



TALLINNA TEHNICAÜLIKOOL
INSENERITEADUSKOND
Tartu Kolledž

**ERINEVATE KOORMUSTEGA KARJATAMISE MÕJU
ROHUMAAD MULLAELUSTIKULE**

**IMPACTS OF DIFFERENT GRAZING INTENSITIES
ON SOIL BIOTA IN GRASSLANDS**

MAGISTRITÖÖ

Üliõpilane: Tiina Ait
Üliõpilaskood: 183025NAEM

Juhendaja: Dots. Annely Kuu *PhD*,
Prof. Mari Ivask *PhD*

AUTORIDEKLARATSIOON

Olen koostanud lõputöö iseseisvalt.

Lõputöö alusel ei ole varem kutse- või teaduskraadi või inseneridiplomit taotletud.

Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad,

kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

25.05.2020.

Autor:

/ allkiri /

Töö vastab bakalaureusetöö/magistritööle esitatud nõuetele

"....." 202.....

Juhendaja:

/ allkiri /

Kaitsmisele lubatud

"....."202... .

Kaitsmiskomisjoni esimees

/ nimi ja allkiri /

LÕPUTÖÖ ÜLESANNE

Üliõpilane: Tiina Ait, 183025NAEM
Õppekava, peaariala: NAEM06/18- Tööstusökoloogia
Juhendaja(d): dotsent, Annely Kuu, 620 4809
emeritprofessor, Mari Ivask, 620 4809

Lõputöö teema:

eesti keeles- Erinevate koormustega karjatamise mõju rohumaade mullaelustikule
inglise keeles- Impacts of different grazing intensities on soil biota in grasslands

Lõputöö põhieesmärgid:

1. Analüüsida erineva karjatamiskoormuse mõju mikrobioloogilistele, keemilistele ja füüsikalistele näitajatele
2. Hinnata erineva koormusega karjatamise mõju vihmaussikoosluse arvukusele ja mitmekesisusele
3. Teha ettepanekuid, milline võiks olla efektiivsem rohumaade karjatamiskoormus mullaelustiku aspektist

Lõputöö etapid ja ajakava:

Nr	Ülesande kirjeldus	Tähtaeg
1.	Välitööd vihmausside ja mullaproovide kogumiseks	25.09.2019
2.	Laboris vihmausside määramine ja mullaproovide analüüs	12.10.2019
3.	Kirjanduse läbitöötamine	01.03.2020
4.	Lõputöö vormistamine ja esitamine	25.05.2020

Töö keel: eesti keel

Lõputöö esitamise tähtaeg: 25.05.2020.a

Üliõpilane: Tiina Ait ".....".....202....a
/allkiri/

Juhendaja: Annely Kuu ".....".....202....a
/allkiri/

Juhendaja: Mari Ivask ".....".....202....a
/allkiri/

Programmijuht: Annely Kuu ".....".....202....a
/allkiri/

SISUKORD

EESSÕNA	5
SISSEJUHATUS	6
1. MULD KUI ÖKOSÜSTEEM	7
1.1 Vihmaussid	8
2. KARILOOMADE KARJATAMINE	11
2.1 Karjatamine ja tallamiskoormus	12
3. MATERJAL JA METOODIKA	14
3.1 Proovialade valik	14
3.2 Muldade analüüs	17
3.3 Vihmausside kogumine ja analüüs	18
3.4 Andmetöötlus	19
4. TULEMUSED	20
4.1 Mulla keemiline ja mikrobioloogiline analüüs	20
4.2 Vihmausside arvukus ja mitmekesisus	26
4.3 Karjatamiskoormuse mõju mullale ja vihmaussikooslustele	30
5. ARUTELU	33
KOKKUVÕTE	38
SUMMARY	40
KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU	42
LISAD	47
Lisa 1 Proovialade koordinaadid	47
Lisa 2 Proovialade asukoht Maa-ameti mullastiku kaardil	48
Lisa 3 Spearmani maatriks	49
Lisa 4 Mann-Whitney U Test	50

EESSÕNA

Käesoleva magistritöö teema pakkus välja üks juhendajatest, Annely Kuu. Lõputöö teema tuleneb Eesti Maaülikooli ja Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledži vahelisest koostööprojektist. Eesti Maaülikool uurib erineva intensiivsusega karjatamise mõju taimede liigirikkusele ja biomassi produktsioonile. Tartu Kolledži ülesanne on uurida mullaelustiku. Töö autor osales vihmausside ja mulla andmete kogumise protsessis ning andmete analüüsimisel, et seejärel saadud andmetest kokku panna magistritöö.

Andmete kogumine toimus Jõgevamaa ja Võrumaa poollooduslikel karjamaadel, kus toimus karjatamine lihavecistega. Kokku oli 5 prooviala. Iga prooviala jaotati kolmeks osaks. Suure koormusega karjatatud ala, keskmise koormusega karjatatud ala ning kontroll ala, kus karjatamist ei toimunud. Proovialadelt korjati vihmausse, et hinnata erineva koormusega karjatamise mõju vihmaussi kooslusele. Lisaks võeti mullaproovid, mille järgi sai analüüsida mulla mikrobioloogilisi, keemilisi ja füüsikalisi näitajaid. Tulemuste põhjal saab hinnata, kuidas erineva koormusega karjatamine mõjutab mulla ja sealhulgas karjamaa produktiivsust ja püsivust heas korras.

Töö autor avaldab suured tänusõnad oma juhendajatele Annely Kuule ja Mari Ivaskile, kes aitasid igati kaasa lõputöö valmimisele.

Võtmesõnad: vihmaussid, mullaelustik, karjatamiskoormus, magistritöö

SISSEJUHATUS

Järjest selgemaks saab asjaolu, et maapealsete taimede mitmekesisuse suurenemine suurendab taimekoosluse produktiivsuse ajalist stabiilsust bioloogilise mitmekesisuse mõju kaudu. Siiski teame vähe sellest, kas ja kuidas maa-alune mullaelustik mõjutab agroökosüsteemi stabiilsust. Tänapäevased uuringud näitavad (Yang jt, 2018), et konkreetsetel mullaelustiku rühmadel, nagu näiteks vihmaussidel ja mullaelustiku koosluste mitmekesisusel üldiselt, on oluline roll taimekoosluse omaduste, sealhulgas taimede mitmekesisuse, produktiivsuse, koosluse ja taimede vastastikuse mõju vahendamisel. Mullaelustiku mõju taimekoosluse nendele aspektidele on potentsiaalselt seotud ökosüsteemi tootlikkuse stabiilsusega (Bartlett jt, 2010), mis võib samuti aidata mõista, kuidas mullaelustik mõjutab tootlikkusega seotud ökosüsteemi teenuseid. Üheks selliseks teenuseks on rohumaa produktiivsus (Herrick jt, 2012), mida kasutatakse loomade karjatamiseks. Arvestades aina suurenevat rahvastiku arvu ning sellest tulenevat toidupuudust tulevikus on oluline leida viise, kuidas kasutada olemasolevat maad võimalikult efektiivselt, et tootlikus oleks võrdeline rohumaa hea seisundiga.

Lõputöö teema tuleneb Eesti Maaülikooli ja Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledži vahelisest koostööprojektist. Eesti Maaülikool uurib erineva intensiivsusega karjatamise mõju taimede liigirikkusele ja biomassi produktsioonile. Tartu Kolledži ülesanne on uurida mullaelustiku. Sellest tulenevalt on antud magistritöö uurimiseesmärgid:

- Analüüsida erineva karjatamiskoormuse mõju mikrobioloogilistele, keemilistele ja füüsikalistele näitajatele.
- Hinnata erineva koormusega karjatamise mõju vihmaussikoosluse arvukusele ja mitmekesisusele.
- Teha ettepanekuid, milline võiks olla efektiivsem rohumaa karjatamiskoormus mullaelustiku aspektist.

Antud katsele annab väärtust asjaolu, et Eestis pole varasemalt uuritud karjatamise mõju otseselt vihmaussidele, mis muudab kogutud andmed väärtuslikuks võrdlusaineks ka tulevaste projektide jaoks.

1. MULD KUI ÖKOSÜSTEEM

Maapinna pealmine kobe kiht on muld, mis on tekkinud pikka aega kestnud erinevate ja keerukate looduslike protsesside tulemusena (Penu, 2006). Muld on lahutamatu osa keskkonnast, ta seob omavahel tervikuks atmosfääri, hüdrofääri ja elusorganismid (Kalda, 2011). Muld on suurim süsiniku (C) ja lämmastiku (N) maapealne reservuaar ning suudab endas hoida umbes kolm korda rohkem süsiniku ja lämmastiku kui atmosfäär (Mitra jt, 2005), kusjuures põhiosa süsiniku- ja lämmastikuringest viiakse läbi ülemises 5...10 cm mullakihis. Selle protsessi keemilist poolt kontrollivad mullas olevad mullaorganismid (Edwards ja Bohlen, 1996; Kalda, 2011). Muld on elupaigaks miljonitele organismidele, kes osalevad aktiivselt mulla moodustamises (Penu, 2006; Kalda, 2011). Mullaelustik on üks suurimaid bioloogilise mitmekesisuse reservuaare Maal, sisaldades tohutul hulgal mikroorganisme, sealhulgas baktereid, seeni ja suuremaid organisme, nagu nematoodid, lüljalgsed, vihmaussid, sipelgad ja mutid. Lagundades taimse ja loomse päritoluga orgaanilist ainet (Penu, 2006), mõjutab mullaelustik mullastruktuuri, toitainete ringet ning mulla bioloogilisi protsesse (Knoepp jt, 2000; Kalda, 2011). Mulla mikroobid moodustavad väikese osa kogu mulla orgaanilisest ainest, kuid vastutavad suuresti maapealsete ökosüsteemide toitainete ringluse eest. Muud tegurid, näiteks taimeliigid ja lehtede kudede keemiline koostis, mõjutavad mulla mikroobide dünaamikat täiendavalt regulatiivselt, avaldades mõju substraadi kvaliteedile. Sellised seosed tootjate ja lagundajate vahel tulenevad taimede mulda sattumise olemusest ja kogusest, mis omakorda mõjutavad tugevalt C- ja N-tsüklit ning muid mulla biogeokeemilisi funktsioone. (Kooch jt, 2020)

Mulla bioloogilist mitmekesisust on laialdaselt uuritud, kuna muld ise on põllumajanduse alus. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine on vajalik mulla jätkusuutliku toimimise säilitamiseks (Le Bayon jt, 2002). Üha enam uuringuid näitab, et mullaelustiku koosluste mitmekesisusel ja struktuuril on oluline mõju taimede mitmekesisuse säilimisele, taimekoosluse koosseisule, biomassi tootmisele, toitainete ringlusele ja taimede vastupidavusele stressifaktoritele. (Yang jt, 2018) Mulla orgaaniline aine saadakse fotosünteesi teel otseselt või kaudselt taimedest. Mulla orgaanilised ained pakuvad toitu ja substraate mullaorganismidele, alates makroselgrootutest kuni heterotroofsete bakteriteni. See on väga oluline, arvestades, et üha enam tunnistatakse mullaelustiku olulist rolli mulla funktsioonides. (Bartlett jt, 2010)

Tänapäeval on mulla bioloogilist mitmekesisust ohustavaks teguriks globaalsed inimtekkelised muutused, näiteks maakasutuse intensiivistumine, raadamine ja

toitainete eutrofeerumine, mis on murettekitav, sest bioloogilise mitmekesisuse vähenemine on ökosüsteemi funktsiooni muutuste peamine mõjutaja. (Herrick jt, 2012)

1.1 Vihmaussid

Põllumajanduslike muldade pakutavad ökosüsteemi teenused, näiteks toiduainete tootmine, on kasvava maailma rahvastiku ja globaalsete muutuste taustal üha olulisemad (Le Bayon jt, 2002). Neid teenuseid ei juhi mitte ainult abiootilised tegurid, näiteks kliimamuutused või maakasutuse muutumine, vaid märkimisväärselt mõjutavad neid biootilised tegurid, sealhulgas hoopis üks suurim loomastiku grupp mullas ehk vihmaussid (*Lumbricidae*). 1881. aastal oli Darwin üks esimesi teadlasi, kes märkis, et muld koosneb peamiselt vihmausside käikudest, tuues sellega välja vihmausside tähtsuse mullatekkeprotsessides (Liu jt, 2019). Näiteks vihmaussid neelavad suures koguses orgaanilisi ja mineraalseid aineid, muutes seeläbi mulla poorsust ja agregatsiooni. See mulla kihtide segustamine (turbatsioon) toob endaga kaasa mulla keemilise koostise muutuse ning see kajastub hiljem ka mullaprofiilis. (Blouin jt, 2013).

Vihmausse peetakse mulla tervise säilitamiseks ja taimekasvatuse tagamiseks agroökosüsteemides hädavajalikuks, sest vihmaussid mõjutavad suurel määral mulla füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi omadusi (Pfißner, 2014):

- Vihmausside käigud soodustavad mulla õhulisust ning suurendavad mullapooride hulka.
- Vertikaalseid käike rajavad vihmaussid mõjutavad vee infiltratsiooni mulda ja parandavad vee läbilaskvust. See vähendab vee kadu mulla pinnalt ja erosiooni.
- Vihmaussid kontsentreerivad taimetoitaineid. Nad on võimelised aasta jooksul ladustama kuni 10 kilogrammi väljaheiteid ühe ruutmeetri kohta. See tähendaks kuni 1,5 sentimeetri paksust kihti rohumaadel. Väljaheited moodustavad püsivaid mullafraktsioone, mis ladestuvad mullapinnale. Anorgaanilised ja orgaanilised ained on vihmausside väljaheidetes täielikult segunenud ning toitained on taimedele ja teistele mullaorganismidele kergesti kättesaadavad. Vihmausside väljaheites on võrreldes ümbritseva mulla sisaldusega keskmine lämmastiksisaldus 5 korda suurem, fosforisisaldus 7 korda ja kaaliumisisaldus 11 korda suurem.

- Vihmausside käitumine mõjub biotõrjena. Langenud taimeosi mulda tõmmates muutuvad taimepatogeenid ja kahjurid bioloogiliselt kahjutuks. Lisaks soodustavad vihmaussid kasulike mullaorganismide paljunemist ja kasvu.
- Taimejuured kasutavad vihmausside käike tungimaks aina sügavamatesse mullakihtidesse, leides käikudest taimejuurtele vajalikke toitaineid, vett ja õhku.
- Vihmaussid soodustavad mulla struktuuri ja stabiilsuse teket. Orgaanilised ained segunevad tugevalt anorgaaniliste mullaosakeste ja mikroorganismidega ning moodustavad vihmausside eritatud lima abil stabiilsed mullaagregaadid, mis aitavad saavutada head mullastruktuuri. Suure vihmaussiaktiivsusega mullad ei muutu nii mudaseks kui väiksema vihmaussiaktiivsusega mullad. Sellised mullad taluvad paremini ka tallamist.
- Vihmaussid aitavad kliimamuutusi leevendada aidates kaasa süsiniku sidumisele. Vihmaussid söövad kõrge C:N suhtega taimejääke, muutes need selle käigus madalama C:N suhtega massiks.
- Vihmaussid suurendavad mineraliseerumist, tükeldades ja segades mulla orgaanilisi aineid, mineraalosakesi ja mikroorganisme. Mullas kontrollivad vihmaussid mulla mikroorganismide biomassi, mitmekesisust ja aktiivsust.

Vihmausside liiki ja biomassi on kerge määrata ning seeläbi saab hinnata mulla kvaliteeti (Cenci, 2009). Maailmas tuntakse üle kolme tuhande vihmaussiliigi. Euroopas on leitud kuni nelisada liiki aga Eestis on neid ainult kolmteist. Mullas asuvate vihmausside käikude morfoloogia sõltub vihmausside ökoloogilisest rühmast. Vihmaussiliigid jagunevad eluviisi ja elupaiga põhjal kolme ökoloogilisse gruppi (Timm, 1999, Bartlett jt, 2010, Silts, 2014):

- Aneetsilised liigid uuristavad vertikaalseid käike nelja meetri sügavuseni vedades sinna suuri taimeosaid. Nad on esindatud kõigis mullakihtides ning nad on olulised põllumuldades. Aneetsilistest vihmaussidest on esindatud harilik vihmauss (*Lumbricus terrestris*) ja suur mullauss (*Aporrectodea longa*). Neid häirib tugev põllumajandustegevus, sest selle käigus lõhutakse nende kaevatud käigud. Nad on kohastunud ebasoodsaid tingimusi üle elama oma sügavates urgudes. Tegemist on kõige suuremate vihmaussi liikidega, kuni 30 sentimeetrit pikad ja värvuselt on nad punakaspruunid tumedama peaosaga.
- Endogeilised liigid elavad ja toituvad enamjaolt toitaineterikkas mulla ülemises kihis uuristades sinna horisontaalseid käike. Ebasoodsa perioodi elavad endogeilised liigid üle inaktiivses olekus. Suuruselt on nad kuni 18 sentimeetri pikkused ja värvuselt kahvatud. Antud liikide hulka kuuluvad harilik mullauss (*Aporrectodea caliginosa*), kes on Eesti looduslike- ja haritavate muldade kõige

levinum liik, roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*) ja roheline mullauss (*Allolobophora chlorotica*).

- Epigeilised liigid ei uurista käike vaid elavad mulla pinnal kõdukihis, peamiselt metsades, rohumaadel ja kompostis ning toituvad seal leiduvatest taimejäänustest. Esineb harva põllumajanduslikel maadel, sest seal pole püsivat kõdukihti. Suuruselt on nad väikesed, 2-6 sentimeetrit pikad ja värvuselt pruunikaspunased. Epigeilistest liikidest on esindatud tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*), kaheksakant-kõduuss (*Dendrobaena octaedra*) ja punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*).

Vihmausside loodud mulla biogeenset struktuuri nimetatakse drilosfääriks. Agrosüsteemides on inimtegevuse intensiivistumine (maaharimine, mineraalväetiste kasutamine, karjatamine jne) põhjustanud mulla struktuuriliste ja bioloogiliste omaduste halvenemist. Mulla degradeerumist seostatakse sageli bioloogilise mitmekesisuse ning vihmausside ja muude selgrootute koosluste arvukuse vähenemisega (Bartlett jt, 2010). Haritavates muldades mängivad vihmaussikooslused olulist rolli mineraliseerumis- ja humifikatsiooniprotsesside reguleerimise kaudu. (Liu jt, 2019)

2. KARILOOMADE KARJATAMINE

Rohumaad hõlmavad umbes 40% Maa maismaast (välja arvatud Antarktika ja Gröönimaa). Hinnanguliselt kuni 26% sellest alast karjatatakse, suurenedes iga aastaga (Mittra jt, 2005). Mitmel pool maailmas püüab karjamaadel põhinev loomakasvatus intensiivistamise kaudu suurendada nii väljundit kui ka tõhusust. Herrick jt (2012) sõnul on inimeste arvu suurenemine tõstnud nõudlust toidu ja kütuse järele, mis tähendab põllumajanduse ja loomakasvatuse piiride laienemist looduslikesse elupaikadesse. Selline laienemine põhjustab looduslikes ökosüsteemides tavaliselt maa degradeerumist ja bioloogilise mitmekesisuse kadu, vähendades nende pikaajalist ökoloogilist ja sotsiaalmajanduslikku jätkusuutlikkust. Loomakasvatuse intensiivistumine ja laienemine tähendab ka intensiivsemat loodusliku taimekoosluse kasutamist kariloomade poolt (Van Zanten jt, 2018).

Suur osa karjamaadest on maailmas kokku puutunud tingimustega, mis vähendavad karjamaade väärtust ja kvaliteeti (Virgilio jt, 2019). See võib sõltuda paljudest teguritest, näiteks sademetest ja toitainete ringlusest. Sel põhjusel on tänapäeval paljude uuringute eesmärk erinevate karjatamiskorraldusstrateegiatega mõju hindamine karjamaade jätkusuutlikkuse erinevatele aspektidele (nt taimestiku dünaamika, mullaomadused, kariloomade produktiivsus ja karjatamise jaotus) (Greenwood ja McKenzie, 2001). Siiani on uuritud erinevate karjatamisviiside mõjule taimestikule, loomade jõudlusele ja mulla omadustele, võtmata arvesse muid majandamisfaktoreid, nagu levila tüüp, maastiku struktuur, loomaliik või karja suurus. (Augustine ja Frank, 2001)

Varasemad katsed Mongoolias (Hirobe jt, 2013; Tuuling, 2015) võrdlesid looduslikke ja karjatatud rohumaid. Tulemustes leiti, et veiste karjatamisel on otsene mõju mulla toitainete sisaldusele. Loomad töötlevad oma seedeprotsessis ümber suurel hulgal karjamaalt saadud toitaineid, nagu fosfor, süsinik ja lämmastik, mis hiljem satuvad koos väljaheidetega tagasi mulda. Seega sõltub loomade väljaheidete jaotumisest ja kontsentratsioonist karjatamise mõju keskkonna heterogeensusele. Toitainete mulda jõudmist mõjutab ka aastaaeg (Murray jt, 2013; Tuuling, 2015). Talvel väljas olevate loomade väljaheidet jõuavad mulda kevadel, kui lumi on sulanud. Seega mõjutab karjatamise aeg ja piirkond mulla viljakust sesoonselt.

Karjatatavate rohumaa strateegiline majandamine võib suurendada C- ja N-tsüklit taimede koostise, produktiivsuse ja ökofüsioloogiliste funktsioonide muutuste kaudu. Mis tahes muutuste või välismõjude kaudu mõjutavad taimekooslused mulla mikroobide

aktiivsust, C kättesaadavust, samuti pH-d ja toitainete tsüklit. (Durant jt, 2008) Kuigi karjamaade kasutamine loomakasvatuses algas tuhandeid aastaid tagasi, hakkasid teadlased alles viimastel aastakümnetel tunnistama karjamaade olulisust loodusvarade kaitsmisel. Tarvis on leida majandamisstrateegiad, mis maksimeeriksid tootlikkust karjatatava ala kohta ja samal ajal säilitaksid alade ökoloogilise pikaajalise jätkusuutlikkuse. (Herrick jt, 2012)

2.1 Karjatamine ja tallamiskoormus

Rohumaade muldade viljakust mõjutavad karjatatavad loomad, sõltuvalt tötüübist, loomkoormusest ja karjatamise intensiivsusest ning sagedusest, peamiselt sõnniku ja uriini ladestumise ning sellele järgneva pinnasesse muundamise kaudu (Virgilio jt, 2019). Ülekarjatamine liigse loomkoormuse tingimustes ja valikuline karjatamine pideva aastase (mittekülviku) karjatamise korral suurendab mullaga kokkupuudet ja vähendab taimestiku kattekihti. Talude jootmispunktide ümbruses olevad biotoobid pakuvad äärmuslikku näidet sellest, kus lokaliseerunud loomkoormus põhjustab taimkatte kadumist, suurenenud mullaga kokkupuudet, tihenemist ja erosiooni (Herrick jt, 2012). Võrreldes kurnatud või degradeerunud aladega on hästi hooldatud karjamaad produktiivsemad, stabiilsemad, keskkonnamuutustega paremini kohanejad ja pakuvad karjakasvatajatele suuremat tootlikkust. (Briske jt, 2008)

Eestis algab karjatamine tavaliselt maikuu esimeses pooles, kui maapind pole enam külmunud ja taimede kõrgus on vähemalt 10 sentimeetrit, ning kestab kuni septembri lõpuni. Karjatamise perioodi vahele peab jääma ka karjatamise vaheaeg, selleks, et taimed saaksid taastada oma varuained. Eestis on levinud kaks karjatamise viisi (MES Nõuandeteenistus, 2020):

- Süsteemitu ehk vabakarjatamine, mis on ka kõige laialdasemalt kasutatav, eriti poollooduslikel rohumaadel. Karjamaa on piiritletud taraga ja loomad saavad seal vabalt liikuda ja ise taimi valida. Samal maa-alal toimub karjatamine suhteliselt pikka aega, tavaliselt suurema osa karjatamisperioodist. Taoline karjatamise meetod nõuab väiksemat investeeringut karjatarade, teede ja joogikohtade jaoks. Selline meetod on sobilik lihavede ja lammaste karjatamisel. Vabakarjatamise peamiseks miinuseks on see, et kasutatavale rohumaale on keeruline planeerida õiget karjatamiskoormust ning karjatatavate loomade arvu

on raske võrrelda rohu kasvu muutustega kasvuperioodil ja aastatevaheliste erinevustega. Seda tüüpi karjatamine vähendab ka taimede saagipotentsiaali, sest pideval pügamisel enne optimaalset taime arengujärku on taime arengut ja külmakindlust vähendav toime. Taimede tagavara saab reguleerida karja suurendamise või vähendamise teel.

- Süsteemne ehk rotatsiooniline ehk kopliviisiline karjatamine. Antud juhul on rohumaad jagatud osadeks, kuhu loomi lastakse piiratud ajaks. Kui loomal pole valikut, on loom sunnitud sööma kõike. Pärast karjatamist saabub vaheaeg, mis on vajalik selleks, et rohi jõuaks taastuda. Selline viis on karjatamise efektiivsem vorm, kus ühes koplis karjatamise ajal teised koplid saavad taastuda ning loomkoormust paindlikult kohandades vastavalt aasta rohukasvule ja tingimustele on võimalik rohumaad produktiivsust kontrollida. Kogu karjatamiseks kulutatud aega ja rohumaad puhkeajaga nimetatakse karjatamistsükli kestuseks. Rotatsioonilisel karjatamisel võrreldes vabakarjatamisega on mitu eelist: lühikese perioodi jooksul süüakse ühest taimest väiksem osa ning söömus jaguneb ühtlasemalt üle karjamaa.

Hästi korraldatud karjatamise kaudu saab sobitada vegetatsiooniperioodist tingitud rohumaade saagi ja kvaliteedi muutused karjatatavate loomade söödanõuetega. Karjatamismeetodi valik sõltub eriti tootmistingimustest ja konkreetse talu vajadustest. Eesti Lihaveisekasvatajate Selts (Selge ja Keres, 2020) soovib kultuurkarjamaa põhiselt kopli suuruse arvutamiseks järgmist valemit:

loomade eluskaal (grupis kokku) x kuivaine söömus x päevade arv/1,125 kg KA ha -1 = koppel (ha).

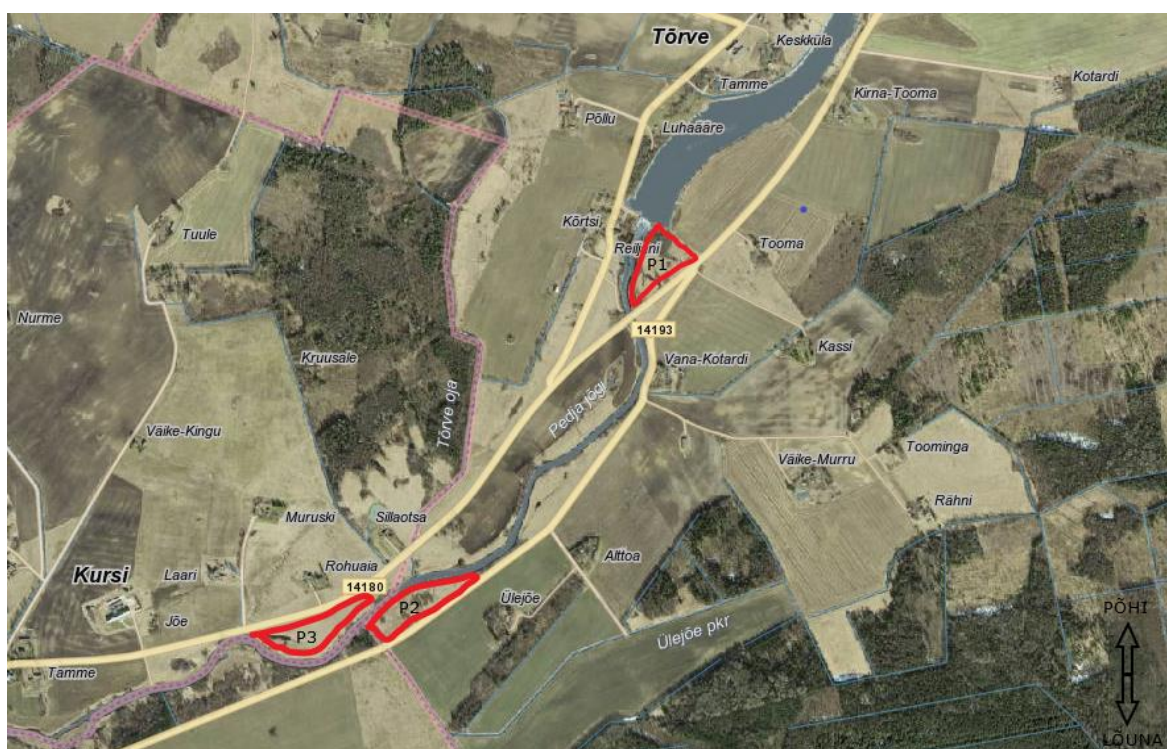
Loomühik on mõõtühik, mis võimaldab koondada andmeid eri liiki loomade kohta. Ühele loomühikule (lü) vastab üks täiskasvanud veis. Loomühikute koefitsiendid on kehtestatud põllumajandusministri 14.07.2014 määrusega nr 71. (Statistikaamet 2015, Riigiteataja 2014).

Veeseaduse kohaselt (Riigiteataja 2019) ei tohi karjatamine veekaitsevööndis põhjustada kaldaerosiooni, kahju vee-elustikule või muud olulist keskkonnanäringut, maaparandussüsteemi nõuetekohase toimimise häirimist. Karjamaal, mis asub veekaitsevööndis ei tohi karjatatavatele loomadele anda lisaööta, välja arvatud mineraalsoöta. Kui karja suurus on suurem kui 10 loomühikut, on loomapidaja kohustatud sellest teavitama Keskkonnaametit. Karjatamine on keelatud muu veekogu kui mere veekaitsevööndis 1. novembrist kuni 30. aprillini.

3. MATERJAL JA METOODIKA

3.1 Proovialade valik

Töö koostamiseks vajalik materjal on kogutud Liivimaa Lihaveis MTÜ-le kuuluvatelt poollooduslikelt karjamaadelt, kus toimus karjatamine lihaveistega. Proovialad asusid kahes piirkonnas ning kokku oli 5 prooviala. Joonisel 1 on proovialad P1, P2 ja P3, mis asusid Jõgeva maakonnas (Põltsamaa vald, Kursi küla). Välitöid antud proovialadel tehti 25.09.2019. Proovialade koordinaadid on esitatud Lisa 1, Tabel 1.



Joonis 1. Puurmani proovialade asukoht Maa-ameti kaardil (Maa-amet, 2020a)

Joonisel 2 on proovialad S1 ja S5, mis asusid Võru maakonnas (Rõuge vald, Hüti küla). Välitöid antud proovialadel tehti 02.10.2019. Proovialade koordinaadid on esitatud Lisa 1, Tabel 2.



Joonis 2. Senta proovialade asukoht Maa-ameti kaardil (Maa-amet, 2020a)

Igal proovialal jaotati karjamaa kolmeks osaks:

1. Väga suure koormusega karjatamine nn trampa- väike ala, lühike karjatamise aeg, proovialaliselt kindel arv kariloomi.
2. Keskmise koormusega karjatamine- suur ala, pikk karjatamise aeg, proovialaliselt kindel arv kariloomi.
3. Kontroll ala- karjatamist ei toimunud.

Tabelis 1 on proovikohtade kirjeldus. Mullatüübi andmed on Maa-ameti mullastiku kaardirakendusest (Lisa 2). Taimestik määratud Eesti Maaülikooli botaanika osakonna vanemteaduri Katrin Heinsoo poolt.

Tabel 1. Andmed proovialade kohta

Asukoht	Tähis	Pindala (ha)	Mulla-tüüp	Mulla-boni-teet	Perioodi koor-muste summa t*h	Tonn-tunde/ha	Eelnev ajalugu	Taimestik
Võru maakond	S1T	0,3	AG	63	1674,0	5580,0	K	A, B, G, H, J, K, M, N, O, P, S, Š, Z, T, U, V, Ö, Ä, X, Y, AB, AD, AE
Võru maakond	S1N	2,3	AG	60	18079,2	7860,5	K	A, B, H, J, K, N, O, P, R; S, Š, Ž, Ö, X, Y, AB; AC
Võru maakond	S5T	0,2	AG	60	1340,0	6700,0	K	A, B, C, D, E, J, K, O, P, R, S, Š, Z, W, Ö, Ü, X, AB, AD, AF
Võru maakond	S5N	2,7	AG	60	20088,0	7440,0	K	A, B, F, I, J, O, P, Q, S, Š, Ž, Ö, X, AB, AC
Võru maakond	S5K	0,01	AG	63	0,0	0,0	K	A, B, J, L, K, M, P, S; Š, Ž, T, Ö, Ä, X, AF
Jõgeva maakond	P1T	0,2	AG, Ag	60	593,3	2966,6	N/K	A, B, L, N, O, P, R, Š, W, Ö, X, AB, AJ, AN, AP, AQ, AZ, AÖ
Jõgeva maakond	P1N	1,0	AG, Ag	53	1916,9	1916,9	N/K	J, L, N, O, P, S, Š, Ö, AB, AD, AJ, AL, AN, AS, AŽ, AV, AW
Jõgeva maakond	P1K	0,01	AG, Ag	60	0,0	0,0	N/K	N, O, R, S, Š, Ž, AB, AI, AO, AŽ, AV
Jõgeva maakond	P2T	0,3	KIg	55	3833,8	1787,6	V	A, O, P, Š, AD, AH, AJ, AL, AN, AP, AQ, AŠ, AZ, AT
Jõgeva maakond	P2N	2,5	KIg, Kog	55	536,3	1533,5	V	H, I, L, M, P, R, S, Š, AJ, AR, AU, AV
Jõgeva maakond	P2K	0,01	Kog	55	0,0	0,0	V	I, P, Š, AN, AP, AÄ
Jõgeva maakond	P3T	0,2	AG	55	216,8	1084,0	N	A, B, H, O, R, S, Š, Ö, AB, AD, AL, AM, AN, AO, AQ, AR, AŠ, AW

Tabel 1 järg. Andmed proovialade kohta

Asukoht	Tähis	Pindala (ha)	Mulla-tüüp	Mulla boni-teet	Perioodi koor-muste summa t*h	Tonn-tunde/ha	Eelnev ajalugu	Taimestik
Jõgeva maakond	P3N	2,5	AG, Kog	53	2190,7	876,3	N	A, B, G, H, O, S, Š, W, AB, AC, AD, AG, AK, AM, AO, AP, AQ, AS, AŠ
Jõgeva maakond	P3K	0,01	AG	55	0,0	0,0	N	A, B, O, S, Š, AN, AO

Selgitused:

Mullatüüp (Maa-amet, 2001): AG- lammi gleimuld; Ag- gleistunud lammimuld; KIg- gleistunud leetjas muld; Kog- gleistunud leostunud muld

Eelnev ajalugu: K- karjatamine; N/K- niitmine ja karjatamine; V- võsas; N- niitmine

Taimestik (donineerivad liigid- vähemalt 20%): A- Harilik kastehein (*Agrostis capillaris*); B- Aas-rebasesaba (*Alopecurus pratensis*); C- Kare seanupp (*Leontodon hispidus*); D- Hanijalg (*Potentilla anserina*); E- Kibe tulikas (*Ranunculus acris*); F- kastik (*Calamagrostis sp*); G- Harilik raudrohi (*Achillea millefolium*); H- Kortsleht (*Alchemilla sp*); I- Sale tarn (*Carex acuta*); J- Lünktarn (*Carex disticha*); K- Vesihaljas tarn (*Carex flacca*); L- Kollane tarn (*Carex flava*); M- Harilik tarn (*Carex nigra*); N- Arujumikas (*Centaurea jacea*); O- Harilik kerahein (*Dactylis glomerata*); P- Luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*); Q- Harilik orashein (*Elymus repens*); R- Harilik aruhein (*Festuca pratensis*); S- Punane aruhein (*Festuca rubra*); Š- Harilik angervaks (*Filipendula ulmaria*); Z- Värvmadar (*Galium boreale*); Ž- Arukaerand (*Helictotrichon pratense*); T- Kaerand (*Helictotrichon*); U- Siberi karuputk (*Heracleum sibiricum*); V- Aas-seahernes (*Lathyrus pratensis*); W- Kare seanupp (*Leontodon hispidus*); Ö- Harilik timut (*Phleum pratense*); Ä- Aasnurmikas (*Poa pratensis*); Õ- Harilik nurmikas (*Poa trivialis*); Ü- Hanijalg (*Potentilla anserina*); X- Kibe tulikas (*Ranunculus acris*); Y- Suur robirohi (*Rhinanthus serotinus*); AB- Harilik võilill (*Taraxacum officinale*); AC- Keskmine ristik (*Trifolium medium*); AD- Aasristik (*Trifolium pratense*); AE- Harilik kullerkupp (*Trollius europaeus*); AF- Harilik hiirehernes (*Vicia cracca*); AG- Mets-harakputk (*Anthriscus sylvestris*); AH- Sulg-aruluste (*Brachypodium pinnatum*); AI- Keskmine värihein (*Briza media*); AJ- seaohakas (*Cirsium oleraceum*); AK- Kassitapp (*Convolvulus*); AL- Angerpist (*Filipendula vulgaris*); AM- Valge madar (*Galium album*); AN- Värvmadar (*Galium boreale*); AO- Hobumadar (*Galium verum*); AP- Aas-kurereha (*Geranium pratense*); AQ- Ojamõõl (*Geum rivale*); AR- Aaskaeran (*Helictotrichon pubescens*); AS- Kandiline naistepuna (*Hypericum maculatum*); AŠ- Harilik sinihelmikas (*Molinia caerulea*); AZ- Päideroog (*Phalaris arundinacea*); AŽ- Süstlehine teeleht (*Plantago lanceolata*); AT- Tedremaran (*Potentilla erecta*); AU- Paju (*Salix sp.*); AV- Harilik lubikas (*Sesleria caerulea*); AW- Peetriteht (*Succisa pratensis*); AÖ- Külmamailane (*Veronica chamaedrys*); AÄ- Pikalehine mailane (*Veronica longifolia*)

3.2 Muldade analüüs

Mullaproovid võeti kõikidelt proovialadelt, vastavalt 25.09.2019 ja 02.10.2019. Proovid võeti mullapuuriga, Ø 5 cm, ülemisest 10 cm mullakihist. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži mullabioloogia laboris määrati mulla koondproovidest mikroobikoosluse biomass substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) meetodil, mikroobikoosluse hingamisaktiivsus (BA), elektrijuhtivus, happesus ja kuivaine sisaldus.

WTW OxiTop® manomeetrilist mõõtmisüsteemi kasutati mulla mikroobikoosluse hingamisaktiivsuse ja mikroobide biomassi määramiseks (SIR meetodil). Mikroobide biomassi mullas hinnati substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) alusel (Platen ja Wirtz, 1999; Reuschenbach jt, 2003). Mikroobikoosluse hingamisaktiivsuse (BA) mõõtmiseks kasutati WTW manomeetrilist mõõtmisüsteemi OxiTop®, mis võimaldas mõõta manomeetrilist hapnikutarvet õhukindlas klaasanumas (Platen ja Wirtz, 1999). Mulla happesuse (pH) ja elektrijuhtivuse määramiseks kaaluti kolbi 10 grammi mulda ja lisati sellele 50 milliliitrit destilleeritud vett. Proovil lasti seista 24 tundi ning seejärel määrati lahuse happesus ja elektrijuhtivus. Proovi happesusparameetri ja elektrijuhtivuse määramiseks kasutati WTW Multi 340i multimeetrit erinevate elektrodidega (Sentix 41 elektrod pH mõõtmiseks ja TetraCon325 elektroodi elektrijuhtivuse mõõtmiseks). Proovi kuivaine määramiseks kaaluti tiiglisse 10 grammi mulda. Tiigel asetati 24 tunniks kuivatuskappi temperatuuril 105°C. Peale kuivatamist proovid kaaluti taaskord üle ning seejärel arvutati niiskuse parameetri väärtus. (Reuschenbach jt, 2003)

Iga proovikoha muldade koondproovist määrati Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laboris lisaks veel muldade füüsikalised ja keemilised näitajad: lasuvustihedus, üldlämmastik, orgaanilise süsiniku, fosfori, kaaliumi, kaltsiumi ja magneesiumi sisaldus mullas.

3.3 Vihmausside kogumine ja analüüs

Vihmaussi proovid koguti 25.09.2019 ja 02.10.2019.a. Vihmaussid koguti vermifuugi meetodi abil (Gunn, 1992). Esimeses ja teises proovikohas tehti kolm prooviruutu, kolmandel ehk kontrollalal tehti kaks prooviruutu. Prooviruut märgistati 50x50 sentimeetriste puidust piiretega. Seejärel puhastati piiritletud ala suuremast taimestikust, et mulla pind oleks nähtav (Joonis 3). Vihmausside mullast välja meelitamiseks kasutati 15% sinepulbri lahust, mis kallati mulla pinnale. Pinnale ilmunud vihmaussid koguti kokku, tegevust korraldati, et saada kätte kõik ussid. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži mullabioloogia laboris ussid pesti ja kaaluti, seejärel vihmaussid määrati liigini (nii täiskasvanud kui noored isendid). Määramiseks kasutati Euromex binokulaari ja määrajaid (Graff, 1953; Timm, 1999). Vihmausside arvukus arvutati 1 m² maapinna kohta prooviala kolme prooviruudu keskmisena, samuti arvutati koosluse ökoloogiline ja vanuseline struktuur.



Joonis 3. Prooviala 50x50 cm (Allikas: erakogu)

3.4 Andmetöötlus

Andmete töötlemiseks kasutati Microsoft Office Excel 2016 tarkvara. Leiti keskmised väärtused koos keskmiste aritmeetiliste vigadega. Keskmiste väärtuste võrdlemiseks ning keskkonna- ja elustikuparameetrite vaheliste seoste leidmiseks töödeldi andmeid CANOCO 4.52, STATISTICA 10.0 ja PC-ORD programmidega, seejuures kasutati mitteparameetrilisi meetodeid – Spearmani korrelatsioonianalüüsi, Kruskal-Wallis'e testi ja Mann-Whitney U-testi.

4. TULEMUSED

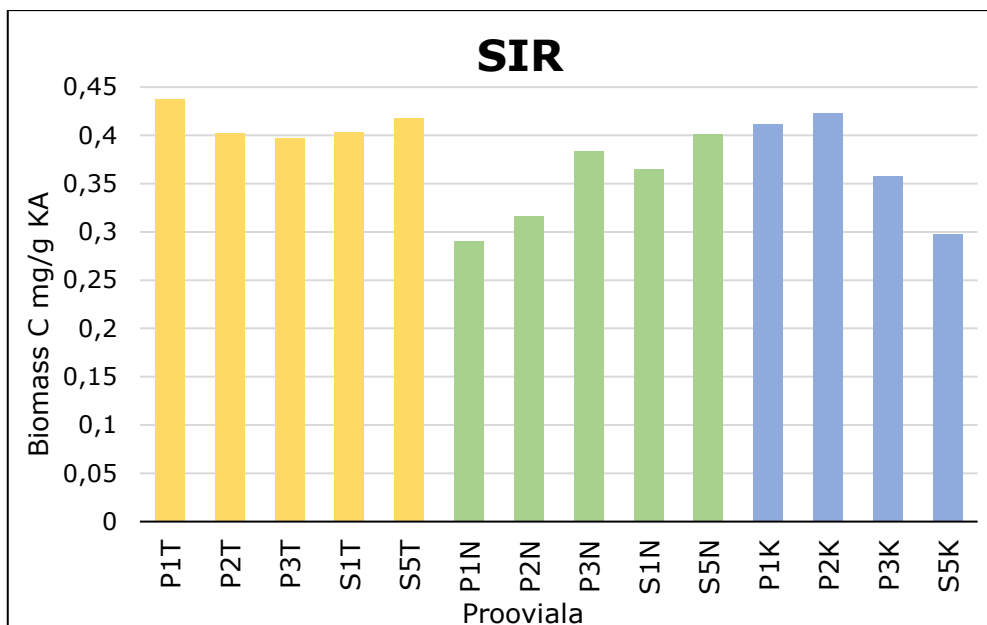
4.1 Mulla keemiline ja mikrobioloogiline analüüs

Mulla agrokeemilise analüüsi tulemused on toodud tabelis 2. Kõikide näitajate puhul on esitatud ka proovialade keskmised näitajad (\pm SE). Lasuvustihedus oli suurim P3K alal (1,44 g/cm³). P1N alal oli suurim lämmastiku sisaldus (0,62%), orgaanilise süsiniku protsent (6,43%) ja happesus (6,87). P1T proovialal oli kõige suurem fosfori- (2,47 mg/100g), kaltsiumi- (1034,64 mg/100g) ja magneesiumisisaldus (174,81 mg/100g). Kõige suurem kaaliumisisaldus oli S1N proovialal (14,45 mg/100g).

Tabel 2. Muldade parameetrid proovialade lõikes

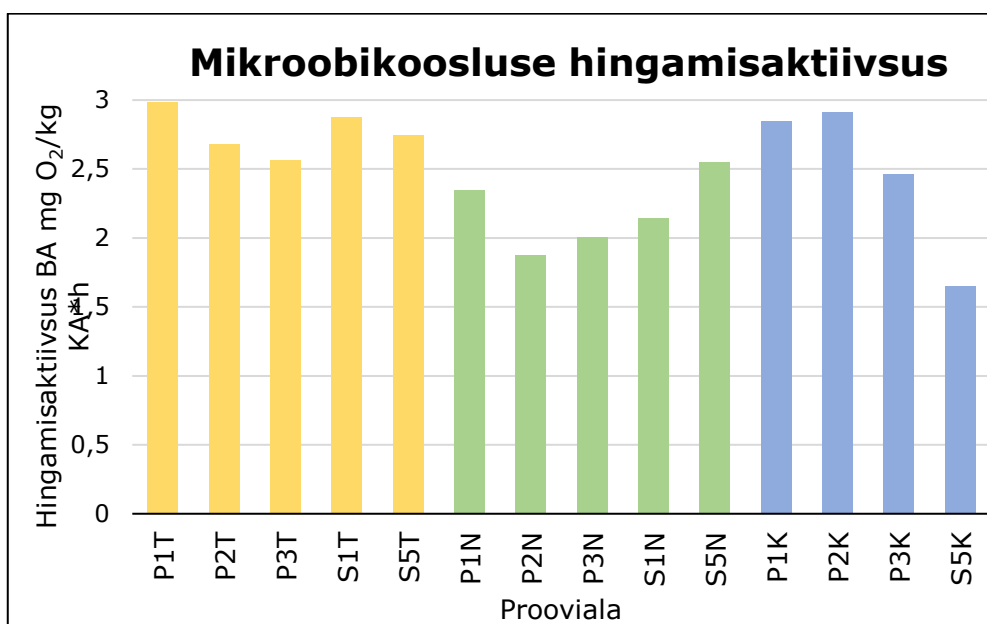
Prooviala	Lasuvus- tihedus g/cm ³	N%	C%	pH _{kcl}	P	K	Ca	Mg
					mg/100g			
P1T	1,26	0,47	5,31	6,56	2,47	7,57	1034,64	174,81
P1N	1,40	0,62	6,43	6,87	1,94	7,13	568,74	112,18
P1K	1,39	0,57	5,67	6,52	1,19	5,87	439,04	108,64
P2T	1,27	0,51	5,12	5,56	1,00	6,35	354,24	42,50
P2N	1,23	0,47	4,72	5,45	1,15	9,05	318,40	38,18
P2K	1,21	0,48	4,59	5,44	0,73	5,81	327,66	37,48
P3T	1,30	0,45	4,33	5,39	0,52	5,26	258,56	31,79
P3N	1,33	0,51	4,93	5,57	0,84	5,49	351,82	51,89
P3K	1,44	0,49	4,77	5,22	1,60	6,87	284,97	23,77
Prooviala keskmine	1,31± 0,03	0,51± 0,02	5,10± 0,24	5,84± 0,23	1,27± 0,24	6,60± 0,45	437,56± 91,57	69,03± 19,37
S1T	1,19	0,51	4,95	5,50	0,99	7,38	381,22	50,44
S1N	1,18	0,51	4,93	5,30	1,15	14,45	368,89	53,64
S5T	1,07	0,41	3,97	4,80	1,07	10,16	297,26	44,76
S5N	1,08	0,44	4,15	5,08	1,22	7,55	314,57	39,54
S5K	1,28	0,56	5,20	5,04	1,89	10,44	358,43	49,65
Prooviala keskmine	1,16± 0,03	0,49± 0,02	4,64± 0,21	5,14± 0,12	1,26± 0,16	10,00± 1,28	344,07± 16,22	47,61± 2,47

Mullaproovide mikrobioloogiliste analüüside tulemused, elektrijuhtivus ja kuivaine sisaldus (%) on esitatud joonistel 4-7. Kõrgeim mulla mikroobide biomass substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) meetodil (Joonis 4) oli P1T alal (0,438 mg biomass C/g KA) ning väikseim P1N proovialal (0,291 mg biomass C/g KA).



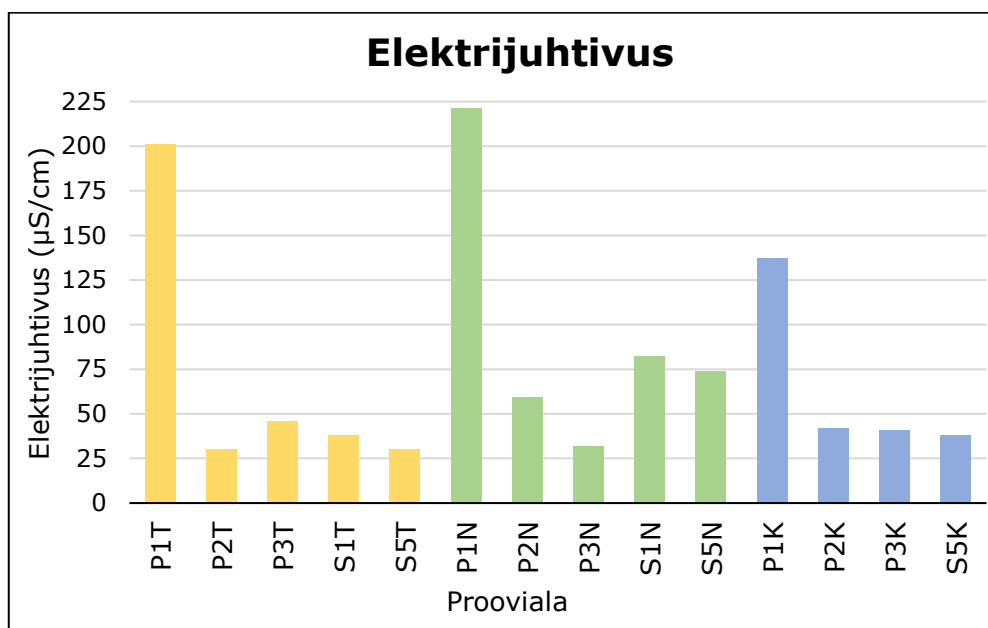
Joonis 4. Mulla mikroobide aktiivne biomass mg biomassi C/g KA substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) meetodil. C/g KA- süsiniku grammi kuivaine kohta. Kollasega on välja toodud suure koormusega karjatatud alad (T), rohelisega keskmise koormusega karjatatud alad (N) ja sinisega kontrollalad (K)

Hingamisaktiivsusel põhinev mikroobikoosluse koguaktiivsus (Joonis 5) oli kõige suurem P1T alal (2,982 mg O₂/kg KA*h) ja madalaim S5K alal (1,653 mg O₂/kg KA*h).



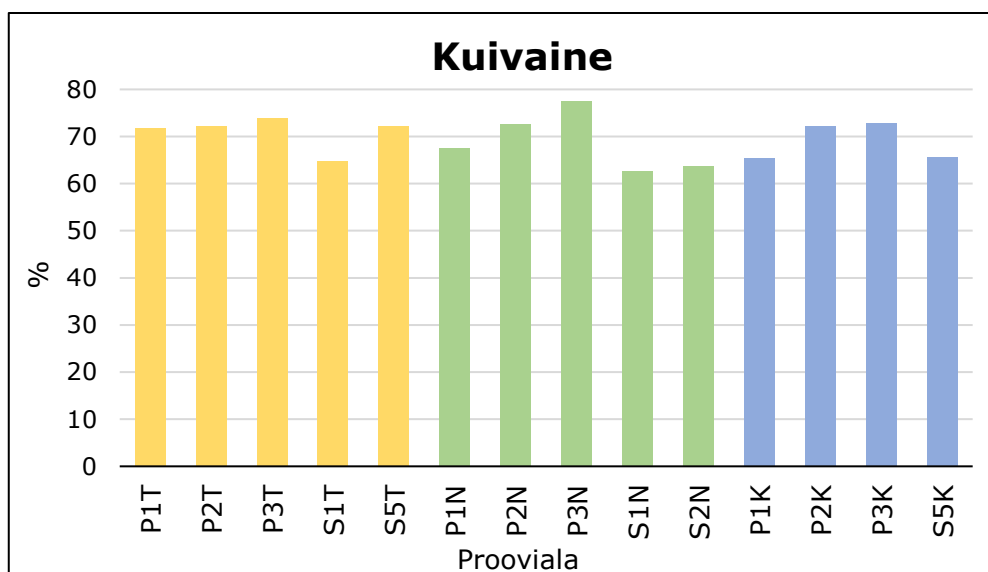
Joonis 5. Mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel. BA – hingamisaktiivsus, kg KA*h – kilogramm kuivaine kohta kindla aja jooksul. Kollasega on välja toodud suure koormusega karjatatud alad (T), rohelisega keskmise koormusega karjatatud alad (N) ja sinisega kontrollalad (K)

Joonisel 6 on esitletud mulla elektrijuhtivuse analüüs. Elektrijuhtivus oli suurim proovialal P1N (221 $\mu\text{S}/\text{cm}$), madalaim elektrijuhtivus oli P2T ja S5T proovialadel (30 $\mu\text{S}/\text{cm}$).



Joonis 6. Mulla elektrijuhtivus proovialade lõikes. Kollasega on välja toodud suure koormusega karjatatud alad (T), rohelisega keskmise koormusega karjatatud alad (N) ja sinisega kontrollalad (K)

Joonisel 7 on esitletud mulla kuivainesisaldus (%). Kuivaine sisaldus oli suurim proovialal P3N (77,45%) ning madalaim kuivainesisaldus oli S1N proovialal (62,71%).



Joonis 7. Mulla kuivainesisaldus proovialade lõikes. Kollasega on välja toodud suure koormusega karjatatud alad (T), rohelisega keskmise koormusega karjatatud alad (N) ja sinisega kontrollalad (K)

Mullaproove analüüsi Spearmani - mitteparameetrilise korrelatsiooni analüüsiga (Lisa 3). Statistiliselt usaldusväärset ($p < 0.05$) positiivses seoses oli SIR ja BA ($R = 0,7846$) ning elektrijuhtivus ja mulla fosforisisaldus (P) ($R = 0,5330$). Statistiliselt usaldusväärset ($p < 0.05$) negatiivses seoses oli SIR ja mulla kaaliumisisaldus (K) ($R = -0,5341$).

Mullaproovidega viidi läbi Mann-Whitney U Test. Tabelis 3 on punasega märgitud need seosed, mis on statistiliselt usaldusväärsed ($p < 0.05$). Statistiliselt usaldusväärset oli lasuvustihedus (BD) ja mulla happesus (pH) Jõgevamaa (Puurmani) proovikohtades suurem kui Võrumaa (Senta) proovikohtades (vastavalt $R = -2,4000$ ja $R = -2,2667$). Samas mulla kaaliumisisaldus (K) oli suurem Võrumaa (S) proovikohtades ($R = 2,4000$) (Tabel 3).

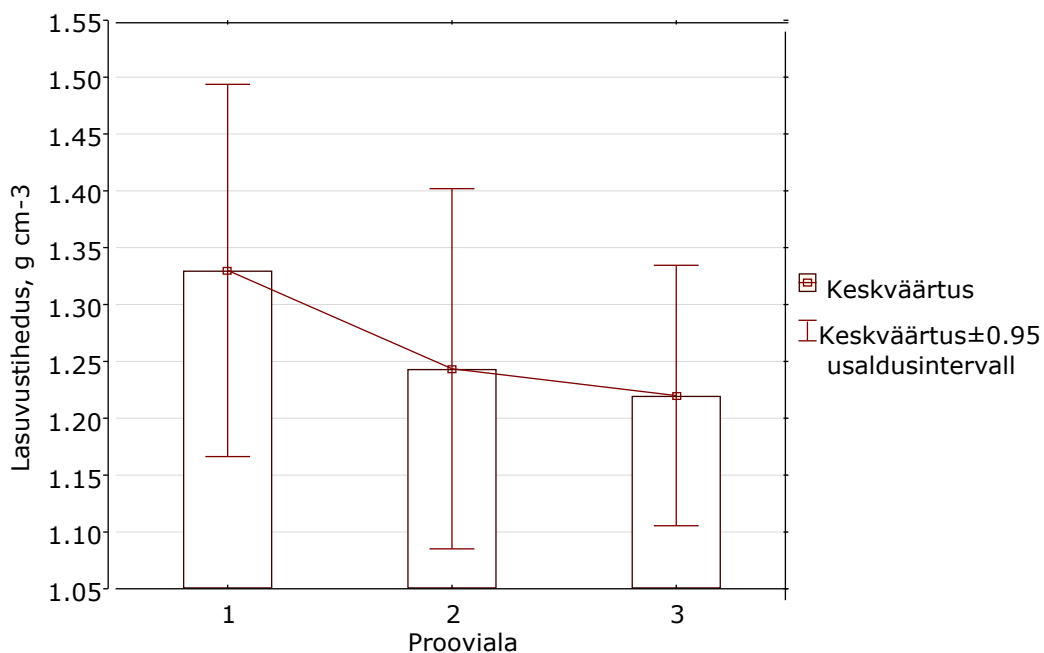
Tabel 3. Mann-Whitney U Test

Variable	Senta	Puurmani	U	Z	p-value
BD	19,0000	86,0000	4,0000	-2,4000	0,0164
N%	33,0000	72,0000	18,0000	-0,5333	0,5938
C%	31,0000	74,0000	16,0000	-0,8000	0,4237
pH	20,0000	85,0000	5,0000	-2,2667	0,0234
P	40,0000	65,0000	20,0000	0,2667	0,7897
K	56,0000	49,0000	4,0000	2,4000	0,0164
Ca	37,0000	68,0000	22,0000	0,0000	1,0000
Mg	40,0000	65,0000	20,0000	0,2667	0,7897

Lasuvustihedus korreleerus positiivselt ($R = 0,604$, $p < 0,05$) mulla lämmastiku sisaldusega. Lämmastiku- ja orgaanilise süsiniku sisaldus (%) olid positiivses korrelatsioonis happesusega, vastavalt ($R = 0,534$; $p < 0,05$) ja ($R = 0,692$; $p < 0,05$). Lämmastiku ja orgaanilise süsiniku sisaldus (%) olid positiivses korrelatsioonis kaltsiumiga, vastavalt ($R = 0,666$; $p < 0,05$) ja ($R = 0,881$; $p < 0,05$). Kaltsiumi- ja magneesiumisisaldus olid positiivses korrelatsioonis happesusega, vastavalt ($R = 0,684$; $p < 0,05$) ja ($R = 0,587$; $p < 0,05$). Lämmastiku- ja orgaanilise süsiniku sisaldus (%) olid positiivses seoses magneesiumiga, vastavalt ($R = 0,538$; $p < 0,05$) ja ($R = 0,732$; $p < 0,05$).

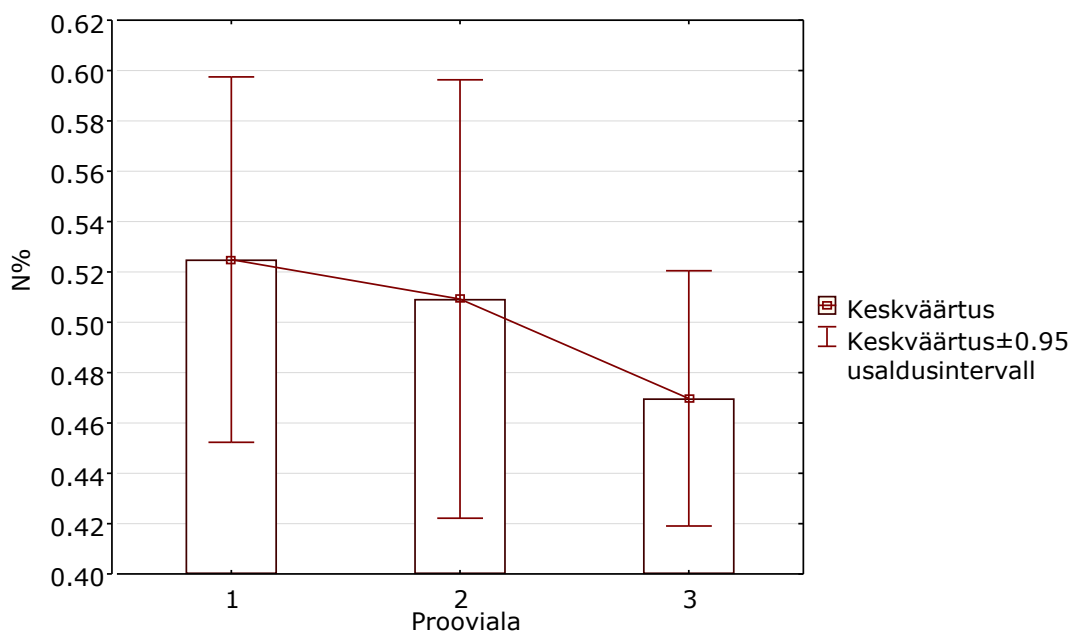
Orgaanilise süsiniku sisaldus (%) oli positiivses seoses lämmastiku sisaldusega ($R=0,837$; $p<0,05$). Kaaliumisisaldus ja elektri juhtivus olid positiivses seoses fosforiga, vastavalt ($R=0,538$; $p<0,05$) ja ($R=0,533$; $p<0,05$). Kaltsiumisisaldus korreleerus negatiivselt mikroobikoosluse hingamisega ($R=-0,534$; $p<0,05$) ja oli positiivses seoses magneesiumisisaldusega ($R=0,895$; $p<0,05$). Mikroobikoosluse hingamine korreleerus positiivselt mikroobide aktiivse biomassiga ($R=0,785$; $p<0,05$).

Joonisel 8 on kujutatud statistiliselt usaldusväärne ($p<0,05$) seos lasuvustiheduse ja karjatamise koormuse vahel. Mida suurem on karjatamise koormus, seda madalam on väärtus ehk seda madalam oli lasuvustihedus.



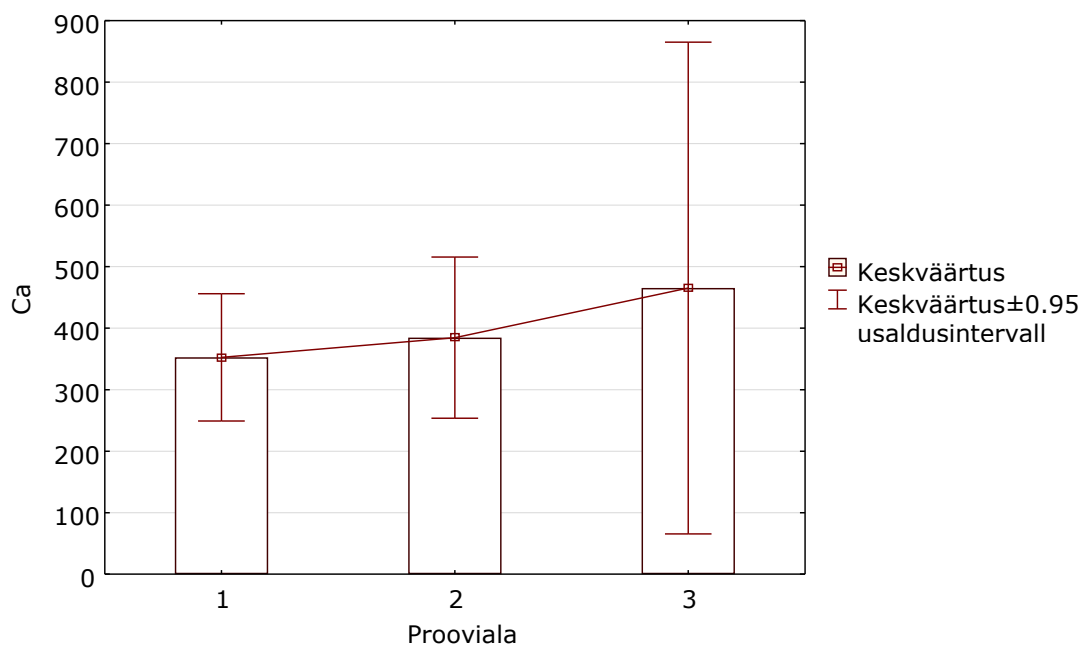
Joonis 8. Lasuvustiheduse analüüs (1 – kontroll, 2 – normaal, 3 – trampla)

Samasugune trend on ka mulla lämmastikuisalduse ja karjatamiskoormuse vahel (Joonis 9), kuigi seos ei olnud statistiliselt usaldusväärne ($p < 0,05$).



Joonis 9. Mulla lämmastikuisalduse analüüs (1 - kontroll, 2 - normaal, 3 - trampla).

Vastupidine trend esines mulla magneesiumi- ja kaltsiumisisalduse (Joonis 10) ja karjatamiskoormuse vahel, kus nende sisaldus oli suurem tramplal, seos ei ole statistiliselt usaldusväärne ($p < 0,05$).



Joonis 10. Mulla kaltsiumisisalduse analüüs. (1 - kontroll, 2 - normaal, 3 - trampla).

4.2 Vihmausside arvukus ja mitmekesisus

Tabelis 4 on esitatud proovialade kaupa vihmausside arvukus, liigirühmade varieeruvus ja liikide arv. Tabelis on esitatud ka proovialade keskmised näitajad (\pm SE). Kõige rohkem vihmausse esines P1T proovialal ($173,3 \pm 8,7$ tk 1m^2), väikseim isendite arv oli S5T proovialal ($14,7 \pm 4,8$ tk 1m^2). Kõige rohkem liike esines proovikohtades S1N, P1T ja P1N (vastavalt 8 liiki) ja kõige vähem vihmaussi liike esines proovikohas S5N (vastavalt 3 liiki) (Tabel 4).

Tabel 4. Vihmausside arvukus ja liigirühmade varieeruvus alade lõikes

Kood	Kokku (tk) 1 M ²	Kaal (g) 1 M ²	1 isendi kaal (g)	Endogeiline (%)	Epigeiline (%)	Aneetsiline (%)	Liikide arv 1 M ²
S1T	98,7 \pm 34,7	38,3 \pm 13,4	0,4 \pm 0,1	0,5 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,1	6
S1N	92,7 \pm 27,1	26,1 \pm 3,1	0,3 \pm 0,1	0,8 \pm 0,2	0,2 \pm 0,3	0,0	8
S5T	14,7 \pm 4,8	6,2 \pm 3,9	0,4 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,6 \pm 0,1	0,0	4
S5N	36,0 \pm 14,4	9,0 \pm 3,3	0,2 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0	3
S5K	30,0 \pm 10,0	10,5 \pm 3,6	0,4	0,4 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,0	5
P1T	173,3 \pm 8,7	56,5 \pm 12,5	0,3 \pm 0,1	0,7	0,2 \pm 0,1	0,1	8
P1N	149,3 \pm 34,7	53,1 \pm 19,4	0,4 \pm 0,1	0,7 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,1	8
P1K	80,0 \pm 8,0	37,6 \pm 3,9	0,5 \pm 0,1	0,5 \pm 0,1	0,2	0,3 \pm 0,1	6
P2T	110,7 \pm 15,0	77,6 \pm 9,8	0,7 \pm 0,1	0,7 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,2	7
P2N	88,0 \pm 29,5	63,8 \pm 34,2	0,7 \pm 0,2	0,7 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,2	7
P2K	38,0 \pm 18,0	10,7 \pm 2,2	0,3 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,5 \pm 0,1	0,2	4
P3T	104,7 \pm 24,4	48,9 \pm 9,9	0,5 \pm 0,1	0,6 \pm 0,1	0,2	0,2 \pm 0,1	6
P3N	98,7 \pm 16,7	55,4 \pm 11,1	0,6 \pm 0,2	0,6 \pm 0,1	0,1	0,3 \pm 0,1	7
P3K	82,0 \pm 6,0	26,3 \pm 2,1	0,3	0,5	0,3	0,2	7

Tabelites 5-7 on andmed vihmausside liigilise koosseisu kohta 1m^2 -l. Kõikide näitajate puhul on esitatud ka proovialade keskmised näitajad (\pm SE). Tabelis 5 on esitatud aneetsiliste liikide keskmine jaotuvus. Aneetsilistest liikidest olid esindatud harilik vihmauss *Lumbricus terrestris* (LTER) ja suur mullauss *Aporrectodea longa* (ALON). Hariliku vihmaussi täiskasvanud isendeid oli kõige rohkem P2N proovikohal (93%), täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Suure mullaussi täiskasvanud isendite osa kooslusest oli suurim P1N proovikohal, vastavalt 80% ja täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0.

Tabel 5. Aneetsiliste liikide keskmine jaotuvus 1 m² kohta

Kood	LTER ad/j	LTER	ALON ad/j	ALON
S1T	0,3	8,0±4,6	0,0	0,0
S1N	0,0	1,3±1,3	0,0	0,0
S5T	0,0	0,0	0,0	0,0
S5N	0,0	0,0	0,0	0,0
S5K	0,0	0,0	0,0	0,0
P1T	0,3	9,3±1,3	0,5	4,0±2,3
P1N	0,5	5,3±5,3	0,8	6,7±6,7
P1K	0,0	4,0±0,0	0,3	16,0±4,0
P2T	0,7	17,3±1,3	0,0	0,0
P2N	0,9	18,7±10,7	0,0	2,7±2,7
P2K	0,0	8,0±4,0	0,0	0,0
P3T	0,6	10,7±1,3	0,6	9,3±4,8
P3N	0,7	13,3±9,6	0,7	12,0±2,3
P3K	0,3	8,0±0,0	0,0	8,0±4,0

Tabelis 6 on esitatud epigeiliste liikide keskmine jaotuvus. Epigeelistest liikidest olid esindatud punane vihmauss *Lumbricus rubellus* (LRUB), tume vihmauss *Lumbricus castaneus* (LCAS), kaheksakant kõduuss ehk kõduuss *Dendrobaena octaedra* (DOCT) ja nelikant-kaldauss *Eiseniella tetraedra* (ETET). Punase vihmaussi täiskasvanud isendite osa kooslusest oli suurim kolmes proovikohas S5T, S5N ja S5K vastavalt 100%, täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Tumeda vihmaussi täiskasvanud isendeid oli kõige rohkem S1N proovikohal (100%), täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Kõduussi täiskasvanud isendeid leidis ainult S5T proovikohal (100%), täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Nelikant-kaldaussi täiskasvanud isendeid ei leitud üheltki proovilapilt.

Tabel 6. Epigeiliste liikide keskmine jaotuvus 1 m² kohta

Kood	LRUB ad/j	LRUB	LCAS ad/j	LCAS	DOCT ad/j	DOCT	ETET ad/J	ETET
S1T	0,2	40,0±23,1	0,0	0,0	0,0	2,7± 1,3	0,0	0,0
S1N	0,8	14,7±12,7	1,0	4,0±4,0	0,0	1,3± 1,3	0,0	1,3± 1,3
S5T	1,0	4,0±4,0	0,7	4,0± 2,3	1,0	1,3± 1,3	0,0	0,0
S5N	1,0	5,3±3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabel 6 järg. Epigeiliste liikide keskmine jaotuvus 1 m² kohta

Kood	LRUB ad/j	LRUB	LCAS ad/j	LCAS	DOCT ad/j	DOCT	ETET ad/J	ETET
S5K	1,0	10,0±10,0	0,7	6,0±6,0	0,0	2,0±2,0	0,0	0,0
P1T	0,0	10,7± 3,5	0,6	26,7± 11,6	0,0	0,0	0,0	0,0
P1N	0,2	6,7±2,7	0,7	24,0± 10,1	0,0	0,0	0,0	0,0
P1K	0,0	16,0±0,0	0,0	2,0±2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P2T	0,1	9,3± 3,5	0,0	1,3± 1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
P2N	0,7	8,0±4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P2K	0,0	189,9± 9,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P3T	0,1	24,7± 4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P3N	0,0	9,3± 1,3	0,5	2,7±1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
P3K	0,3	8,0±0,0	0,3	14,0±2,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabelis 7 on esitatud endogeiliste liikide keskmine jaotuvus. Endogeilistest liikidest olid esindatud harilik mullauss *Aporrectodea caliginosa* (ACAL), roosa mullauss *Aporrectodea rosea* (AROS), piimjas soouss *Octolasion lacteum* (OLAC) ja roheline mullauss *Allolobophora chlorotica* (ACHL). Hariliku mullaussi täiskasvanud isendeid oli kõige rohkem S1T proovikohal (77%), täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Roosa mullaussi täiskasvanud isendite osa kooslusest oli suurim S5N proovikohal, vastavalt 100% ja täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Piimja sooussi täiskasvanud isendite osa kooslusest oli suurim neljas proovikohas S5T, P1N, P2N ja P3K vastavalt 100%, täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0. Rohelise mullaussi täiskasvanud isendite osa kooslusest oli suurim P1N proovikohal, vastavalt 60% ja täiskasvanud isendid puudusid, kui vastav suhe oli 0.

Tabel 7. Endogeiliste liikide keskmine jaotuvus 1 m² kohta

Kood	ACAL ad/j	ACAL	AROS ad/j	AROS	OLAC ad/j	OLAC	ACHL ad/j	ACHL
S1T	0,8	17,3± 8,7	0,5	13,3± 8,1	0,7	17,3± 8,7	0,0	0,0
S1N	0,3	36,7± 19,8	0,2	17,3± 7,4	0,3	16,0± 8,3	0,0	0,0
S5T	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	5,3± 3,5	0,0	0,0
S5N	0,0	0,0	1,0	4,0±2,3	0,3	26,7± 9,6	0,0	0,0
S5K	0,0	2,0±2,0	0,0	0,0	0,6	10,0± 10,0	0,0	0,0

Tabel 7 järg. Endogeiliste liikide keskmine jaotuvus 1 m² kohta

Kood	ACAL ad/j	ACAL	AROS ad/j	AROS	OLAC ad/j	OLAC	ACHL ad/j	ACHL
P1T	0,3	76,0± 19,7	0,1	10,7± 2,7	0,2	6,7± 6,7	0,3	29,3± 15,4
P1N	0,2	81,3± 35,1	0,4	17,3± 8,7	1,0	1,3± 1,3	0,6	6,7± 6,7
P1K	0,1	36,0±8,0	0,0	6,0±6,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P2T	0,3	65,3± 11,6	0,8	9,3± 7,4	0,0	0,0	0,2	8,0±8,0
P2N	0,3	52,0± 20,8	0,0	5,3± 2,7	1,0	1,3± 1,3	0,0	0,0
P2K	0,2	10,0±2,0	0,0	2,0±2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P3T	0,2	48,0± 18,5	0,3	10,7± 5,8	0,0	0,0	0,0	1,3± 1,3
P3N	0,3	48,0± 18,5	0,4	10,7± 8,7	0,5	2,7± 2,7	0,0	0,0
P3K	0,4	26,0±6,0	0,1	16,0±0,0	1,0	2,0±2,0	0,0	0,0

Vihmaussiproove analüüsiti Spearmani - mitteparameetrilise korrelatsiooni analüüsiga (Lisa 3). Statistiliselt usaldusväärset ($p < 0,05$) positiivses seoses oli harilik vihmauss (LTER) ja harilik mullauss (ACAL) ($R = 0,6845$), harilik mullauss (ACAL) ja roosa mullauss (AROS) ($R = 0,5776$), harilik mullauss (ACAL) ja roheline mullauss (ACHL) ($R = 0,7493$), harilik mullauss (ACAL) ja orgaaniline süsinik ($R = 0,5463$), harilik mullauss (ACAL) ja happesus (pH) ($R = 0,7930$), tume vihmauss (LCAS) ja mulla fosforisisaldus (P) ($R = 0,7359$), kaheksakant kõduuss (DOCT) ja piimjas soouss (OLAC) ($R = 0,6086$), kaheksakant kõduuss (DOCT) ja mulla kaaliumisisaldus (K) ($R = 0,6150$), piimjas soouss (OLAC) ja mulla kaaliumisisaldus (K) ($R = 0,6719$) ja piimjas soouss (OLAC) ja karjatamise koormus ($R = 0,6029$). Statistiliselt negatiivses seoses oli kaheksakant kõduuss (DOCT) ja suur mullauss (ALON) ($R = -0,5772$) ja suur mullauss (ALON) ja mulla kaaliumisisaldus (K) ($R = -0,5797$).

Andmete analüüsi käigus kasutati ka Mann-Whitney U-Testi. Mann-Whitney U-Test võimaldab kontrollida, kas kahe grupi tunnuste väärtuste jaotus on ühesugune. Mida suurem absoluutväärtuselt on U, seda erinevamad on kahe rühma tulemused. Erinevus on statistiliselt oluline, kui $p < 0,05$. Antud analüüsis võrreldi Võrumaa prooviala Senta (S) ja Jõgevamaa Puurmani (P) andmeid omavahel. Punaselt on välja toodud statistiliselt usaldusväärsed ($p < 0,05$) seosed (Lisa 4). Senta (S) ja Puurmani (P) alade võrdlusest saab välja tuua 7 muutujat, mis on statistiliselt olulised. Esiteks liigid - harilik vihmauss (LTER), harilik mullauss (ACAL), kaheksakant kõduuss (DOCT), piimjas soouss

(OLAC), suur mullauss (ALON), lisaks kaal (g) 1 M² ning aneetsiliste liikide (%). Vihmaussiliikidest oli harilik vihmauss (LTER), harilik mullauss (ACAL) ja suur mullauss (ALON) statistiliselt usaldusväärset arvukam Puurmani proovikohtades kui Senta proovikohtades. Samas liigid kaheksakant kõduuss (DOCT) ja piimjas soouss (OLAC) olid vastupidiselt arvukamad Senta proovikohtades. Lisaks oli Puurmanis statistiliselt usaldusväärset suurem vihmausside kaal (g) 1 m² ja aneetsiliste liikide %.

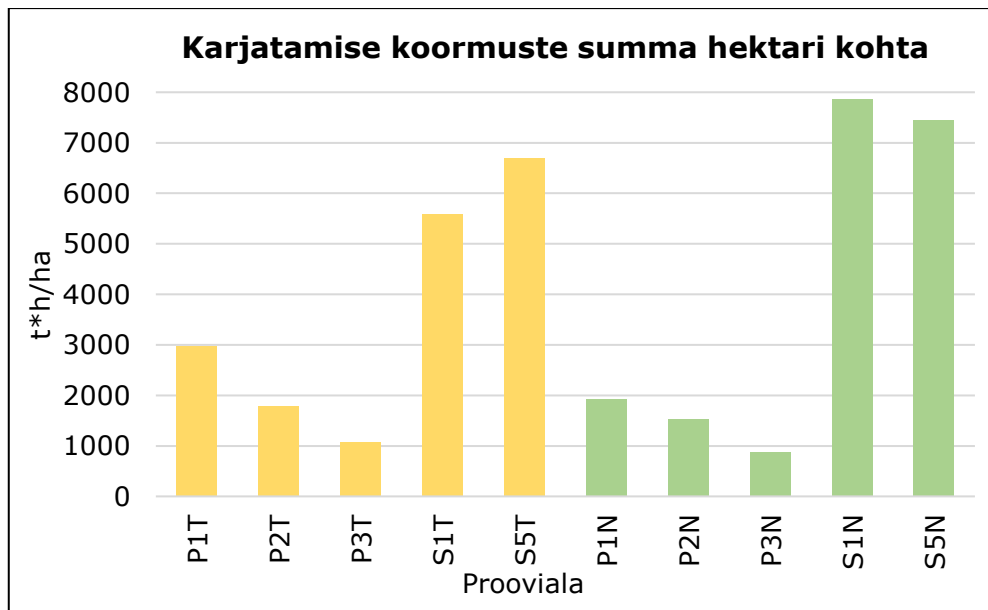
Shannon-Wieneri bioloogilise mitmekesisuse indeks (H) on esitatud Tabelis 8. Bioloogilise mitmekesisuse indeks oli suurim 1,757 (P3K) ja väiksem indeks oli 0,748 (S5N).

Tabel 8. Vihmausside bioloogilise mitmekesisuse indeks (H)

Ala	H	Ala	H	Ala	H
S1T	1,549	S1N	1,591	S5K	1,415
S5T	1,293	S5N	0,748	P1K	1,439
P1T	1,663	P1N	1,452	P2K	1,188
P2T	1,260	P2N	1,196	P3K	1,757
P3T	1,433	P3N	1,537		

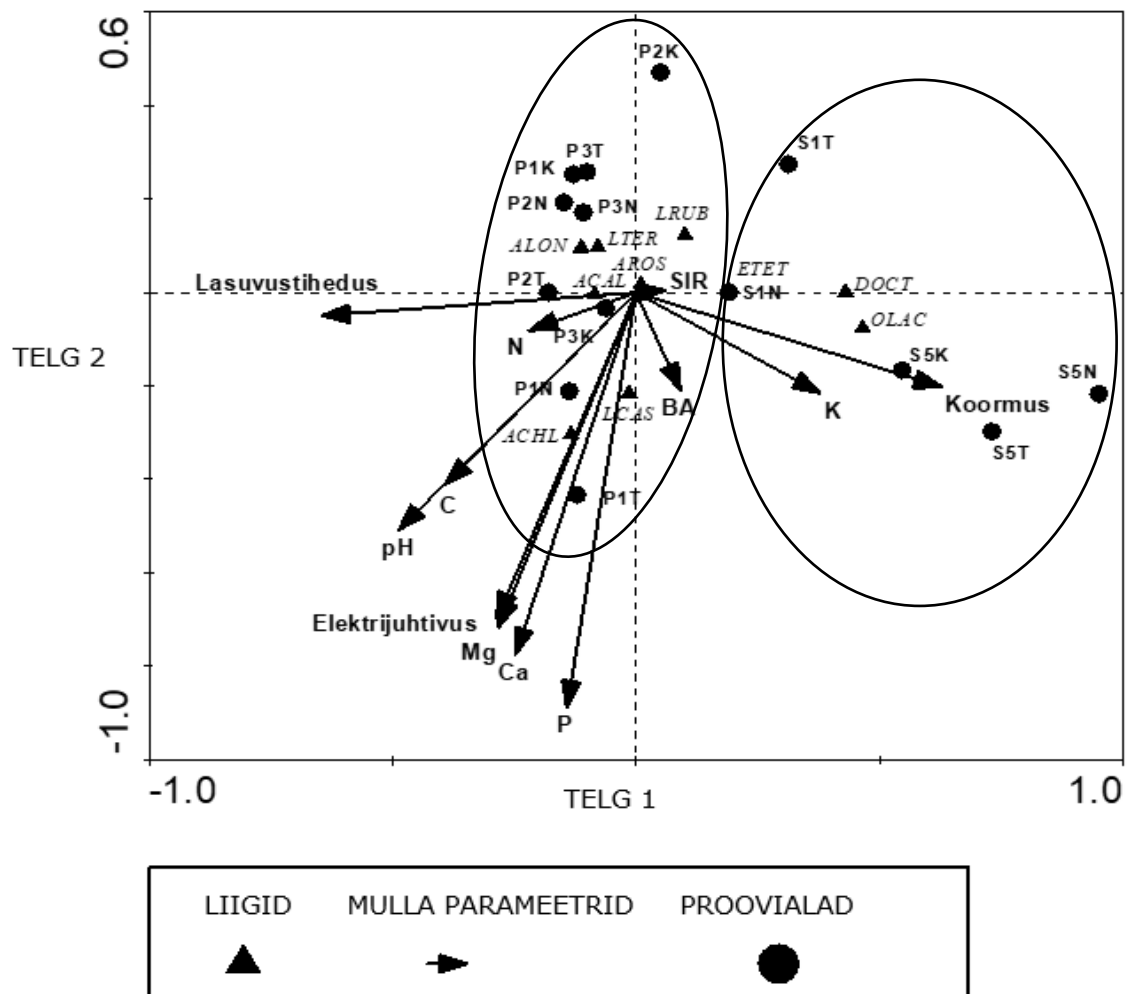
4.3 Karjatamiskoormuse mõju mullale ja vihmaussikooslustele

Karjatamise koormuste summa trampa ja normaalaladel on esitatud joonisel 11. Kõige suurem karjatamine toimus S1N ja S5N proovialadel ning kõige väiksem karjatamine P3T ja P3N aladel.



Joonis 11. Karjatamise koormuste summa hektari kohta. Kollasega on välja toodud suure koormusega karjatatud alad (T) ja rohelisega keskmise koormusega karjatatud alad (N)

Vihmaussi liikide ja mulla keemiliste näitajate kanooniline vastavusanalüüs sõltuvalt karjatamise koormusest on esitatud joonisel 12. Lisas 3 on esitatud korrelatsioonikordajad. Karjatamise koormus oli positiivses korrelatsioonis piimja sooussi (OLAC) arvukusega ($R=0,603$, $p<0,05$) ning negatiivses korrelatsioonis lasuvustihedusega ($R=-0,691$, $p<0,05$).



Joonis 12. Kanooniline vastavusanalüüs vihmaussi liikide ja mullakeemiliste näitajate sõltuvus karjatamise koormusest. Kolmnurkadena on tähistatud vihmaussi liigid, nooltega mulla parameetrid ja ringidena proovialad. I ja II telg kaetud vastavalt 46,9% ja 21,5%, kanooniline koguväärtus on 0,758. Vihmaussi liigid: harilik vihmauss (LTER), punane vihmauss (LRUB), harilik mullauss (ACAL), tume vihmauss (LCAS), roosa mullauss (AROS), kaheksakant kõduuss (DOCT), piimjas soouss (OLAC), nelikant- kaldauss (ETET), suur mullauss (ALON), roheline mullauss (ACHL). Ringidega on eraldatud nii Jõgevamaa (P) kui ka Võrumaa (S) alade näitajad

5. ARUTELU

Muld on keskkond, mis pakub elutingimusi paljudele mullaorganismidele. Samal ajal mängib mulla elustik olulist rolli lagunemisprotsessides, aineriingete reguleerimisel ja mulla struktuuri kujundamisel ning kogu ökosüsteemi funktsioonil. Makro- ja mikromõõtmetes on mulla ruumiline struktuur keeruline ja mitmekesine nii horisontaalses kui vertikaalsuunas, mis viib bioloogiliste koosluste mitmekesisuseni (Ivask, 2019). Eestis oli 2018. aasta lõpu seisuga maakatastri statistika põhjal 1 046 338 hektarit haritava maa kõlvikut ning sealhulgas 238 115 hektarit loodusliku rohumaa kõlvikut. Karjatamise all on umbes 20-30% maast (Maa-amet, 2019).

Analüüsid mullaproovide agrokeemilisi näitajaid (Tabel 2) võib täheldada, et proovikohtade mullahappesus oli pigem madal. Kõige kõrgem oli mulla pH proovikohas P1N (pH= 6,87) ja kõige madalam S5T (pH=4,80). Jõgevamaa proovikohtade keskmine muldade happesus oli $5,84 \pm 0,21$ ning Võrumaa proovikohtade keskmine muldade happesus (pH) oli $5,14 \pm 0,12$. Antud töös uuritavad mullad on kogutud Jõgevamaalt ja Võrumaalt jõgede kallastelt, ning valdav mullatüüp oli lammi-gleimuld (AG) (Tabel 1). Kirjanduse põhjal iseloomustab lammimuldadeid nõrgalt happeline reaktsioon. Lammimuldadel asuvad Eesti saagirikkamad looduslikud rohumaad (Astover, 2005). Proovikohtade muldade happesus oli positiivses korrelatsioonis mulla lämmastiku-, kaltsiumi- ja magneesiumisisaldusega ning orgaanilise süsiniku sisaldusega (Lisa 3), ehk mida kõrgem oli mulla happesus, siis seda suurem oli antud elementide sisaldus mullas.

Mulla lasuvustihedus näitab mulla kihtide tihedust ning sõltub mulla niiskusest, sest niiske muld on pundunud ja väiksema tihedusega. Kirjanduse põhjal on muldade lasuvustihedus looduslikel rohumaaadel sõltuvalt mulla erinevatest horisontidest, kihtidest ja orgaanilise süsiniku sisaldusest vahemikus $0,25 \dots 1,09 \text{ g/cm}^3$ (Kask, 1997). Antud uurimustöös oli mulla lasuvustihedus suurim P3K alal ($1,44 \text{ g/cm}^3$). Jõgevamaa proovikohtade keskmine lasuvustihedus oli $1,31 \pm 0,03 \text{ g/cm}^3$ ning Võrumaa proovikohtade keskmine lasuvustihedus oli $1,16 \pm 0,03 \text{ g/cm}^3$. Kuna mitteharitavate muldade tihedus muutub mulla kuivamisega (ja niiskumisega) suhteliselt vähe, ning proovikohad asusid jõgede kallastel, siis kirjanduse põhjal moodustavad taimejuured mullaosakeste ruumilist ümberpaigutumist tõkestava "sõrestiku" (Kask, 1997), millest tingituna antud uurimustöös proovikohtade muldade lasuvustiheduse näitajad olid mõnevõrra suuremad. Taimestik mõju lasuvustihedusele ilmestab tõenäoliselt ka joonis 8, kus on statistiliselt usaldusväärne seos karjatamise ja lasuvustiheduse vahel ning ilmneb, et kontrollaladel (ei toimunud karjatamist, taimset biomassi ei söödud ära) oli suurem lasuvustihedus. Lasuvustihedus oli positiivses seoses mulla

lämmastikuisaldusega ($R=0,604$, $p<0,05$). Sellest saab järeldada, et suurem mulla tihedus säilitab omakorda suuremal hulgal toiteaineid või suure tiheduse tõttu ei ole lämmastik taimedele nii hästi kättesaadav. Üldjuhul kehtib reegel, et mida suurem on orgaanilise aine sisaldus, seda väiksem on mulla lasuvustihedus (Kask, 1997), kuid selles katses ei oma lasuvustihedus ja orgaanilise süsiniku sisaldus statistilist seost.

Mulla orgaaniline aine (Astover ja Leedu, 2017) on seotud ökosüsteemi lämmastiku- ja süsinikuringega. Mullas on suurim maapealne süsinikuvägi. Suurem osa mulla üldlämmastikust ($> 95\%$) on mulla orgaanilises aines. Orgaanilise aine lagunemine on liigniiskes mullas õhupuuduse tõttu aeglane, seetõttu on mullas üldine orgaanilise aine sisaldus suurem kui kuivemates muldades (Mitra jt, 2005). P1N alal oli suurim lämmastiku sisaldus ($0,62\%$) ja orgaanilise süsiniku protsent ($6,43\%$). Proovialadel korreleerusid positiivselt omavahel orgaanilise süsiniku sisaldus ja lämmastikuisaldus. Mulla orgaanilise süsiniku- ja lämmastiku osakaalu suurenemine tõi kaasa kaltsiumi ja magneesiumi sisalduse suurenemise. P1T proovialal oli kõige suurem fosfori- ($2,47$ mg/100g), kaltsiumi- ($1034,64$ mg/100g) ja magneesiumisisaldus ($174,81$ mg/100g). Kõige suurem kaaliumisisaldus oli S1N proovialal ($14,45$ mg/100g).

Mikroorganismidel on mullas oluline roll mulla biokeemilistes protsessides nagu toitainete ringlus ja orgaanilise materjali lagundamine, seetõttu loetakse seda oluliseks indikaatoriks mulla kvaliteedi ja tervise hindamises (Geisseler jt, 2017; Uibo, 2018). Antud uurimustöös oli kõrgeim mulla mikroobide hingamine (SIR) ja mikroobikoosluse koguaktiivsus (BA) P1T alal (vastavalt $0,438$ mg biomass C/g KA ja $2,982$ mg O₂/kg KA*h). Statistiliselt usaldusväärseid seoseid ei ilmnenud mikroobikoosluse ning vihmaussiliikide ja arvukuse ning karjatamiskoormuse vahel. Positiivselt usaldusväärne seos oli SIR ja BA vahel ning negatiivne seos BA ja mulla kaaliumisisalduse vahel (Lisa 3, Tabel 1). Kuigi usaldusväärseid seoseid ei ilmnenud, on siiski mõnevõrra suuremad mikroobikoosluse näitajad (SIR, BA) trampa aladel (Joonis 4, Joonis 5), mis võib olla tingitud ikkagi karjatamisest. Kirjanduse põhjal jaotavad kariloomad oma seedeprotsessis ümber tarbitud aineid (süsinik, lämmastik, fosfor) (Taboada jt, 2011; Tuuling, 2015), ning väljaheidetena mullas võivad sellisel kujul olevad toitained mõjuda positiivselt mikroobikooslusele. Mikroobikoosluse biomass ja aktiivsus on mõjutatud eelkõige mullaniiskusest ja kariloomade väljaheidetes sisalduvate ja mulda sattunud ainete poolt.

Mulla elektrijuhtivust võib nimetada mulla soolsuseks, ehk mida rohkem on mullavees lahustunud soolade ioone, seda suurem on lahuse (mulla) elektrijuhtivus (Viil jt, 2015). Kuigi elektrijuhtivus võiks olla mõjutatud karjatamiskoormusest, siis käesolevas töös oli mulla elektrijuhtivus suurim Jõgevamaa esimesel (P1) proovialal, kus karjatamise

koormus oli madalam kui Võrumaa proovialadel (Tabel 1). Antud alal oli ka suurim pH tase (Tabel 2). Suur elektrijuhtivus võib olla seotud antud proovikoha fosforisisaldusega mullas (1,19–2,47 mg/100g), millega ilmnes ka statistiliselt positiivne seos (Lisa 3, Tabel 1).

Analüüsidest vihmausside arvukust ja liikide arvu, eristub Jõgevamaa proovikoht P1. Vihmausside arvukus oli suurim P1T proovialal (173,3±8,7), liikide arv oli suurim P1T ja P1N proovialal (8 liiki) (Tabel 4), samas bioloogiline mitmekesisus oli suurim P3K alal (1,757) (Tabel 8). Samamoodi eristub Võrumaa prooviala S5. Vihmausside väikseim arvukus oli S5T proovialal (14,7±4,8), väikseim liikide arv oli S5N alal (3 liiki) (Tabel 4) ja väikseim bioloogiline mitmekesisus oli S5N proovialal (0,748) (Tabel 8). Siin võib ainult oletada, et selline erinevus võib olla tingitud proovialade eelnevast ajaloost, kus Jõgevamaa proovikohal P1 on eelnevalt toimunud nii karjatamine kui niitmine, samas Võrumaa proovikohal S5 on eelnevalt toimunud ainult karjatamine (Tabel 1). Tõenäoliselt vahelduv majandustegevus (niitmine/karjatamine) on soodsam vihmausside arvukusele ja liikide arvule, kui pidev pikaajaline karjatamine. Ka taimestik on kahel proovikohal (P1 ja S5) teatud määral erinev (Tabel 1), kuid kuna antud töös ei analüüsitud taimekoosluse mitmekesisuse mõju vihmausside arvukusele ja liikide arvule, siis edasisi järeldusi ei tehta.

Eluvormiliselt oli vähem esindatud aneetsilisi vihmausse (Tabel 4), need on liigid, kes uuristavad sügavaid vertikaalseid käike (Timm, 1999; Bartlett jt, 2010). Kuna proovikohad paiknesid jõgede läheduses, kus esineb perioodilist üleujutust ning, kus tõenäoliselt põhjaveetase on piisavalt kõrge, siis need on tõenäoliselt põhjused, miks selle eluvormi liikide esinemine oli minimaalne. Eluvormiliselt oli proovikohtades enam endogeilisi vihmausse (Tabel 4). Need on liigid, kes elavad ja toituvad enamjaolt toitaineterikkas mulla ülemises kihis, nad on arvukad põllu- ja aiapullas, ning nende eelistus elupaiga suhtes (mulla ülemine kiht) on tõenäoliselt põhjuseks, miks need endogeilised liigid olid arvukamalt esindatud.

Kanoonilisel vastavusanalüüsil ilmneb (Joonis 12), et kaheksakant kõduussi (DOCT) ja piimja sooussi (OLAC) arvukus oli suurem Võrumaa proovikohtades (S1, S2). Need epigeilised vihmaussid on liigid, kes asustavad maapinna kõige pealmist (kõdu) kihti ning pigem eelistavad niiskemat mulda (Bartlett jt, 2010). Tõenäoliselt on Võrumaa alade kooslused mõjutatud Mustjõe üleujutustest, kus on pikem üleujutus ja kõrgem põhjaveetase, kus muldade kuivaine sisaldus on väiksem (Joonis 7). Kuna üleujutuse kestuse uuringuid antud töös ei tehtud, võib tõestuseks olla mullaliik- Võrumaa proovikohtades oli iseloomulikuks gleimullad, Jõgevamaal valdavalt gleistunud mullad

(Tabel 1). Samuti eristuvad kanoonilisel vastavusanalüüsil (Joonis 12) Jõgevamaa proovialad, ning analüüsides vihmaussi liikide arvu ja arvukust, siis harilik vihmauss (LTER), harilik mullauss (ACAL) ja suur mullauss (ALON) oli arvukam Jõgevamaa proovikohtades kui Võrumaa proovikohtades (Tabel 5 ja Tabel 7). Harilik vihmauss (LTER) ja suur mullauss (ALON) on aneetsilised liigid, kes ei saa elada mullas, kus põhjavee tase on liiga kõrge (Edwards ja Bohlen, 1996). Jõgevamaa proovikohad paiknevad piirkondades, mis on üleujutatud Pedja jõest, kuid tõenäoliselt on üleujutus väiksema kestusega ning alal on madalam põhjaveetase, millest tingituna muldade kuivainesisaldus on kõrgem (Joonis 7). Tõenäoliselt on antud töö tulemuste juures karjatamiskoormuse suhtes kõige vastupidavamad endogeilised liigid.

Jõgevamaa (P) aladel olid omavahel seotud hariliku mullaussi (ACAL), hariliku vihmaussi (LTER), roosa mullaussi (AROS) ja roheline mullaussi (ACHL) arvukus (Lisa 4). Need vihmaussi liigid korreleerusid orgaanilise süsiniku sisaldusega ja mulla happesusega (Lisa 3). Mida rohkem orgaanilist ainet ja mida suurem mulla happesus, seda arvukamalt need liigid olid. Joonisel 7 on näha, et kuivaine sisaldus oli mõnevõrra suurem Jõgevamaa proovialadel, ning aneetsiline liik harilik vihmauss (LTER), kui ka ülejäänud endogeilised vihmaussiliigid on mõjutatud mullaniiskusest. Võrumaa (S) aladel olid vihmaussidest omavahel seotud kaheksakant kõduussi (DOCT) ja piimja sooussi (OLAC) arvukus (Lisa 4) ning mõlemad liigid korreleerusid positiivselt mulla kaaliumisisaldusega (Lisa 3). Nende vihmausside arvukus oli tingitud alade kõrgemast põhjavee tasemest ja karjatamise koormusest. Võrumaa alade kõrgem kaaliumisisaldus võib olla tingitud alade eelnevast ajaloost, kus ka varasemalt toimus karjatamine. Suurem loomade hulk toob endaga kaasa nende poolt mulla väetamise mullapinnale ladestuva sõnniku ja uriini näol, mis on omakorda kõrge toitainete sisaldusega.

Kuna käesolevas töös karjatamiskoormus ei andnud väga kindlaid statistiliselt usaldusväärseid seoseid, siis ettepanekud, milline võiks olla efektiivsem rohumaa karjatamiskoormus mullaelustiku aspektist, on pigem hüpoteetilised. Analüüsi tulemusest võib järeldada, et karjatamise mõjust mullaelustikele tuleb silmas pidada mitut aspekti. Esiteks tuleb arvesse võtta, milline on karjamaa mullatüüp. Sellest sõltuvad peamised mullatingimused, näiteks mullaniiskus, mulla happesus ja lasuvustihedus. Vee kättesaadavus on limiteerivaks teguriks taimede ja mullaelustiku arenguks ning ka üleliigne mullaniiskus on faktor, mis mõjutab otseselt mullaelustikku (Edwards ja Bohlen, 1996; Kalda, 2011). Liigniisketes ja pidevalt üleujutatud aladel mõjutab suurem karjatamise koormus rohkem mullaomadusi ja mullaelustikku kui vähem niiskematel aladel (Joonis 12). Karjatamiskoormust mõjutavad ka karjatatavad loomad, sõltuvalt tõutüübist, loomkoormusest ja karjatamise intensiivsusest ja

sagedusest (Virgilio jt, 2019). Käesolevas töös toimus karjatamine lihaveistega, kuid kindlasti peaks tegema täiendavaid uuringuid ka teiste kariloomade osas, kuidas nendega karjatamine ning väljaheidet mõjutavad mulla mikroobikooslust, mulla keemilisi ja füüsikalisi omadusi ning mullaelustikku. Käesolevas töös ilmnes usaldusväärne seos koormuse ja ühe vihmaussiliigi vahel (Lisa 3), kuid sellest on vähe, et anda täpsemaid ettepanekuid efektiivseks karjatamiseks mullaelustiku aspektist. Karjatamine põhjustab rohumaade tallamist ning samas ka taimede väetamist, peamiselt sõnniku ja uriiniga. Kuigi antud töös ei ilmnenud selgeid seoseid, on kirjanduse põhjal teada (Virgilio jt, 2019), et veiste karjatamisel on otsene mõju mulla toitainete sisaldusele, seedeprotsessi tulemusena töödeldakse ümber selliseid toitaineid, nagu fosfor, süsinik ja lämmastik, mis hiljem satuvad koos väljaheidetega tagasi mulda. See omakorda mõjutab keskkonna heterogeensust (Murray jt, 2013) ning heterogeenne keskkond võiks olla sobilikum keskkond mullaelustiku jaoks. Eestis on oluline ka karjamaa asukoht, millest võivad tulla juba seadusest tulenevad piirangud, näiteks kattumine veekaitsevööndiga. Sellisel juhul tuleb jälgida seadusandlust ning karjatada nii, et ei kahjustuks veekeskkond ega ka muldkeskkond (Riigiteataja, 2019).

KOKKUVÕTE

Muld on lahutamatu osa keskkonnast, sest ta seob omavahel tervikuks atmosfääri, hüdrofääri ja elusorganismid. Muld pakub mitmeid ökosüsteemi teenuseid, üks nendest on rohumaade produktiivsus, mis on aina suureneva rahvaarvu ja sellest tuleneva toidupuuduse juures oluline teema, mida uurida. Rohumaade produktiivsust ei juhi ainult abiootilised tegurid, vaid seda mõjutavad ka biootilised tegurid. Üheks selliseks teguriks on mullaelustik, sealhulgas ka vihmaussid. Vihmaussid on mulla tervise säilitamisel ja taimekasvatusel agroökosüsteemides hädavajalikud, sest vihmaussid mõjutavad suurel määral mulla füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi omadusi. Rohumaade pikaajalisuse ja kõrge produktiivsuse säilitamiseks on oluline välja töötada õige karjatamise viis ja koormus. Karjatamise viis ja koormus sõltuvad ala asukohast, mullatüübist, taimede kooslusest, karjatatavatest loomade liigist ja nende massist.

Käesoleva töö raames püstitatud uurimisülesanneteks oli analüüsida erineva karjatamiskoormuse mõju mikrobioloogilistele, keemilistele ja füüsikalistele näitajatele; hinnata erineva koormusega karjatamise mõju vihmaussikoosluse arvukusele ja mitmekesisusele ning teha ettepanekuid, milline võiks olla kõige efektiivsem rohumaade karjatamiskoormus mullaelustiku aspektist.

Töö koostamiseks vajalik materjal on kogutud poollooduslikelt karjamaadelt, kus toimus karjatamine lihavecistega. Proovialad asusid kahes piirkonnas (Jõgevamaal ja Võrumaal) ning kokku oli 5 prooviala. Igal proovialal jaotati karjamaa kolmeks osaks: väga suure koormusega karjatamine nn trample, keskmise koormusega karjatamine ning kontroll ala, kus karjatamist ei toimunud. Kõikidelt proovialadelt võeti mullaproovid ja koguti vermifuugi meetodi abil vihmaussi proovid.

Jõgevamaa (P) proovialad olid mõjutatud niiskest gleistunud lammimullast, kuid mitte liigniiskest üleujutusosalast nagu Võrumaa (S) alad, seetõttu oli Jõgevamaal ka kõrgemad mulla keemilised näitajad: magneesiumi-, kaltsiumi- fosfori-, lämmastiku- ja orgaanilise süsiniku sisaldus. Aladel oli ka suurem mulla happesuse näitaja, lasuvustihedus ja elektrijuhtivus. Vihmaussi liikidest olid esindatud niiskustundlikumad liigid, kes ei suuda kõrge põhjavee tasemega mullas elada. Nendeks olid harilik vihmauss (LTER), harilik mullauss (ACAL), tüme vihmauss (LCAS), suur mullauss (ALON), roheline mullauss (ACHL).

Võrumaa (S) proovialasid iseloomustas perioodiliselt üleujutatud lammimuld, mis on oma olemuselt juba nõrgalt happelise loomuga. Seetõttu said nendes muldades elada

sellised vihmaussiliigid, kes ei ole liigniiskuse suhtes tundlikud, kaheksakant kõduuss (DOCT) ja piimjas soouss (OLAC). Liigniiskeid alasid mõjutas kõige rohkem karjatamise koormustase ja kaaliumisisaldus mullas. Kõrgem kaaliumisisaldus mõjutas ka mulla mikrobikoosluse koguaktiivsust (BA).

Töö tulemusest saab järeldada, et erinev karjatamise koormus mõjutab nii vihmausside liigilist koosseisu ja arvukust kui ka mulla mikrobioloogilisi, keemilisi ja füüsikalisi näitajaid. Kuid silmas tuleb pidada, et ainult loomade mass ajaühikus ei mõjuta mulla omadusi, vaid suurt mõju avaldab ka ala asukoht ja mullatüüp, sest sellest oleneb kõige rohkem, kas ja kui mõjutatav on muld loomade karjatamiskoormusest.

SUMMARY

Soil is an integral part of environment, binding together atmosphere, hydrosphere and living organisms. Soil provides several ecosystem services, including grassland productivity, which represents a crucial research topic in view of constantly increasing population and resulting food shortage. Besides abiotic factors, grassland productivity also depends on biotic factors. One such factor is soil biota, including earthworms. Earthworms are essential for maintaining soil health and important for agroecosystems in plant production, because they have extensive impact on the physical, chemical and biological properties of the soil. In order to maintain longevity and high productivity of grasslands, it is important to determine appropriate method and intensity of grazing. Method and intensity of grazing depend on the location of the area, soil type, plant community, and type and weight of animals grazed.

The purpose of this present thesis was to analyse the impact of different grazing intensities on microbiological, chemical and physical parameters; assess the impact of different grazing intensities on the abundance and diversity of earthworm community; and suggest the most efficient grazing intensity of grasslands from the aspect of soil biota.

The material required for compilation of thesis was collected from seminatural pastures subject to beef cattle grazing. There were five plots, which were located in two regions (Jõgeva and Võru counties). In each area, pasture was divided into three parts: heavy grazing or so-called "trampled area", moderate grazing and reference area with no grazing. Soil samples were collected from all plots and earthworm samples were taken by using vermifuge method.

Plots in Jõgeva county (P) were affected by gleyed alluvial soil, while the plots in Võru county (S) consisted in diluvial soil. Thus, the plots in Jõgeva showed increased chemical parameters of soil: magnesium, calcium, phosphorus, nitrogen and organic carbon. These plots also demonstrated higher levels of soil acidity, bulk density and electrical conductivity. Earthworm species consisted mostly in the species who are more sensitive to moisture and cannot live in a soil with high groundwater level. These species include *Lumbricus terrestris* (LTER), *Aporrectodea caliginosa* (ACAL), *Lumbricus castaneus* (LCAS), *Aporrectodea longa* (ALON), *Allolobophora chlorotica* (ACHL).

Plots in Võru county (S) were characterised by periodically flooded alluvial soil, which has naturally low acidity. Therefore, the soil was inhabited by the species of earthworms

who were not sensitive to excess moisture, such as *Dendrobaena octaedra* (DOCT) and *Octolasion lacteum* (OLAC). Waterlogged areas were most affected by grazing intensity and potassium content in soil. Elevated potassium levels also affected biological activity (BA) of soil microbial communities.

According to the conclusion based on the results of this thesis, different grazing intensity affects both the species composition and abundance of earthworms and microbiological, chemical and physical parameters of soil. However, it is important to keep in mind that soil properties are affected not only by weight of animals per time unit, but also by the location of plot and soil type, because that has the greatest role in determining the probability and extent of impact on soil by grazing intensity.

KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU

- Astover, A.** (2005). Eesti mullastik ja muldade kasutussobivus. Eesti Maaülikool. Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut. Mullateaduse ja agrookeemia osakond. [PDF]
Kättesaadav: maad.maad.ee/avalik_leht/img/Eesti-mullastik.pdf (10.05.2020)
- Astover, A., Leedu, E.** (2017). Mulla ABC. II osa – Mulla orgaaniline aine. Eesti Maaülikool. [PDF]
Kättesaadav: http://taim.etki.ee/taim/public/pdf/Trukised/Mulla_ABC_II_osa_03.pdf (11.05.2020)
- Augustine, D. J., Frank, D. A.** (2001). Effects of migratory grazers on spatial heterogeneity of soil nitrogen properties in a grassland ecosystem. *Ecology*. Volume 82, Pages 3149–3162. [PDF]
Kättesaadav: 10.2307/2679841 (09.05.2020)
- Bartlett, M. D., Briones, M. J. I., Neilson, R., Schmidt, O., Spurgeon, D., Creamer, R. E.** (2010). A critical review of current methods in earthworm ecology: From individuals to populations. *European Journal of Soil Biology*. Volume 46, Issue 2, Pages 67-73. [PDF]
Kättesaadav: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.11.006> (14.01.2020)
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.J.** (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*. Volume 64, Issue 2, Pages 161–182. [PDF]
Kättesaadav: <https://doi.org/10.1111/ejss.12025> (29.03.2020)
- Briske, D., Derner, J., Brown, J., Fuhlendorf, S., Teague, R., Gillen, B., Ash, A., Havstad, K., Willms, W.** (2008). Rotational Grazing on Rangelands: Reconciliation of Perception and Experimental Evidence. *Rangeland Ecology and Management*. Volume 61, Issue 1, Pages 3–17 [PDF]
Kättesaadav: <https://doi.org/10.2111/06-159R.1> (08.05.2020)
- Cenci, R. M., Jones, R. J.A.** (2009). Holistic approach to biodiversity and bioindication in soil. JRC Scientific and Technical Reports. Institute for Environment and Sustainability. European Communities. Italy. Pages 41. [WWW]
Kättesaadav: 10.2788/24031 (12.05.2020)
- Durant, D., Tichit, M., Kernéis, E., Fritz, H.** (2008). Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: Integrating ecological and livestock system perspectives - A review. *Biodiversity and Conservation*. Volume 17, Pages 2275–2295. [PDF]

Kättesaadav: https://www.researchgate.net/publication/226350129_Management_of_agricultural_wet_grasslands_for_breeding_waders_Integrating_ecological_and_livestock_system_perspectives_-_A_review (06.05.2020)

Edwards, C. A., Bohlen, P. J. (1996). The influence of environmental factors on earthworms. In: *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, London, 1996, Pages 426.

Geisseler, D., Linquist, B. A., Lazicki, P. A. (2017). Effect of fertilization on soil microorganisms in paddy rice systems – A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 115, Pages 452-460 [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.018> (11.05.2020)

Graff, O. (1953). *Die Regenwürmer Deutschland*. Institut für Geologie und Bodenlehre der Landaw. Hochschule Stuttgart-Hohenheim. Verlag M.u.H. Shaper-Hannover. 79 S.

Greenwood, K. L., McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. Volume 41, Pages 1231–1250. [PDF]

Kättesaadav: [10.1071/EA00102](https://doi.org/10.1071/EA00102) (02.05.2020)

Gunn, A. (1992). The use of mustard to estimate earthworm population. – *Pedobiologia*, 36, Pages 65-67.

Herrick, J.E., Brown, J.R., Bestelmeyer, B.T., Andrews, S.S., Baldi, G., Davies, J., Duniway, M., Havstad, K.M., Karl, J.W., Karlen, D.L., Peters, D.P.C., Quinton, J. N., Riginos, C., Shaver, P.L., Steinaker, D., Twomlow, S. (2012). Revolutionary land use change in the 21st century: Is (Rangeland) science relevant? *Rangeland Ecology and Management*. Volume 65, Issue 6, Pages 590-598 [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00186.1> (04.03.2020)

Hirobe, M., Kondo, J., Enkhbaatar, A., Amartuvshin, N., Fujita, N., Sakamoto, K., Yoshikawa, K. & Kielland, K. (2013). Effects of livestock grazing on the spatial heterogeneity of net soil nitrogen mineralization in three types of Mongolian grasslands. *Journal of Soils and Sediments*. Volume 13, Pages 1123-1132. [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0702-6> (08.05.2020)

Ivask, M. (2019). Mulla ABC. IV osa – Mullaelukustik. Eesti Maaülikool. [PDF]

Kättesaadav: http://pk.emu.ee/userfiles/instituudid/pk/PKI/muld/Mulla_ABC_IV_osa_Veeb.pdf (12.05.2020)

Kalda, K. (2011). Mullaelukustiku arvukus ja mitmekesisus põlevkivitööstuse tahkete jäätmete ladestusaladel. Magistritöö tööstusökoloogia erialal. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž.

Kask, R. (1997). Orgaanilise aine mõjust tihedusele. [PDF]

Kättesaadav: http://agrt.emu.ee/pdf/proceedings/toim_1997_4_kask.pdf (13.05.2020)

Knoepp, J. D., Coleman, D. C., Crossley, D. A. Jr., Clark, J. S. (2000). Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management*. Volume 138, Pages 57-68. [PDF]

Kättesaadav: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00424-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00424-2) (17.05.2020)

Kooch, Y., Moghimian, N., Wirth, S., Noghre, N. (2020). Effects of grazing management on leaf litter decomposition and soil microbial activities in northern Iranian rangeland. *Geoderma*. Volume 361, 114100 [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114100> (04.01.2020)

Le Bayon, R.C., Moreau, S., Gascuel-Oudou, C., Binet, F. (2002). Annual variations in earthworm surface-casting activity and soil transport by water runoff under a temperate maize agroecosystem. *Geoderma* Volume 106, Issue 1-2, Pages 121-135. [PDF]

Kättesaadav: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00121-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00121-5) (04.03.2020)

Liu, T., Chen, X., Gong, X., Lubbers, I. M., Jiang, Y., Feng, W., Li, X., Whalen, J. K., Bonkowski, M., Griffiths, B. S., Hu, F., Liu, M. (2019). Earthworms Coordinate Soil Biota to Improve Multiple Ecosystem Functions. *Current Biology*. Volume 29, Issue 20, Pages 3420- 3429. [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.045> (14.01.2020)

Maa-amet. (2001). Vabariigi digitaalse suuremõõtkavalise mullastiku kaardi seletuskiri. Leheküljed 16-31. [PDF]

Kättesaadav: <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Mullastiku-kaart-p33.html> (08.04.2020)

Maa-amet. (2019). Haritava maa 2018. aasta turuülevaade. [PDF]

Kättesaadav: https://www.maaamet.ee/sites/default/files/content-editors/kinnisvara/haritava_maa_turuulevaade_2018_v.pdf (11.05.2020)

Maa-amet. (2020a). Maainfo kaardirakendus. Maa-ameti kaardirakendus X-GIS. [WWW]

Kättesaadav: https://xgis.maaamet.ee/maps/XGis?app_id=UU82A&user_id=at&LANG=1&WIDTH=770&HEIGHT=707&zlevel=9,654392.8502929,6386782.9407229 (11.05.2020)

Maa-amet. (2020b). Mullastiku kaardirakendus. Maa-ameti kaardirakendus X-GIS. [WWW]

Kättesaadav: https://xgis.maaamet.ee/maps/XGis?app_id=MA29&user_id=at&LANG=1&WIDTH=1007&HEIGHT=707&zlevel=9,654392.8502929,6386782.9407229 (29.03.2020)

MES Nõuandeteenistus. (2020). Karjatamise viisid. [WWW]

Kättesaadav: <https://www.pikk.ee/valdkonnad/taimekasvatus/rohumaaviljelus/karjatamine/karjatamise-viisid/> (05.05.2020)

- Mitra, S., Wassmann, R., Vlek, P.** (2005). An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*, Volume 88, Pages 25–35 [PDF]
Kättesaadav: https://www.researchgate.net/publication/255613109_An_Appraisal_of_Global_Wetland_Area_and_Its_Organic_Carbon_Stock (08.05.2020)
- Murray, B. D.M., Webster, C. R., Bump, J. K.** (2013). Broadening the ecological context of ungulate–ecosystem interactions: The importance of space, seasonality, and nitrogen. *Ecology*. Volume 94, Pages 1317–1326. [PDF]
Kättesaadav: 10.2307/23436152 (12.05.2020)
- Penu, P.** (2006). Eesti muldadest põllumehele. Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskus. Tartu. 33 lk
- Pfiffner, L.** (2014). Earthworms - Architects of fertile soils. Technical Guide on Earthworm. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Switzerland, and TILMAN ORG Consortium. [PDF]
Kättesaadav: <https://orgprints.org/30567/1/1629-earthworms.pdf> (10.05.2020)
- Platen, H., Wirtz, A.** (1999). Application of analysis no 1: Measurement of the respiration activity of soils using the OxiTop® Control measuring system. Basic principles and process characteristic quantities. 1st edition ,WTW Weilheim. [PDF]
Kättesaadav: <https://www.thm.de/site/> (02.05.2020)
- Reuschenbach, P., Pagga, U, Strotmann, U.** (2003). A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. *Water Research*. Volume 37, Issue 7, Pages 1571-1582 [PDF]
Kättesaadav: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00528-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00528-6) (02.05.2020)
- Riigiteataja** (2014). Põllumajandusministri 14.07.2014 määrus nr 71. Eri tüüpi sõnniku toitaine sisalduse arvestuslikud väärtused, sõnnikuhoidlate mahu arvutamise meetodika ja põllumajandusloomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsiendid. Vastu võetud 14.07.2014 nr 71. [WWW]
Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/116072014008> (15.05.2020)
- Riigiteataja** (2019). Veeseadus § 169. Vastu võetud 30.01.2019. [WWW]
Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/akt/122022019001> (29.04.2020)
- Selge, A., Keres, I.** (2020). Eesti Lihaveisekasvatajate Selts - Pidamine ja söötmine. [WWW]
Kättesaadav: <https://www.lihaveis.ee/pidamine-ja-sootmine/sootmine> (05.05.2020)
- Silts, K.** (2014). Metsavarise omaduste mõju mullaelustiku koosluste arengule rekultiveeritud Narva põlevkivikarjääris. Magistritöö, Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž. Keskkonnakaitse õppetool. [PDF]
Kättesaadav: <https://digikogu.taltech.ee/et/Item/890611ff-9bd3-4a7d-92e6-d2e4ca3f2852> (16.05.2020)

Statistikaamet. (2015). Ettevõtlus- ja põllumajandusstatistika osakond - Mõisted. [WWW]

Kättesaadav: http://pub.stat.ee/pxweb.2001/Database/Majandus/13Pellumajandus/04Pellumajanduslike_majapidamiste_struktuur/10Uldandmed/PMS_403.htm
(07.05.2020)

Taboada, M. A., Rubio, G., Chaneton, J. (2011). Grazing impacts on soil physical, chemical, and ecological properties in forage production systems. In: Hatfield, J.L. & Sauer, T.J. (eds.). Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI. Pages 301-320. [PDF]

Kättesaadav: DOI: 10.2136/2011 (12.05.2020)

Timm, T. (1999). Eesti rõngusside (Annelida) määraja. A Guide to the Estonian Annelida. Looduseurija käsiraamat 1. Eesti Looduseurijate Selts. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn-Tartu, 208 lk.

Tuuling, T. (2015). Elusorganismide mõju keskkonna heterogeensusele. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduse instituut. Tartu [PDF]

Kättesaadav: <http://dspace.ut.ee/bitstream/handle/10062/47311/TeeleTuuling.pdf>
(08.05.2020)

Uibo, A. (2018). Tava- ja otsekülvipõldude mikroobikoosluste võrdlus. Bakalaureusetöö. TTÜ Tartu kolledž, 50 lk

Van Zanten, H.H.E., Herrero, M., Van Hal, O., Roos, E., Muller, A., Garnett, T., Gerber, P.J., Schader, C., De Boer, I.J.M. (2018). Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. *Global Change Biology*, Volume 24, Issue 9, Pages 4185-4194 [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1111/gcb.14321> (05.01.2020)

Viil, P., Vettik, R., Vösa, T., Kadaja, J., Saue, T., Edesi, L., Sooväli, P., etc. (2015). Erinevate viljelusmeetodite (sh. otsekülv) rakendusteaduslik kompleksuuring. Riikliku programmi "Põllumajanduslikud rakendusuuringud ja arendustegevus aastatel 2009–2014" projekti lõpparuanne. Saku. [PDF]

Kättesaadav: https://www.pikk.ee/upload/files/Erinevad_viljelusviisid_pikk_aruanne.pdf
(12.05.2020)

Virgilio, A., Lambertucci, S. A., Morales, J. M. (2019). Agriculture, Ecosystems & Environment. Volume 283, Pages 1-11 [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.020> (08.01.2020)

Yang, G., Wagg, C., Veresoglou, S. D., Hempel, S., Rillig, M. C. (2018). How Soil Biota Drive Ecosystem Stability. *Trends in Plant Science*. Volume 23, Issue 12, Pages 1057-1067. [PDF]

Kättesaadav: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.09.007> (04.03.2020)

LISAD

Lisa 1 Proovialade koordinaadid

Tabel 1. Puurmani proovialade koordinaadid

Ala	Kopli koordinaadid
P1T	26°22'33.5712" 58°36'7.6032"
P1N	26°22'37.3188" 58°36'9.9036"
P1K	26°22'35.5008" 58°36'11.4156"
P2T	26°21'43.434" 58°35'35.9952"
P2N	26°21'50.0364" 58°35'37.5288"
P2K	26°21'45.034" 58°35'35.9124"
P3T	26°21'35.892" 58°35'35.3364"
P3N	26°21'28.1124" 58°35'35.8224"
P3K	26°21'34.1604" 58°35'35.0304"

Tabel 2. Senta proovialade koordinaadid

Ala	Kopli koordinaadid
S1T	26°35'11.0004" 57°35'53.4624"
S1N	26°35'7.782" 57°35'50.2872"
S5T	26°34'59.2824" 57°35'56.9112"
S5N	26°34'55.542" 57°35'52.8504"
SK	26°34'58.0476" 57°35'56.9436"

Lisa 3 Spearmani maatriks

Table 1. Spearmani maatriks - mittepärmeeitiline korrelatsioonianalüüs (punased on seosed, mis on statistiliselt usaldusväärsed, $p < 0,05$)

Variable	LTER	LRUB	ACAL	LCAS	AROS	DOCT	OLAC	ETET	ALON	ACHL	Lasuvus-tihedus	N	C	pH	P	K	Ca	Mg	sir	Ba	eljüht	koormus
LTER	1,0000	0,2222	0,6845	-0,2566	0,2567	-0,5064	-0,5073	-0,2430	0,3623	0,3649	0,3127	-0,0200	0,0466	0,5255	-0,4013	-0,4945	-0,0732	0,2018	0,0067	0,2727	-0,1244	-0,2422
LRUB	0,2222	1,0000	0,0651	-0,3225	0,1951	0,1935	-0,1762	0,1724	0,0823	-0,0505	0,0573	0,2379	0,2269	0,2423	-0,4207	-0,3326	0,2665	0,0661	0,3194	0,3260	0,0828	-0,2483
ACAL	0,6845	0,0651	1,0000	0,2785	0,5776	-0,4864	-0,4114	0,0345	0,4657	0,7493	0,4868	0,3084	0,5463	0,7930	0,1432	-0,2269	0,4229	0,3678	-0,2115	0,0330	0,3896	0,0022
LCAS	-0,2566	-0,3225	0,2785	1,0000	0,3126	0,0678	0,1709	0,1409	0,2043	0,2828	0,3331	0,3331	0,5266	0,1553	0,7359	0,3398	0,4186	0,5288	-0,2025	-0,1103	0,2221	-0,0091
AROS	0,2567	0,1951	0,5776	0,3126	1,0000	-0,0847	0,0616	0,4156	0,3568	0,2639	0,3916	0,3584	0,3960	0,4668	0,1372	-0,1350	0,3142	0,2965	-0,3075	-0,0221	0,3769	0,2248
DOCT	-0,5064	0,1935	-0,4864	0,0678	-0,0847	1,0000	0,6086	0,3453	-0,5772	-0,4271	-0,4661	0,1048	0,0165	-0,4550	-0,0110	0,6150	0,1599	0,1903	-0,0441	-0,2041	-0,3482	0,3249
OLAC	-0,5073	-0,1762	-0,4114	0,1709	0,0616	0,6086	1,0000	0,3134	-0,4585	-0,2658	-0,5139	-0,1290	-0,0845	-0,3693	0,3560	0,6719	0,1513	0,2692	-0,0779	-0,1335	-0,0011	0,6029
ETET	-0,2430	0,1724	0,0345	0,1409	0,4156	0,3453	1,0000	0,0000	-0,2572	-0,1885	-0,3096	0,0344	0,0344	-0,1720	0,0344	0,4472	0,1720	0,2408	-0,1720	-0,3096	0,2413	0,4522
ALON	0,3623	0,0823	0,4657	0,2043	0,3568	-0,5772	0,0000	1,0000	0,1094	0,1094	0,7815	0,2793	0,2605	0,5093	0,0493	-0,5797	0,0258	0,1385	-0,1479	0,2183	0,3317	-0,4746
ACHL	0,3649	-0,0505	0,7493	0,2828	0,2639	-0,4271	-0,2658	-0,1885	0,1094	1,0000	0,2148	-0,0403	0,3825	0,5369	0,2282	-0,1879	0,3221	0,2617	0,1275	0,1141	0,2860	0,2586
Lasuvus-tihedus	0,3127	0,0573	0,4868	0,3848	0,3916	-0,4661	-0,5139	-0,3096	0,7815	0,2148	1,0000	0,6044	0,5253	0,4637	0,2220	-0,5297	0,1253	0,0549	-0,4242	-0,0505	0,1784	-0,6912
N	-0,0200	0,2379	0,3084	0,3331	0,3584	0,1048	-0,1290	0,0344	0,2793	-0,0403	0,6044	1,0000	0,8374	0,5341	0,2352	-0,1560	0,6659	0,5385	-0,3626	-0,0330	0,1256	-0,3711
C	0,0466	0,2269	0,5463	0,5266	0,3960	0,0165	-0,0845	0,0344	0,2605	0,3825	0,5253	0,8374	1,0000	0,6923	0,5297	0,0418	0,8813	0,7319	-0,1692	-0,0154	0,3921	-0,1756
pH	0,5255	0,2423	0,7930	0,1553	0,4668	-0,4550	-0,3693	-0,1720	0,5093	0,5369	0,4637	0,5341	0,6923	1,0000	0,1033	-0,4110	0,6835	0,5868	0,1077	0,4242	0,4339	-0,0978
P	-0,4013	-0,4207	0,1432	0,7359	0,1372	-0,0110	0,3560	0,0344	0,0493	0,2282	0,2220	0,2352	0,5297	0,1033	1,0000	0,5385	0,4681	0,4593	-0,2747	-0,3846	0,5330	0,1000
K	-0,4945	-0,3326	-0,2269	0,3398	-0,1350	0,6150	0,6719	0,4472	-0,5797	-0,1879	-0,5297	-0,1560	0,0418	-0,4110	0,5385	1,0000	0,2132	0,2703	-0,1956	-0,5341	0,0991	0,5267
Ca	-0,0732	0,2665	0,4229	0,4186	0,3142	0,1599	0,1513	0,1720	0,0258	0,3221	0,1253	0,6659	0,8813	0,6835	0,4681	0,2132	1,0000	0,8945	0,0945	0,1692	0,4626	0,1378
Mg	-0,2018	0,0661	0,3678	0,5288	0,2965	0,1903	0,2692	0,2408	0,1385	0,2617	0,0549	0,5385	0,7319	0,5868	0,4593	0,2703	0,8945	1,0000	0,0945	0,2220	0,4251	0,3089
sir	0,0067	0,3194	-0,2115	-0,2025	-0,3075	-0,0441	-0,0779	-0,1720	-0,1479	0,1275	-0,4242	-0,3626	-0,1692	0,1077	-0,2747	-0,1956	0,0945	0,0945	1,0000	0,7846	-0,1013	0,1311
Ba	0,2727	0,3260	0,0330	-0,1103	-0,0221	-0,2041	-0,1335	-0,3096	0,2183	0,1141	-0,0505	-0,0330	0,0154	0,4242	-0,3846	-0,5341	0,1692	0,2220	0,7846	1,0000	-0,1762	-0,0556
eljüht	-0,1244	0,0828	0,3896	0,2221	0,3769	-0,3482	-0,0011	0,2413	0,3317	0,2860	0,1784	0,1256	0,3921	0,4339	0,5330	0,0991	0,4626	0,4251	-0,1013	-0,1762	1,0000	0,1414
koormus	-0,2422	-0,2483	0,0022	-0,0091	0,2248	0,3249	0,6029	0,4522	-0,4746	0,2586	-0,6912	-0,3711	-0,1756	-0,0978	0,1000	0,5267	0,1378	0,3089	0,1311	-0,0556	0,1414	1,0000

Lisa 4 Mann-Whitney U Test

Tabel 1. Mann-Whitney U Test vihmaussi kogutud andmetest. Test on statistiliselt oluline, kui t onen osus $p < 0.05$ (statistiliselt olulised näitajad on välja toodud punasega)

Variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value
LTER	18,00000	87,00000	3,00000	-2,53333	0,011299
LRUB	35,00000	70,00000	20,00000	-0,26667	0,789726
ACAL	19,00000	86,00000	4,00000	-2,40000	0,016396
LCAS	36,00000	69,00000	21,00000	-0,13333	0,893930
AROS	31,50000	73,50000	16,50000	-0,73333	0,463356
DOCT	55,50000	49,50000	4,50000	2,33333	0,019631
OLAC	59,00000	46,00000	1,00000	2,80000	0,005111
ETET	42,00000	63,00000	18,00000	0,53333	0,593803
ALON	20,00000	85,00000	5,00000	-2,26667	0,023411
ACHL	20,00000	71,00000	10,00000	-1,15728	0,247161
Kokku tk 1 M ²	23,00000	82,00000	8,00000	-1,86667	0,061949
Kaal (g) 1 M ²	19,00000	86,00000	4,00000	-2,40000	0,016396
1 isendi kaal (g)	27,00000	78,00000	12,00000	-1,33333	0,182423
Endogeiline (%)	36,00000	69,00000	21,00000	-0,13333	0,893930
Epigeiline (%)	50,00000	55,00000	10,00000	1,60000	0,109600
Aneetsiline (%)	17,00000	88,00000	2,00000	-2,66667	0,007661
Liikide arv 1 M ²	26,50000	78,50000	11,50000	-1,40000	0,161514