muutunud see üheski variandis statistiliselt olulisel määral (Tabel 15).

Katse lõpus $Ca_{Mehlich3}$ sisaldus väetusvariantide mullas usutavalt ei erinenud ($P > 0,05$). Sarnaselt eelpool analüüsitud elementidega oli $Ca_{Mehlich3}$ sisaldus mullas suurem vedelsõnniku (4108 mg kg^{-1}) ja kääritusjäägi (3848 mg kg^{-1}) ning väiksem mineraalväetise (3762 mg kg^{-1}) ja kontrollvaraindis (3775 mg kg^{-1}).

$NO_3\text{-N}$ sisaldus oli katse lõpus võrreldes algusega veidi väiksem kõigis katsevariantides, kuid see erinevus ei ole statistiliselt oluline (Tabel 15). Erinevalt teistest analüüsitud elementidest oli $NO_3\text{-N}$ sisaldus ligilähedaselt sama suur kõigi väetist saanud variantide mullas. Kontrollvaraiandis oli see veidi madalam.

Katse lõpus oli $NO_3\text{-N}$ sisaldus katsevariantide mullas järgmine: vedelsõnnik 7,1%, kääritusjääk 6,1%, mineraalväetis 6,7% ja kontrollvariant 4,6 %.

Esimese aasta tulemused näitasid, et väetamise mõju SO_4 , üldN ja C_{org} sisaldusele on minimaalne, mistõttu neid näitajaid teisel aastal ei analüüsitud.

Tabel 14. Mulla reaktsioon ja $P_{\text{Mechlich3}}$ ning $K_{\text{Mechlich3}}$ sisaldus katse alguses ja lõpus

Väetis	Kor- dus	Mulla pH			$P_{\text{Mechlich3}}$ sisaldus mullas, mg kg ⁻¹			$K_{\text{Mechlich3}}$ sisaldus mullas, mg kg ⁻¹		
		Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus	Katse algus	Katse lõpp	Muutus
Vedelsõnnik	I	6,6	6,6	0	124,3	112,25	-12,05	251	252	1
Kääritusjääk	I	6,2	6,3	+1	97,7	89,00	-8,7	256	258	2
Mineraalväetis	I	6,1	6,0	-1	98,4	81,00	-17,4	240	198	-42
Kontroll	I	6	6,0	0	98,7	76,00	-22,7	234	211	-24
Vedelsõnnik	II	6,1	6,1	0	107	91,50	-15,5	260	253	-7
Kääritusjääk	II	6,1	6,1	0	97,9	92,00	-5,9	239	265	26
Mineraalväetis	II	6,1	6,1	0	84,9	64,00	-20,9	262	221	-42
Kontroll	II	6,2	6,2	0	115,6	90,50	-25,1	293	246	-47
Vedelsõnnik	III	6,1	6,2	+1	122,1	107,25	-14,85	330	304	-26
Kääritusjääk	III	6,1	6,5	+0,4	118,3	107,50	-10,8	308	307	-1
Mineraalväetis	III	6,1	6,5	+0,4	82,5	64,50	-18	212	178	-35
Kontroll	III	6,2	6,5	+0,3	80,2	66,25	-13,95	212	199	-13
Vedelsõnnik	IV	6,6	7,0 ¹	+0,4	93,9	51,00	-42,9	214	184	-30
Kääritusjääk	IV	6,4	6,4	0	86,1	77,50	-8,6	187	193	6
Mineraalväetis	IV	6,3	6,3	0	105,1	83,75	-21,35	186	158	-28
Kontroll	IV	6,4	6,6	+0,2	130,2	105,00	-25,2	195	189	-7
Variandi korduste keskmine sisalduse muutus mullas										
Vedelsõnnik	x	x	x	0,1	x	x	-21	x	x	-16
Kääritusjääk	x	x	x	0,1	x	x	-9	x	x	8
Mineraalväetis	x	x	x	0,1	x	x	-19	x	x	-36
Kontroll	x	x	x	0,1	x	x	-22	x	x	-23

Tabel 15. Mulla Mg_{Mechlich3}, Ca_{Mechlich3} ja NO₃-N sisaldused katse alguses ja lõpus

Väetis	Kor- dus	Mg, mg kg ⁻¹			Ca, mg kg ⁻¹			NO ₃ -N sisaldus mullas, %		
		Katse alguse s	Katse lõpus	Muutus	Katse alguses	Katse lõpus	Muutus	Katse alguses	Katse lõpus	Muutus
Vedelsõnnik	I	428,9	420,8	-8,1	3817	3741	-76	7,6	7,1	-0,5
Kääritusjääk	I	438,8	430,3	-8,5	3743	3658	-85	9,3	5,9	-3,4
Mineraalväetis	I	471,9	447,5	-24,4	4203	4024	-179	9,7	7,7	-2
Kontroll	I	469,9	440,0	-29,9	4091	3877	-214	7	5,2	-1,8
Vedelsõnnik	II	490,8	465,5	-25,3	4374	4094	-280	8,1	7,9	-0,2
Kääritusjääk	II	480,5	464,5	-16	4326	4127	-199	6,3	7,7	1,4
Mineraalväetis	II	456,9	433,0	-23,9	4153	4032	-121	8,2	8,6	0,4
Kontroll	II	480,6	444,8	-35,8	4493	4163	-330	7,4	4,2	-3,2
Vedelsõnnik	III	477,5	459,0	-18,5	4671	4380	-291	10,3	6,2	-4,1
Kääritusjääk	III	392,3	378,8	-13,5	4462	4233	-229	7,9	5,5	-2,4
Mineraalväetis	III	394,2	358,8	-35,4	4472	4111	-361	6,8	4,8	-2
Kontroll	III	354,9	323,5	-31,4	4464	3979	-485	5,5	4,3	-1,2
Vedelsõnnik	IV	379,9	343,0	-36,9	4139	4548	409	5,9	7,5	1,6
Kääritusjääk	IV	381,5	365,5	-16	3575	3377	-198	8,1	5,4	-2,7
Mineraalväetis	IV	349,7	319,3	-30,4	3084	2881	-203	6,7	5,8	-0,9
Kontroll	IV	321,0	287,0	-34	2575	2387	-188	4,4	4,8	0,4
Variandi korduste keskmine sisalduse muutus mullas										
Vedelsõnnik	x	x	x	-22,2	x	x	-59,	x	x	-0,8
Kääritusjääk	x	x	x	-13,5	x	x	-178	x	x	-1,8
Mineraalväetis	x	x	x	-28,5	x	x	-216	x	x	-1,1
Kontroll	x	x	x	-32,8	x	x	-304	x	x	-1,5

Väetiste mõju rohumaa saagile

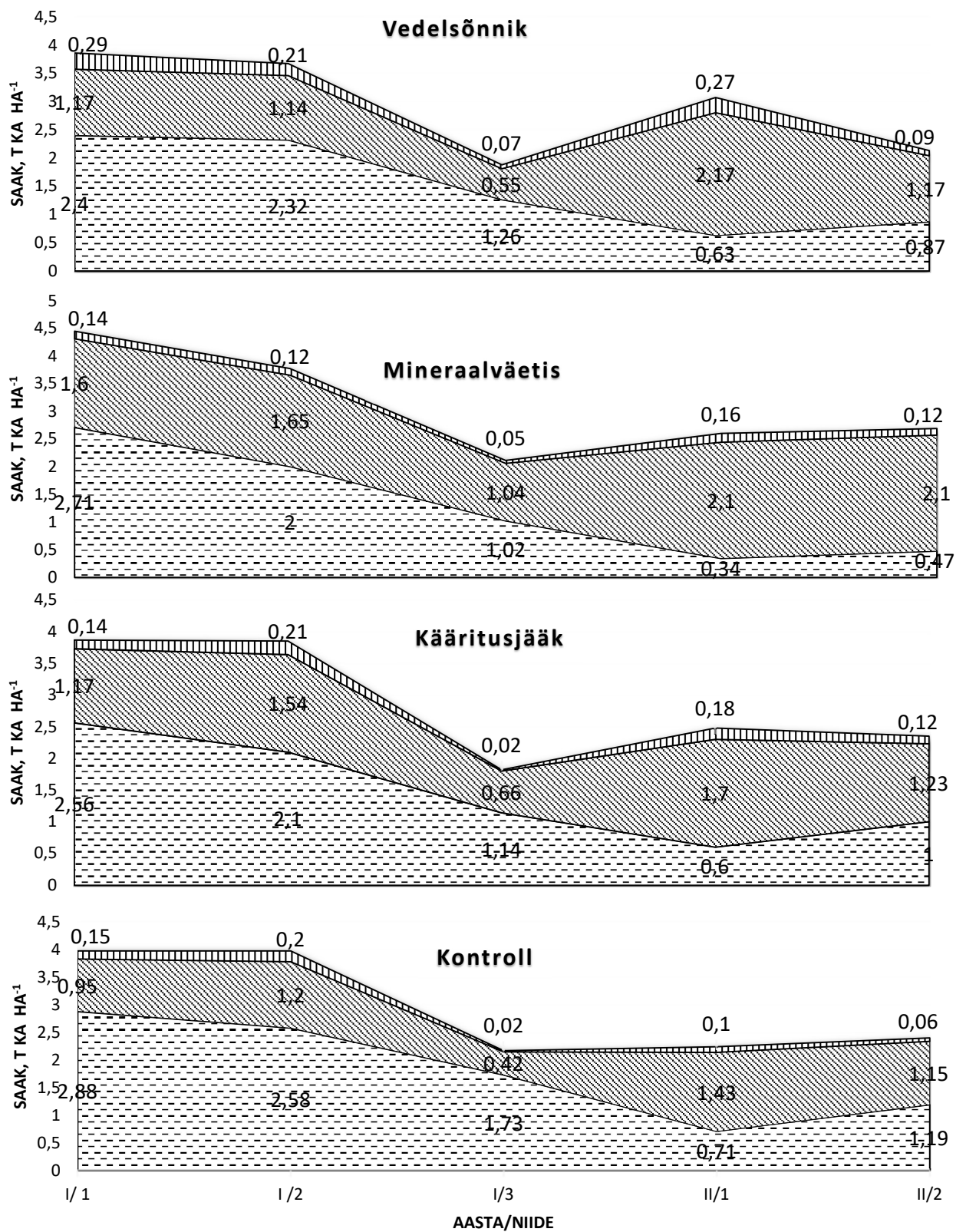
1. katseaasta

Esimese niite ajal koristatud haljasmassisaak väetusvariantidel ei erinenud. Kuivainesisaldus oli kõige kõrgem mineraalväetise (11,7%) ja väiksem kääritusjäägiga väetatud variandi saagis (10,8%). Suurema kuivainesisalduse tõttu saadi kõige suurem kuivainesaak mineraalväetisega väetatud variandist (Tabel 16). Vedelsõnniku, kääritusjäägi ja kontrollvariandi kuivainesaagid ei erinenud ($P > 0,05$). Mineraalväetisega väetatud variandis oli teistega võrreldes usutavalt kõrgem kõrreliste osasaak (Joonis 1). Samuti oli seal suur punase ristiku osasaak, mis jäi alla ainult kontrollvariandis saadud saagile. Vedelsõnniku ja kääritusjäägiga väetatud variantides olid punase ristiku ja kõrreliste osasaagid sarnased. Kõigis variantides andsid külvatud kõrrelistest suurima saagi põldtimut ja karjamaa raihein. Hariliku aruheina saak oli väiksem (Joonis 2).

Tabel 16. Punase ristiku-kõrreliste taimiku saak erinevate väetiste foonil

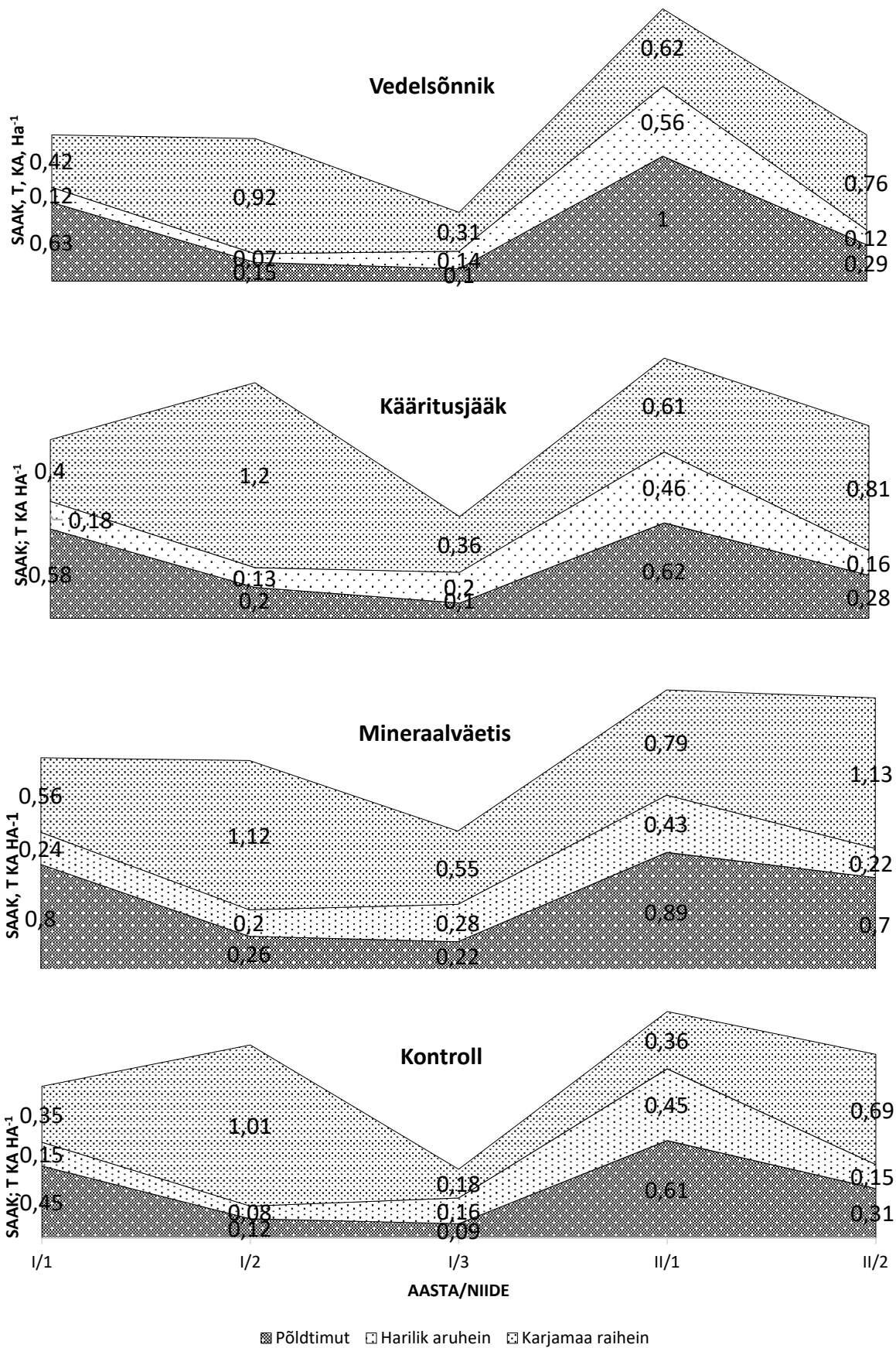
Variant	Saak, t KA ha ⁻¹							
	I niide	1. aasta			I niide	2. aasta		1 ja 2
		II niide	III niide	I-III kokku		II niide	I-II niide kokku	aasta kokku
Väetamata (kontroll)	3,98 ^{a1}	3,98 ^a	2,17 ^c	10,08 ^{ab}	2,24 ^a	2,40 ^{ab}	4,64 ^a	14,72 ^a
Mineraalväetis	4,45 ^b	3,77 ^a	2,11 ^{bc}	10,33 ^b	2,62 ^{ab}	2,69 ^b	5,31 ^b	15,64 ^b
Vedelsõnnik	3,86 ^a	3,67 ^a	1,88 ^{ab}	9,41 ^a	3,07 ^b	2,13 ^a	5,20 ^b	14,61 ^a
Kääritusjääk	3,87 ^a	3,85 ^a	1,82 ^a	9,54 ^a	2,48 ^a	2,35 ^{ab}	4,83 ^{ab}	14,37 ^a

¹ Veerus erineva tähega tähistatud saagid on statistiliselt olulisuse nivool $P < 0,05$ erinevad



□ Punane ristik ▨ Külvatud kõrrelised ▤ Mittekülvatud liigid

Joonis 1. Punase ristiku, külvatud kõrreliste ja mittekülvatud liikide saagi dünaamika



Joonis 2. Külvatud kõrreliste saagi dünaamika.

Teise niite haljasmassi- ja kuivainesaagid katsevariantidel ei erinenud. Kuivainesisaldus oli kõige suurem kontrollvariandi saagis (17,5%). Väetatud variantide saagis oli see vahemikus 16,3–16,9%. Kõige madalam oli kuivainesisaldus kääritusjäägi ning kõrgem mineraalväetisega väetatud variandis. Sarnaselt I niitega moodustas ka II niite ajal suurema osa saagist punane ristik, mille osasaak oli vahemikus 2 - 2,58 t KA ha⁻¹ (Joonis 1). Kõige suurem oli see kontroll ning väiksem mineraalväetise ja kääritusjäägiga väetatud variandis. Külvatud kõrreliste osasaak oli vastupidiselt punasele ristikule suurim mineraalväetise (1,65 t KA ha⁻¹) ja kääritusjäägiga (1,54 t KA ha⁻¹) väetatud variandis (Joonis 2). Külvatud kõrrelistest andis suurima saagi karjamaa raihein, millega võrreldes oli põltimeuti ja hariliku aruheina saak oluliselt ($P < 0,05$) väiksem.

Kolmanda niite haljasmassi saak väetamisest ja väetisest ei sõltunud, kuid sarnaselt kahe esimese niitega erinesid saagid kuivaine sisalduse poolest. Kõige kõrgem oli see mineraalväetise ja madalam kääritusjäägi variandi saagis. Vedelsõnniku ja kontrollvariandi saagis oli kuivainet vastavalt 15,1% ja 15,8%. Kuivainesaak oli III niite ajal kõige suurem kontroll ja väiksem kääritusjäägi variandis. Väetiste mõju punase ristiku ja kõrreliste osasaagile oli III niite ajal sarnane II niitele (Joonis 1 ja 2). Erinevused külvatud kõrreliste saakide vahel olid väikesed. Märgata võis, et kõigis variantides oli hariliku aruheina saak põltimeuti saagist veidi suurem, mis oli erinev võrreldes kahe esimese niitega.

Kolme niitega kokku saadi 1. aastal suurim kuivainesaak mineraalväetisega väetatud variandist. Sellega võrreldes oli saak väiksem ($P < 0,05$) kääritusjäägi ja vedelsõnniku variandis. Ka kontrollvariandis oli saak mineraalväetist saanud variandiga võrreldes veidi väiksem, kuid see erinevus ei olnud statistiliselt oluline.

2. katseaasta

Esimene niide. Väetusvariantidelt kogutud haljasmassi saak I niite ajal ei erinenud ($P > 0,05$), kuid koguliselt oli see suurim vedelsõnniku variandis, millele järgnesid kääritusjäägi, mineraalväetise ja kontrollvariant. Rohu kuivaine sisaldus sõltus oluliselt väetamisest ($P > 0,05$). Kõige kuivainerikkam oli rohi mineraalväetise (18,6%) ja vedelsõnniku (18,5%) variandis. Kääritusjäägi ja kontrollvariandi rohu kuivaine sisaldus oli vastavalt 17,1 ja 17,2%. Suure haljasmassi saagi ja kõrge kuivaine sisalduse tõttu oli I niite ajal kuivainesaak kõige suurem ($P < 0,05$) vedelsõnnikuga väetatud variandis (Tabel 16). Teiste väetusvariantide saagid usutavalt ei erinenud. ***Vedelsõnniku variandi puhul tuleb märkida, et erinevalt teistest variantidest, esines seal saakides korduste vahel usutav ($P < 0,05$) erinevus (korduste saagid vastavalt I-VI : 4,1 2,4, 3,4 ja 2,4 t KA ha⁻¹), mille põhjused ei ole selged. Me spekulime, et ilmselt ei olnud vedelsõnniku kogus, mis laotoriga mulda viidi, kõigil kordustel sama suur. Suurele saagi erinevusle lisaks, osutab sellele kõrgema saagiga lappide suur külvatud***

kõrreliste osasaak, mis oli suurem isegi võrreldes mineraalväetise variandiga. Kõrreliste saak sõltub suures ulatuses omastatava N kogusest mullas ja kasvab selle suurenedes, mis lubab arvata, et N sisaldus ei olnud vedelsõnniku variandi korduste mullas ühesugune.

Võrreldes esimese aastaga oli teisel aastal punase ristiku osasaak I niite ajal kõigis variantides oluliselt väiksem (Joonis 1). Kõige suurem oli see kontroll- ($0,71 \text{ t KA ha}^{-1}$) ja väiksem mineraalväetisega väetatud variandis ($0,34 \text{ t KA ha}^{-1}$). Vedelsõnniku ja kääritusjäägi variandis olid saak vastavalt $0,62$ ja $0,59 \text{ t KA ha}^{-1}$. Punase ristiku osasaakide erinevus võrreldud variantides ei olnud statistiliselt oluline, mis näitab, et punase ristiku osasaagi langus ei olnud põhjustatud väetamisest, ega ka väetise liigist (mineraalväetis *versus* orgaaniline väetis).

Esimese niite saaki mõjutas kõige rohkem külvatud kõrreliste osasaak, mis oli kõige suurem vedelsõnniku ($2,16 \text{ t KA ha}^{-1}$) ja mineraalväetise variandis ($2,1 \text{ t KA ha}^{-1}$) (Joonis 1). Kääritusjäägi ja kontrollvariandis oli see vastavalt $1,78$ ja $1,43 \text{ t KA ha}^{-1}$. Külvatud kolme kõrrelise saagis olulist erinevust ei olnud, kuid võis märgata, et nii vedelsõnniku kui mineraalväetisega väetatud variandis moodustasid suurema osa saagist põldtimut ja karjamaa raihein (Joonis 2). Hariliku aruheina saak oli väiksem. Kahes ülejäänud variandis erines külvatud kõrreliste saak vähem.

II niite haljasmassi saak oli suurim mineraalväetisega väetatud variandis ($11,76 \text{ t ha}^{-1}$) ($P > 0,05$). Sellele järgnes kääritusjäägi $10,49$ ja kontrollvariant $10,09 \text{ t ha}^{-1}$. Vedelsõnniku variandis saadi II niite ajal haljasmassi $9,8 \text{ t ha}^{-1}$. Võrreldes esimese niitega, oli teise niite saak oluliselt ($P < 0,05$) kuivainerikkam. Kõige kõrgem oli see näit kontrollvariandi saagis ($23,8\%$), mille järgnesid mineraalväetise ($22,9\%$), kääritusjäägi ($22,5\%$) ja vedelsõnniku variant ($21,8\%$). Suurim kuivaine saak saadi II niite ajal mineraalväetise ja väikseim vedelsõnniku variandist (Tabel 16).

Teise niite ajaks oli punase ristiku osasaak suurenenud võrreldes esimese niitega kõigis väetusvariantides. Kõige rohkem kasvas see kontrollis ja kääritusjäägiga väetatud variandis, kus see oli vastavalt $1,19$ ja 1 t KA ha^{-1} (Joonis 1). Vedelsõnniku ($0,87 \text{ t KA ha}^{-1}$) ja eriti mineraalväetise ($0,47 \text{ t KA ha}^{-1}$) variandis oli punase ristiku osasaak väiksem. Sarnaselt I niitega omas II niite kogusaagi kujunemisel määravat tähtsust külvatud kõrreliste osasaak, mis oli suurim mineraalväetise variandis. Teistega võrreldes oli kogusaagi kujunemine veidi erinev kontrollvariandis, kus punast ristikut oli teiste variantidega võrreldes rohkem. Punase ristiku kõrgem osasaak kompenseeris seal teiste variantidega võrreldes väiksema külvatud kõrreliste osasaagi, mille tõttu oli kogusaak seal suurem kui kääritusjäägi ja vedelsõnniku variandis. Külvatud kõrrelistest andis II niite ajal suurima saagi karjamaa raihein. Põldtimuti saak oli I niitega võrreldes väiksem. Sarnast olukorda, kus põldtimuti saak jääb teise niite ajal alla karjamaa raiheina saagile, võis märgata ka esimesel aastal.

Kokkuvõttes oli teisel aastal I ja II niitega saadud kogussaak kõigis variantides väiksem kui samal perioodil esimesel aastal. Sarnaselt esimese aastaga andis suurima saagi mineraalväetise variant, millele järgnes vedelsõnniku oma. Viimase puhul sai määravaks I niite suur saak. Teistega võrreldes oli saak usutavalt ($P < 0,05$) väiksem kontrollvariandis (Tabel 16).

Kahe aasta kokkuvõttes oli saak teistega võrreldes suurem ($P < 0,05$) mineraalväetise variandis.

Teiste variantide saagid statistiliselt ei erinenud (Tabel 16).

Väetiste mõju mulla ensüümide aktiivsusele

Ensüümide aktiivsus sõltuvalt väetamisest

Ammonifitseerivate bakterite aktiivsus

Ammonifitseerivad bakterid viivad mullas läbi N mineralisatsiooni ehk muundavad orgaanilisi lämmastikuühendeid ammooniumiks. Meie katses ammonifitseerivate bakterite aktiivsus vedelsõnniku, kääritusjäägi, mineraalväetise ja kontrollvariandi mullas statistiliselt ei erinenud (Tabel 17). Mõõtmise tulemustele oli iseloomulik, et need varieerusid sama variandi erinevatel kordustel suurtes piirides, mis näitab, et väetis ei olnud domineeriv faktor, mis ammonifitseerivate bakterite aktiivsust mullas mõjutas. Ebatavaline oli mineraalväetise variant teise aasta keskel, kus ammonifitseerijate aktiivsus oli usutavalt kõrgem võrreldes kontrolli ja vedelsõnniku variandiga. Siis oli selles variandis varieeruvus korduste vahel väike, mis näitab, et mineraalväetisel oli positiivne mõju ammonifitseerivatele bakteritele. Selle põhjuseks võis olla, et orgaanilised väetised küll aktiveerivad mikroobe ning suurendavad nende biomassi, kuid nendega viiakse mulda ka suures koguses süsinikurikkaid ühendeid, mille lagundamiseks vajavad mikroorganismid N. Seetõttu võib orgaaniliste väetiste kasutamine põhjustada N immobiliseerimist (Burger ja Jackson, 2003), mida mineraalväetise kasutamisel ei teki.

Nitrifitseerivate bakterite aktiivsus

Nitrifikatsioon on protsess, mille käigus ammoonium, mis moodustub orgaanilise aine lagunemisel, oksüdeeritakse esmalt nitritiks ning seejärel nitraadiks, mis on taimede poolt omastatav lämmastiku ühend.

Lähtudes proovivõttude keskmisest tulemusest ei sõltunud nitrifikatsiooni läbiviivate bakterite aktiivsus meie katses väetamisest ja kasutatud väetisest (Tabel 17). Kuid samas me nägime ka seda, et mingitel perioodidel erines nitrifitseerivate bakterite aktiivsus variantide vahel oluliselt. Näiteks esimese proovivõtu ajal oli aktiivsus usutavalt suurem ($P < 0,05$) vedelsõnniku variandis võrreldes mineraalväetise kasutamisega ning teisel proovivõtul kääritusjäägi variandis võrreldes nii kontrolli kui mineraalväetise kasutamisega. See tulemus näitab, et orgaanilistel väetistel võib teatud juhtudel olla

suurem mõju nitrifikatsioonile mullas. Sarnasele järeldusele on jõutud veel ka teistes uurimistöödes (Fan *et al.*, 2011), kus seda on põhjendatud muutustega bakterite struktuuris, mis on võimelised ammoniaaki oksüdeerima. Samas ei ole täna selge, miks kestab orgaaniliste väetise mõju nitrifitseerivatele bakteritele ainult ajutiselt ja millised tingimused peavad olema veel täidetud, et see mõju üldse avalduks.

Tabel 17. Mulla ensümaatiline aktiivsus sõltuvalt väetamisest ja väetisest

Variant	8.04. 2014	21.07. 2014	03.09. 2014	15.07. 2015
N mineralisatsioon, ng⁻¹ N g⁻¹ KA* 24 h⁻¹				
Kontroll	401,57 ^{Aa}	332,15 ^{Aa}	1054,89 ^{Aa}	157,1 ^{Aa}
Mineraalne väetis	344,30 ^{Aa}	629,88 ^{Ab}	775,21 ^{Ab}	245,9 ^{Ba}
Vedelsõnnik	361,62 ^{Aab}	338,12 ^{Aab}	706,99 ^{Ab}	153,7 ^{Aa}
Kääritusjääk	378,68 ^{Aab}	461,80 ^{Aa}	520,44 ^{Aa}	177,0 ^{ABb}
Potentsiaalne nitrifikatsioon, ng⁻¹ N g⁻¹ KA* 5 h⁻¹				
Kontroll	76,50 ^{ABa}	219,56 ^{Ab}	279,02 ^{Ab}	70,0 ^{Aa}
Mineraalne väetis	36,82 ^{Aa}	175,55 ^{Ab}	185,76 ^{Ab}	89,51 ^{Aab}
Vedelsõnnik	121,59 ^{Ba}	253,92 ^{ABb}	142,00 ^{Aab}	133,8 ^{Aab}
Kääritusjääk	68,06 ^{ABa}	367,90 ^{Bc}	203,02 ^{Ab}	91,44 ^{Aab}
Happeline fosfataas, µg⁻¹ NP g⁻¹ KA*h⁻¹				
Kontroll	412,6 ^{Aa}	371,6 ^{ABa}	273,8 ^{Ab}	196,5 ^{Ab}
Mineraalne väetis	462,5 ^{Aa}	303,2 ^{ABb}	259,8 ^{Abc}	185,2 ^{Ac}
Vedelsõnnik	384,6 ^{Aa}	383,1 ^{Ba}	250,8 ^{Aab}	213,0 ^{Ab}
Kääritusjääk	408,8 ^{Aa}	292,8 ^{Ab}	241,9 ^{Ab}	211,4 ^{Ab}
Dehüdrogenaas, µg⁻¹ INTF g⁻¹ KA*h⁻¹				
Kontroll	17,1 ^{Aa}	92,1 ^{Bc}	52,3 ^{Ab}	96,3 ^{Ac}
Mineraalne väetis	11,8 ^{Aa}	91,5 ^{Bc}	51,7 ^{Ab}	68,4 ^{Abc}
Vedelsõnnik	14,3 ^{Aa}	68,9 ^{Abc}	53,4 ^{Ab}	75,7 ^{Ac}
Kääritusjääk	11,2 ^{Aa}	64,3 ^{Ac}	38,4 ^{Ab}	84,3 ^{Ad}

Samas reas paikevad erinevad väiksed tähed näitavad usutavat erinevust (P < 0,05); Samas tulbas paiknevad erinevad suured tähed näitavad usutavat erinevust (P < 0,05).

Orgaanilise fosfori mineralisatsiooni läbiviivate bakterite aktiivsus (happeline fosfataas)

Fosfataasid pärinevad taimedest, seentest ja bakteritest ning nad katalüüsivad ester-fosfataas sidemete hüdrolyüsi, mis viib mullas fosfori (P) vabanemiseni.

Sarnaselt lämmastikuga me ei leidnud, et fosfori mineralisatsiooni läbiviivate ensüümide aktiivsus oleks olnud mõjutatud väetamisest ja kasutatud väetisest (Tabel 17). Erandiks oli ainult usutavalt kõrgem aktiivsus 2014. aasta II niite aja vedelsõnniku variandis.

Protsessi läbiviiv ensüüm sünteesitakse mulla mikrofloora poolt juhul, kui seal on P defitsiit, mida meie katses ei olnud.

Dehüdrogenaasi aktiivsus

Mulla üldist bioloogilist aktiivsust ja mikroobide biomassi saab mõõta dehüdrogenaasi ensüümi aktiivsuse kaudu, kuna see esineb vaid elusates mikroobide rakkudes ning seetõttu on see parim

indikaator mulla üldise kvaliteedi ja viljakuse määramiseks. Kaudselt näitab see orgaanilise aine ja taime toitainete mineralisatsiooni ja transformatsiooni kiirust mullas.

Sarnaselt teiste ensümaatiliste näitajatega ei olenenud ka dehüdrogenaasi aktiivsus meie katses väetamisest ja kasutatud väetisest (Tabel 17). Erandiks olid ainult 21.07.2014 võetud proovid, mis näitasid, et aktiivsus on usutavalt ($P < 0,05$) kõrgem kontroll ja mineraalse väetise variandi proovides võrreldes vedelsõnniku ja kääritusjäägia. Varasemates uurimustes on leitud, et orgaanilise materjali viimine mulda suurendab mikrobiaalset massi ja ühtlasi ka selle aktiivsust. Meie katses see nii ei olnud või oli isegi vastupidine, mis võis olla tingitud liiga väiksest orgaanilise aine hulgast, mis väetistega mulda anti või ka algselt juba niigi viljakast mullas.

Ensüümide aktiivsus sõltuvalt ajast

Kõigi määratud ensüümide aktiivsus sõltus meie katses kõikidel variantidel proovivõtu ajast (Tabel 18). Lämmastiku mineralisatsiooni ja nitrifikatsiooni aktiivsus oli suurem esimese katseaasta teise ja kolmanda niite ajal. Teisel katseaastal oli N mineralisatsiooni ja nitrifikatsiooni läbiviivate ensüümide aktiivsus madalam võrreldes esimese aasta sama perioodiga. Tulemuste analüüs näitas, et N mineralisatsiooni aktiivsuse muutumine ei olnud seotud mulla niiskuse ja temperatuuri muutumisega, mis on kooskõlas varem H. Trindade *et al.* (2011) poolt tehtud järeldusega. Me spekulime, et N mineralisatsiooni ja nitrifikatsiooni aktiivsus on reguleeritud rohumaa mullas mikroorganismide jaoks kergesti lagundatava orgaanilise aine (lehtede, surnud juured jne) koguse poolt, kuid täpsema vastuse saamiseks vajab see küsimus edaspidi eraldi uurimist.

Vastupidiselt lämmastiku muundumisele oli happelise fosfataasi aktiivsus kõrgeim kevadel, pärast mida see langes. Kõrgem intensiivsus kasvuaasta alguses on seotud madalama P sisaldusega mullas võrreldes intensiivse taimekasvuperioodiga ning seetõttu hoogustus siis ka ensümaatiline aktiivsus. Miks aktiivsus teise aasta proovides usutavalt madalamaks jäi vajab veel uurimist, kuna vähenev P sisaldus mullas peaks fosfataasi aktiivsust just suurendama mitte aga pärssima. Mulla temperatuuri ja niiskusega oli fosfataasi ensüümi aktiivsusel nõrk seos.

Dehüdrogenaasi aktiivsus oli suurim vegetatsiooniperioodi keskel. Erinevalt teistest ensüümidest, oli dehüdrogenaasi aktiivsus oluliselt mõjutatud mulla temperatuurist ($R^2 = 0,72$, $P = 0,00$) ja niiskusest ($R^2 = 0,66$, $P = 0,00$). Temperatuuri kasvades aktiivsus suurenes, mulla niiskuse mõju oli vastupidine. Erinevalt teistest ensüümidest, mille aktiivsus erines kahel aastal oluliselt oli dehüdrogenaasi aktiivsus 2. aastal sarnane eelnenud aasta sama perioodiga.

Tabel 18. Mulla ensümaatilise aktiivsuse sõltuvust proovivõtu ajast

Kuupäev	Ensümaatiline aktiivsus
N-mineralisatsioon, $\text{ng}^{-1} \text{N g}^{-1} \text{KA} * 24 \text{ h}^{-1}$	
8.04. 2014	371,5 ^{AB}
21.07. 2014	440,5 ^B
03.09. 2014	764,4 ^C
15.07.2015	187,4 ^A
Potentsiaalne nitrifikatsioon, $\text{ng}^{-1} \text{N g}^{-1} \text{KA} * 5 \text{ h}^{-1}$	
8.04. 2014	75,7 ^A
21.07. 2014	254,2 ^B
03.09. 2014	202,7 ^B
15.07.2015	95,4 ^A
Happeline fosfataas $\mu\text{g}^{-1} \text{NP g}^{-1} \text{KA} * \text{h}^{-1}$	
8.04. 2014	417,1 ^A
21.07. 2014	337,7 ^B
03.09. 2014	256,6 ^C
15.07.2015	201,1 ^D
Dehüdrogenaas $\mu\text{g}^{-1} \text{INTF g}^{-1} \text{KA} * \text{h}^{-1}$	
8.04. 2014	13,6 ^A
21.07. 2014	79,2 ^C
03.09. 2014	49,0 ^B
15.07.2015	80,5 ^C

Samas tulbas paiknevad erinevad suured tähed näitavad usutatavat erinevust ($P < 0,05$).

Põldkatse tulemuste kokkuvõte ja järeldused

1. Katses võrreldud väetiste mõju mulla agrokeemilistele näitajatele oli valdavalt sarnane ($P > 0,05$). Erandiks oli K_{Mehlich3} sisaldus, mis oli katse lõpus teistega võrreldes suurem ($P < 0,05$) kääritusjäägi ja vedelsõnniku variandi mullas. Ka kõigi teiste analüüsitud toiteelementide sisaldus oli vedelsõnniku ja kääritusjäägi variandi mullas veidi kõrgem kui kontroll ja mineraalväetisega väetatud variandis, kuid nende puhul ei olnud erinevus statistiliselt oluline. Meie tulemustest järeldub, et vedelsõnniku ja kääritusjäägi mõju on mulla P_{Mehlich3} , K_{Mehlich3} , Ca_{Mehlich3} , Mg_{Mehlich3} , NO_3-N , üldN ja C_{Org} sisaldusele sarnane.
2. Katse kestel vähenes mullas kõigi analüüsitud elementide sisaldus. Erandiks oli ainult K_{Mehlich3} kääritusjäägiga väetatud variandis, mida oli katse lõpus algusega võrreldes veidi rohkem. Teiste elementide sisaldus langes ka kääritusjäägi variandis kuid P ja Mg osas muutus sisaldus seal vähem kui teistes variantides. Mitte üheski variandis ei olnud elementide sisalduse muutus statistiliselt oluline, kuid näitab siiski, et toitaineid viidi katse kestel mullast minema rohkem kui neid anti sinna väetistega tagasi. Sellest tulemusest järeldub, et kui anda orgaanilisi väetisi

koguses, mis vastab maksimaalselt aastas mulda viia lubatavale P kogusele (25 kg ha^{-1}), siis see ei kata rohumaal taimede vajadust toiteelementide osas täies ulatuses ja neid omastatakse juurde mulla varust, mille tulemusena kujuneb mulla toitainete bilanss negatiivseks.

3. Katses võrreldud vedelsõnniku ja kääritusjäägi mõju rohumaa saagile oli sarnane. Kuigi teisel aastal oli I niite saak vedelsõnniku variandis kõige suurem, oli siis tegemist ilmse katseveaga, mille arvatavaks põhjuseks oli erineva normiga vedelsõnniku laotamine selle variandi kordustele. II niite ajal oli vedelsõnniku variandi saak kõige väiksem, mis on igati kooskõlas vedelsõnnikuga mulda viidud taimetele kiiresti omastatava N kogusega, mis oli võrreldes kääritusjäägi ja mineraalväetisega väiksem.
4. Meie esimese aasta tulemus näitas, et kontrollvariandi saak oli ainult veidi väiksem ainult võrreldes mineraalväetise variandiga, kuid teisel aastal jäi see alla kõigile väetist saanud variantide omale. Peamine erinevus kahe aasta vahel oli punase ristiku osakaalus, mis oli teiseks aastaks kõigis taimikutes oluliselt vähenenud. Meie tulemustest järeldub, et taimikute puhul, milles punane ristik moodustab üle 50%, ei ole väetiste kasutamine otstarbekas, sest see vähendab ristiku osakaalu taimikus ja ei lase selle saagipotentsiaalil realiseeruda. Ilma väetist kasutamata on võimalik saada ligilähedaselt sama suurt saaki. Ristikurohkena rajatud rohumaa väetamisega tuleks alustada siis, kui ristiku osakaal on taimikus langenud alla 50%. Sellisel juhul suurendab väetamine ristikuga koos külvatud kõrreliste ja nii ka kogu taimiku saaki.
5. Meie katse näitas, et ristikurohkel rohumaal väetamine ega väetise liik mulla mikrobiaalsel aktiivsust ei mõjutanud, mis võib olla tingitud sellest, et katseala oli väga viljakas. Nagu näitavad ka varasemad uuringud (Abubaker *et al.*, 2013) avaldub väetiste mõju mullas olevate mikroorganismide aktiivsusele eelkõige kehvematel muldadel (näiteks liivmullad) kus on madal nii toitainete kui mikrobioloogilise aktiivsuse tase.

Meie tulemused näitasid, et vedelsõnniku ja kääritusjäägi mõju mulla agrookeemilistele näitajatele, ensüümidele ning punase ristiku ja kõrreliste rohumaa saagile on sarnane, mis lubab väita, et vedelsõnnik ja kääritusjääk on punase ristiku ja kõrreliste rohumaal sarnaste väetusomadustega orgaanilised väetised.

Edaspidi uurimist vajavad küsimused

1. Kääritusjäädiga seonduvate täiendavate uurimisvajaduste kirjeldust peab alustama vajadusega teostada detailne ülevaade erinevate biogaasijaamade tootmisprotsessidest, kääritusjääkide omadustest ja koostisest Eestis. Mõistlik oleks seda teha integreeritult valikuga Läti biogaasi sektorist, et saada parem ülevaade peamiselt rohtsel biomassil baseeruvate biogaasijaamade kääritusjäägi koostisest ning nende erinevustest võrreldes sõnnikul baseeruvate biogaasijaamadega. Suurima lisandväärtuse saavutamiseks võiks tegu olla Eesti-Läti valdkonna eest vastutavate ministeeriumite ühisprojektiga, mis annaks võimaluse olemasolevate teadmiste integreerimiseks ja üle kandmiseks sektori arengu toetamiseks Eestis.
2. Söödasilo tootjate jaoks oluline teema on orgaaniliste väetistega väetatud rohumaadelt niidetud rohtse massi võimalik reostumine ja sellest tulenev silode roiskumine. Kuna kääritusjääk on madalama viskoossuse ja kiirema infiltreerumise võimega kui vedelsõnnik, siis on püstitatud hüpotees, et kasutades lohisvoolikut või mulda sisestamise tehnoloogiat on võimalik kääritusjääki kasutada väetisena ka peale esimest ja teist niidet ilma siloaugu roiskumise ohuta.
3. Kääritusjäägi mõju on uuritud seni peamiselt lühiajalistes katsetes. Vähe andmeid on kääritusjäägi pikaajalise mõju kohta mulla toitainete ja C_{org} sisaldusele. Väga oluline on selgitada välja kääritusjäägi järelmõju mulla N sisaldusele, et sellega arvestada kääritusjäägi normi arvutamisel laotamisele järgnevatel aastatel. See hoiaks ära ülemäärase N mulda viimise ja vähendaks väetamise mõju keskkonnale.
Vähe on uuritud kääritusjäägis oleva K, Mg, Ca omastatavust taimele ning kääritusjäädiga väetamiseks sobivat aega (eriti rohumaal) ja väetamissviise.
Meie katses osutus nii kääritusjäägi kui vedelsõnniku efektiivsus N väetisena mineraalväetisega võrreldes väiksemaks, mis on vastuolus mitme senise uurimistööga (Tiwari *et al.*, 2000; Qi *et al.*, 2005; Furukawa ja Hasegawa, 2006; Chantigny *et al.*, 2008; Haraldsen *et al.*, 2011; Nkoa, 2014). Oluline on jõuda põhjusteni, miks see nii oli. Selleks tuleks määrata nii N kadusid, mis orgaaniliste väetiste kasutamisel tekivad, kui otsida ka veel teisi põhjusi, mis nende efektiivsust rohumaal vähendavad. Rootsi teadlased Halling ja Rodhe võrdlesid erinevaid orgaanilise väetise laotamise tehnoloogiaid ja leidsid, et orgaanilise väetise

rohumaal taimikusse viimisel väheneb nii N-i efektiivsus kui ka rohusaak. Eriti avaldus see nende katses kevadel antud väetiste puhul. Suvel oli negatiivne mõju väiksem. Ka meie katses võis 1. aastal märgata, et mõlemas orgaanilise väetise variandis, oli saak kahe teise variandiga võrreldes väiksem, mistõttu tuleks edaspidi uurida, milline mõju on taimiku vigastustel orgaanilise väetise efektiivsusele.

Soovitavalt tuleks edaspidi kääritusjäägi efektiivsust väetisena hinnata madala viljakusega mullal, kõrreliste rohumaal või mõne suure N tarbega kultuuri puhul, kus seos mulda viidud N koguse ja saagi vahel avaldub ehk selgemini kui meie katses olnud punase ritiku ja kõrreliste rohumaal.

4. Selgitamist vajab samuti kääritusjäägi tahesega pikaajalise väetamise mõju mulla füüsikalistele omadustele (mulla agregaatide stabiilsus, lasuvustihedus, veehoiuvõime jne). Tahese orgaanilise aine sisaldus ja tselluloosi ja ligniini suhe, lubavad oletada, et sellega väetamine võib suurendada mullaagregaatide teket ja tugevust, mulla veehoiuvõimet ning vähendada lasuvustihedust.
5. Andmeid ei ole ka kääritamise mõju kohta umbrohuseemnete idanevusele. Täna kasutatakse Eestis biogaasi tootmiseks lisaks sõnnikule erinevate kultuuride biomassi, mis sisaldavad umbrohuseemneid. Ei ole selge kas kääritamise mesofiilne temperatuurivahemik 37-40° C on piisav, et seemned kaotaksid idanevuse.

Kirjandus

1. **Ahmad, R., Jabeen, N. 2009.** Demonstration of crop improvement in sunflower (*Helianthus annuus* L.) by the use of organic fertilizers under saline conditions. *Pak J Bot* 41, 1373–1384
2. **Alburquerque J., A., de la Fuente C., Bernal, M., P. 2012.** Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agric Ecosyst Environ* 160, 15–22
3. **Alburquerque J., A., de la Fuente C., Campoy L., Nájera I., Baixauli C., Caravaca F., Roldán, A., Cegarra, J., Bernal M., P. 2012b.** Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *Eur J Agron* 43:119–128.
4. **Al Seadi, T., Drosch, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R. 2013.** Chapter 12: Biogas Digestate Quality and Utilization. *The Biogas Handbook Science, production and applications* by IEA Bioenergy.
5. **Abubaker J., Cederlund, H., Arthurson V., Pell M. 2013.** Bacterial community structure and microbial activity in different soils amended with biogas residues and cattle slurry. *Appl. Soil. Ecol.* 72, 171–180.
6. **Abubaker, J. 2012.** Effects of fertilisation with biogas residues on crop yield, soil microbiology and greenhouse gas emissions—recycling of plant nutrients from bioenergy production. PhD thesis Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala
7. **Asmus, F., Linke, B., Dunkel, H. 1988.** Eigenschaften und Düngerwirkung von ausgefaulter Gülle aus der Biogasgewinnung. *Arch AckerPflanzenbau Bodenkd Berl* 32, 527–532
8. **Bachmann S., Gropp M., Eichler-Löbermann, B. 2014.** Phosphorus availability and soil microbial activity in a 3 year field experiment amended with digested dairy slurry. *Biomass Bioenergy*, 70, 429–439.
9. **Bachmann, S., Wentzel, S., Eichler-Löbermann, B. 2011.** Codigested dairy slurry as a phosphorus and nitrogen source for *Zea mays* L. and *Amaranthus cruentus* L. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 174, 908–915.
10. **Bardgett, R.D., Wardle, D.A., 2010.** Aboveground -Belowground Linkages: Biotic Interactions, Ecosystems Processes, and Global Change. Oxford University Press, Oxford, UK.
11. **Barret, M., Delgadillo-Mirquez, L., Trably, E., Delgenes, N., Braun, F., Cea-Barcia, G., Steyer, J.P., Patureau, D., 2012.** Anaerobic removal of trace organic contaminants in sewage sludge: 15 years of experience. *Pedosphere* 22, 508–517.
12. **Beck, R., Brandhuber, R. 2012.** Effekte der Gärrestdüngung auf Humusbilanz und Bodenstruktur—Zwischenbilanz. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (ed) Schriftenreihe no. 11/2012: Düngung mit Biogasgärresten—effektiv-umweltfreundlich bodenschonend. ISSN 1611-4159, pp 49–58
13. **Beni, C., Servadio, P., Marconi, S., Neri, U., Aromolo, R., Diana, G. 2012.** Anaerobic digestate administration: effect on soil physical and mechanical behavior. *Commun Soil Sci Plant Anal* 43, 821–834
14. **Bertin, L., Capodicasa, S., Occulti, F., Girotti, S., Marchetti, L., Fava, F., 2007.** Microbial processes associated to the decontamination and detoxification of a polluted activated sludge during its anaerobic stabilization. *Water Research* 41, 2407–2416.
15. **Birkmose, T. 2009.** Nitrogen recovery from organic manures: improved slurry application techniques and treatment – the Danish scenario'. *International Fertiliser Society Proceedings*, 656.
16. **Burger, M., Jackson, L. E. 2003.** Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1), 29–36.
17. **Börjesson, P., Berglund, M. 2007.** Environmental systems analysis of biogas systems — Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy* 31 (5), 326–344

18. **Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2007.** Organic pollutants in compost and digestate. Part 1. Polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and molecular markers. *J. Environ. Monit.*, 9, 456–464
19. **Chatigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, R., Belanger, G., Masse, D. 2007.** Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality*. 36, 1864–1872.
20. **Chirag, M., Batstone, D. 2013.** Nutrient solubilization and its availability following anaerobic digestion *Water Science and Technology*, 67, 4, 756–763.
21. **Clemens, J., Huschka, A. 2001.** The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 59, 193–198.
22. **Chantigny M., H., Angers D., A., Belanger G., Rochette P., Eriksen-Hamel N., Bittman, S., Buckley, K., Masse, D., Gasser M-O. 2008** Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure. *Agron J* 100, 1303–1309.
23. **Chen, R., Blagodatskaya, E., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., Kuzyakov Y. 2012.** Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities. *Biomass Bioenergy* 45, 221–229.
24. **de Boer, H. C. 2008.** Co-digestion of animal slurry can increase short-term nitrogen recovery by crops. *J. Environ. Qual.* 37, 1968–1973.
25. **Engeli, H., Edelman, W., Fuchs, J.K. 1993.** Survival of plant pathogens and weed seeds during anaerobic digestion. *Water Science and Technology*. 27(2), 69–76
26. **Ernst G., Müller A., Göhler H., Emmerling C. 2008.** C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*). *Soil Biol Biochem* 40, 1413–1420.
27. **Esteban R. L, Sawyer J.E 2005.** Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. *Agron J* 97, 879–885
28. **Galvez A., Sinicco T., Cayuela M., L., Mingorance M., D., Fornasier F., Mondini C. 2012.** Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. *Agric Ecosyst Environ* 160, 3–14
29. **Gómez, X., Cuetos, M.J., García, A.I., Morán, A. 2007.** An evaluation of stability by thermogravimetric analysis of digestate obtained from different bio-wastes. *Journal of Hazardous Materials* 149 (1) , 97–105
30. **Garg, R.N., Pathak H., Das D., K., Tomar, R., K. 2005.** Use of fly ash and biogas slurry for improving wheat yield and physical properties of soil. *Environ Monit Assess* 107, 1–9
31. **Güngör, K., Karthikeyan, K., G. 2008.** Phosphorus forms and extractability in dairy manure: a case study for Wisconsin on-farm anaerobic digesters - *Bioresource Technology*, 99, 2, 425–436
32. **Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U. 2005.** Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 439–446
33. **Fan, F., Yang, Q., Li, Z., Wei, D., Cui, X., Liang, Y. 2011.** Impacts of Organic and Inorganic Fertilizers on Nitrification in a Cold Climate Soil are Linked to the Bacterial Ammonia Oxidizer Community. *Microbial Ecology*, 62, 4, 982–990.
34. **Field J., A., Caldwell, J., S., Jeyanayagam, S., Reneau, R., B., Kroontje W., Collins, E., R. 1984.** Fertilizer recovery from anaerobic digesters. *Trans ASAE* 27:1871–1876
35. **Fouda, S., von Tucher, S., Lichti, F., Schmidhalter, U. 2013.** Nitrogen availability from different biogas residues applied to ryegrass. *J Plant Nutr Soil Sci* 176, 572–584
36. **Frøseth R. B., Bakken A. K., Bleken M. A., Riley H., Pommeresche R., Thorup Kristensen K., Hansen, S. 2014.** Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *Eur. J. Agron.* 52, 90–102

37. **Furukawa, Y., Hasegawa, H. 2006.** Response of spinach and Komatsu natto biogas effluent made from source-separated kitchen garbage. *J Environ Qual* 35, 1939–1947.
38. **Haraldsen, T., K, Andersen, U., Krogstad, T., Sørheim, R. 2011.** Liquid digestate from anaerobic treatment of source-separated household waste as fertilizer to barley. *Waste Manag Res* 29, 1271–1276.
39. **Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. 2009.** The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technol.* 100, 5478–5484.
40. **Insam, H., Gomez-Brandon, M., Ascher, J. 2015.** Manure-based biogas fermentation residues: a friend or foe of soil fertility? *Soil Biology & Biochemistry*. 84, 1–14.
41. **Johansen A, Carter M., S, Jensen E., S, Hauggaard-Nielsen H., Ambus P. 2013.** Effects of digestate from anaerobically digested cattle slurry and plant materials on soil microbial community and emission of CO₂ and N₂O. *Appl. Soil. Ecol.* 63, 36–44.
42. **Jacobsen, B. H. 2011.** Costs of slurry separation technologies and alternative use of the solid fraction for biogas production or burning: a Danish perspective. *International Journal of Agricultural Management*, 1(2), 11–22.
43. **Kandeler, E. 1996a.** N-mineralization under waterlogged conditions. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (Eds.), *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 141–143.
44. **Kandeler, E. 1996b.** Ammonium. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (Eds.), *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 147–149.
45. **Kandeler, E., 1996c.** Potential nitrification. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (Eds.), *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 406–408.
46. **Kirchmann, H., Bernal, M.P. 1997.** Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil Biology and Biochemistry* 29 (11–12), 1747–1753
47. **Kocar, G. 2008.** Anaerobic digesters: From waste to energy crops as an alternative energy source. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 30, 7, 660–669.
48. **Komilis D., P, Ham R. K. 2003.** The effects of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Manag* 23, 419–423.
49. **Köster, J.R., Dittert, K., Mühling, K.-H., Kage, H., Pacholski, A. 2014.** Cold season ammonia emissions from land spreading with anaerobic digestates from biogas production. *Atmospheric Environment*. 84, 35–38.
50. **Loria, E. R., Sawyer, J. E. 2005.** Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. *Agron. J.* 2005, 97, 879–885.
51. **Loria, E. R., Sawyer, J. E., Barker, D. W., Lundvall, J. P. 2007.** Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production. *Agronomy Journal*, 99, 1119–1129.
52. **Lukehurst, C., T., Frost, P., Al Seadi, T. 2010.** Utilisation of Digestate from biogas plants as biofertiliser- IEA Bioenergy Task 37 report,
53. **Martin, J.H.Jr. 2005.** An Evaluation of a Mesophilic, Modified Plug Flow Anaerobic Digester for Dairy Cattle Manure. Submitted to Kurt Roos AgSTAR Program U.S. Environmental Protection Agency by Eastern Research Group Inc. 20 July 2005. EPA Contract No. GS 10F-0036K Work Assignment/Task Order No. 9.
54. **Massé, D. I., Talbot, G., Gilbert, Y. 2011.** On farm biogas production: a method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 166–167, 436–445.
55. **Massé, D. I., Croteau, F., Masse, L. 2007.** The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. *Bioresource Technology* 98, 2819–2823.
56. **Marcato, C. E., Pinelli, E., Pouech, P., Winterton, P., Guisresse, M. 2008.** Particle size and metal distributions in anaerobically digested pig slurry. *Bioresource Technology* 99, 2340–2348.

57. **Marcato, C.E., Mohtar, R., Revel, J.C., Pouech, P., Hafidi, M., Guiresse, M. 2009.** Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry. *Biodeterioration & Biodegradation* 63,3, 260-266.
58. **Margesin, R. 1996.** Acidic and alkaline phosphomonoesterase activity with the substrate p-nitrophenyl phosphate. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (Eds.), *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 213–217.
59. **Mattila, P.K., Joki-Tokola E., Tanni, R. 2003.** Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: II. Recovery of nitrogen and composition of herbage yield. *Nutr Cycl Agroecosyst* 65, 231–242
60. **Mehta, C., M., Batstone, D. J. 2013.** Nutrient solubilization and its availability following anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 67, 4, 756-763
61. **Menardo, S., Gioelli, F., Balsari, P. 2011.** The methane yield of digestate: Effect of organic loading rate, hydraulic retention time and plant feeding. *Bioresource Technology* 102 (3), 2348-2351
62. **Mersi von W., 1996.** Dehydrogenase activity with the substrate INT. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (Eds.), *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 243–245.
63. **Molinuevo-Salces B, Gómez X, Morán A, García-González, M.C. 2013.** Anaerobic co-digestion of livestock and vegetable processing wastes: fibre degradation and digestate stability. *Waste Manag* 33, 1332–1338
64. **Moody, L. B., Burns, R. T., Stalder, K. J. 2009.** Effect of anaerobic digestion on manure characteristics for phosphorus precipitation from swine waste. *Applied Engineering in Agriculture* 25, 97–102.
65. **Morris, D. R., Lathwell, D. J. 2004.** Anaerobically digested dairy manure as fertilizer for maize in acid and alkaline soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35, 1757–1771.
66. **Möller, K. 2009.** Effects of biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 84, 179–202
67. **Möller, K., Stinner, W., Deuker, A., Leithold, G. 2008.** Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 2008, 82, 209– 232.
68. **Möller, K., Stinner, W. 2010.** Effects of organic waste sdigestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 87, 395–413
69. **Möller, K., Müller, T. 2012.** Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences* 12 (3), 242-257
70. **Müller, K. 2015.** Effect of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A rewiev. *Agron, Sustain. Dev*, 35, 1021-1041
71. **Nkoa, R. 2014.** Agricultural benifits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a rewiew *Agron. Sustain. Dev*, 34, 473-492
72. **Nutrient Value of Digestate from Farm-Base Biogas Plants in Scotland. 2007.** Report for Scottis Executive Environment and Rural Affairs Deppartment- ADA/009/06, 2007, pp.44
73. **Provenzano MR, Iannuzi G., Fabbri C., Senesi N. 2011.** Qualitative characterization and differentiation of digestates from different biowastes using FTIR and fluorescence spectroscopies. *Journal of Environmental Protection* 2, 83–89.
74. **Pötsch, E.M. 2005.** ,Nutrientcontentoffermentationresiduesfrom agricultural biogas systems and their utilization on permanent grassland. Final report, 2005, pp. 32.
75. **Qi, X., Zhang, S., Wang, Y., Wang, R. 2005.** Advantages of the integrated pig–biogas–vegetable greenhouse system in North China. *Ecol Eng* 24, 177–185.
76. **Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F., Kage, H., 2012.** Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 160, 66-74.

77. **Ross D.,J., Tate K. R., Speir, T., W., Stewart, D.,J., Hewitt A., E. 1989.** Influence of biogas-digestereffluents on crop growth and soil biochemical properties under rotational cropping. *N Z J Crop Hortic Sci* 17:77–87.
78. **Rubæk, G., H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B. 1996.** Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci. Camb.* 126, 481–492.
79. **Roboredo, M., Fangueiro, D., Lagea, S., Coutinho, J. 2012.** Phosphorus dynamics in soils amended with acidified pig slurry and derived solid fraction, 189–190, pp 328–333
80. **Schröder, J., Uenk, D. 2006.** Cattle slurry digestion does not improve the long term nitrogen use efficiency of farms. In 12th RAMIRAN International Conference, “Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole Farm Perspective”, RAMIRAN 2006, Aarhus, Denmark. Vol. II, pp 9–11
81. **Schröder, D., Schumacher, B., Wallerath, S. 1996.** Wirkung aerob und anaerob behandelter organischer Reststoffe auf bodenchemische und bodenmikrobiologische Eigenschaften, Ertrag und Nitrataustrag. *VDLUFA-Schriftenreihe* 44, 643–646
82. **Schauss, K., Ratering, S., Stinner, W., Deuker, A., Möller, K., Schnell, S. 2006.** Auswirkungen auf die bodenbürtigen Distickstoffoxid- und Methanemissionen. In: Möller K et al (eds) *Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau—Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmentypischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe.* Final report, available at: <http://orgprints.org/10970/>, pp 169
83. **Sánchez M, Gomez X, Barriocanal G, Cuetos MJ, Morán, A. 2008.** Assessment of the stability of livestock farm wastes treated by anaerobic digestion. *Int Biodeterior Biodegrad* 62, 421–426.
84. **Sapp, M., Harrison, M., Hany, U., Charlton, A., Thwaites, R. 2015.** Comparing the effect of digestate and chemical fertiliser on soil. *Applied Soil Ecology*, 86, 1–9
85. **Sommer, S.G. and Birkmose, T. 2007.** Valuable fertilizer from animal manure. Danish Crop Production Seminar 2007, Agromek 2007, Danish Agricultural Advisory Service
86. **Steinfeld, H., Gerber, P., Wasenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006.** Livestock's Long Shadow. Environmental Issues and Options. Environmental Issues and Options. Food and Agriculture Organisation (FAO) of United Nations.
87. **Stinner, W., Möller, K., Leithold, G. 2008.** Effect of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming system. *European Journal of Agronomy* 29 (2-3), 125–134
88. **Thomsen, I.K., Olesen J., Møller H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T. 2013.** Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biol Biochem* 58, 82–87.
89. **Tiwari, T. N., Tiwari, K. N., Upadhyay, R. M. 2000.** Effect of crop residues and biogas slurry incorporation in wheat on yield and soil fertility. *J Ind Soc Soil Sci* 48, 515–520
90. **Trindade, H., Coutinho, J., Jarvis, S., Moreira, N. 2001.** Nitrogen mineralization in sandy loam soils under an intensive double-cropping forage system with dairy-cattle slurry applications. *European Journal of Agronomy*, 15, 281–293.
91. **Vanden Nest, T., Ruysschaert, G., Vandecasteele, B., Cougnon, B., Merckx, R., Reheul, D. 2015.** P availability and P leaching after reducing the mineral P fertilization and the use of digestate products as new organic fertilizers in a 4-year field trial with high P status, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 202, 56–67
92. **Wahal, S., Viamajala, S., Hansen, C., L. 2010.** Chemical speciation in the effluent of an anaerobic digester treating dairy waste: implications for nutrient recovery and reuse. *Transactions of the ASABE* 53, 5, 1727–1732.

93. **Walsh, J., Jones, D., L., Edwards-Jones, G., Williams, A.P 2012.** Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. *Journal, Plant Nutrition Soil Science*, 175, 840 – 845
94. **Walsh J.,J., Rousk J., Edwards-Jones G., Jones D.L., Williams A.P. 2012b.** Fungal and bacterial growth following the application of slurry and anaerobic digestate of livestock manure to temperate pasture soils. *Biol Fertil Soils* 48, 889–897.