

Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž

Keskkonnakaitse õppetool

**HÄIRINGUTE MÕJU MULLAFAUNA KOOSLUSTE
ARVUKUSELE**

Magistritöö tööstusökoloogia erialal

Anna–Maria Luik

Juhendaja: Prof. Mari Ivask

Tartu 2016

Autorideklaratsioon

Deklareerin, et käesolev magistritöö, mis on minu iseseisva töö tulemus, on esitatud Tallinna Tehnikaülikooli magistrikraadi taotlemiseks ja selle alusel ei ole varem taotletud akadeemilist kraadi.

Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

.....
Kuupäev

.....
Allkiri

Sisukord

Sisukord	3
Sissejuhatus	6
1. Muldkeskkond	8
1.1 Niiskus	8
1.2 Temperatuur	9
1.3 Happesus ja aluselisuus	10
1.4 Õhustatus	11
1.5 Toitainete sisaldus	12
2. Mullaelustik	13
2.1 Makrofauna	14
2.1.1 Vihmaussid	14
2.2 Epigeiline makrofauna	16
2.2.1 Ämblikud	16
2.2.2 Jooksiklased	17
2.3 Mesofauna	17
2.3.1 Hooghännalised	17
3. Häiringud	19
3.1 Looduslikud häiringud	20
3.1.1 Vee – erosioon	20
3.1.2 Tuuleerosioon	20
3.1.3 Üleujutused	21
3.2 Inimtekkelised häiringud	21
3.2.1 Põllumajandus	22
3.2.2 Põlevkivi karjäärid ja kaevandused	23
3.2.3 Poolkoksimäed	24
3.2.4 Prügilad	24

4. Bioindikatsioon.....	26
4.1 Vihmaussid bioindikaatoritena	27
4.2 Ämblikulised bioindikaatoritena	27
4.3 Jooksiklased bioindikaatoritena.....	27
4.4 Hulkjalgsed bioindikaatoritena.....	28
4.5 Hooghännalised bioindikaatoritena	28
5. Materjal ja metoodika.....	29
5.1 Kudjape prügila	29
5.2 Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäär.....	30
5.3 Põllumaad	32
5.4 Matsalu üleujutusosalad.....	33
5.5 Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimaed	34
5.6 Mullafauna kogumine pinnaspüünise meetodil.....	35
5.7 Vihmausside kogumine	35
5.8 Hooghännaliste kogumine ja analüüs	35
5.9 Andmetöötlus	35
6. Tulemused	36
6.1 Vihmausside arvukus ja mitmekesisus	36
6.2 Ämblike arvukus	39
6.3 Mardikaliste arvukus ja mitmekesisus.....	40
6.4 Hooghännaliste ning lestade arvukus ja mitmekesisus.....	44
6.5 Hulkjalgsete arvukus	47
6.6 Muu epigeilise fauna arvukus ja mitmekesisus	49
7. Arutelu	50
7.1 Kudjape prügila mullafauna arvukus ja mitmekesisus	50
7.2 Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri mullafauna arvukus ja mitmekesisus	53
7.3 Põllumaade mullafauna arvukus ja mitmekesisus	55
7.4 Matsalu üleujutusosalade mullafauna arvukus ja mitmekesisus.....	56

7.5 Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkooksimägede mullafauna arvukus ja mitmekesisus	58
7.6 Bioindikaatorid	59
8. Järeldused	61
Kokkuvõte	63
Summary.....	65
Tänuõnad.....	67
Kasutatud kirjandus	68

Sissejuhatus

Muld on lahutamatu osa meie keskkonnast, mis seob omavahel atmosfääri, hüdrofääri ja elusorganismid. Mullal on oluline roll aine- ja energiavahetuses, samuti lagunemisprotsessides, täites sealjuures mitmeid erinevaid funktsioone nagu produktsioon, kliima reguleerimine, varude säilitamine, veeringlus, jäätmete ja reostuse kontroll ning samuti on muld elukeskkonnas erinevatele organismidele.

Muldkeskkonnana omadused määravad seal elavate organismide leviku ja arvukuse. Mullafauna on äärmiselt arvukas ja mitmekesine, seal elavad mikroobikooslused ning selgrootud, samuti mõned väiksemad imetajad. Lisaks arvestatakse mullafauna hulka ka need loomad, kelle elutegevus on vahetus seoses mulla pinnaga, sinna kuuluvad paljud ämblikud ja teised putukad. Mullaelustiku tähtsaim ülesanne on lagundada orgaanilist materjali ja hoida mulla struktuuri. Nende elutegevuseks on vajalik erineva suurusega käikude ja pooride olemasolu, mis on neile elupaigaks ja võimaldavad olulistel mulla koostisosadel – toitainetel, veel, õhul ja erinevatel gaasidel – mulda siseneda ning seal liikuda. Mullaorganismid on väga head bioindikaatorid, kuna neil on oluline osa mullaökosüsteemi talitluses, neid kasutatakse erinevate häiringute, põllumajandustegevuse mõju, saastatud alade taastamise (suletud prügilad, kaevandused jm) hindamisel. Mullafauna on võti mullaökosüsteemide mõistmiseks, sageli saab mullakoosluste omaduste põhjal teha järeldusi häiringualade mõju ulatuse kohta.

Viimastel aastakümnetel on maailmas toimunud märkimisväärsed muutused maakasutuses. Intensiivne põllumajandustegevus, maavarade kaevandamise laienemine ja energiatarbe suurenemine – kõik see kutsus esile pöördumatuid muutusi muldkeskkonnas. Mulla häiringud võivad olla nii looduslikud kui ka inimtekkelised. Maakasutus ja kliimamuutused suurendavad kasvuhoonegaaside eraldumist mullast, samuti suureks probleemiks on erosioon, muldade sooldumine ning orgaanilise aine ja taimetoitainete varude vähenemine mullas, mis omakorda mõjutavad negatiivselt mullakoosluste mitmekesisust ja arvukust.

Magistritöö teema on valitud, et saada ülevaade erinevate häiringute (Matsalu perioodiliselt üleujutatud ala, Kudjape prügila, rekultiveeritud Narva põlevkivikarjäärid, Kohtla – Järve ja Kiviõli poolkoksimäed) mõjust mullafaunale. Proovialade valiku kriteeriumiks sai juba aastate jooksul eelnevalt TTÜ Tartu Kolledži mullabioloogia töörühma poolt kogutud andmed häiringualade mullaelustiku arvukuse kohta. Võrdlusaladeks valiti võimalikult asukohale ja mullatüübile sarnased kontrollalad.

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on leida:

- Kas ja kuidas erinevad häiringud mõjutavad mullaelustiku arvukust?
- Kuidas reageerivad erinevad kooslused erinevatele häiringutele?
- Millised on kõige häiritumad häiringualad?
- Kas leidub ühiseid muutusi erinevate koosluste reaktsioonis?
- Kas mullaelustiku parameetrid sobivad bioindikaativseteks näitajateks?

1. Muldkeskkond

1.1 Niiskus

Mullas on vesi asendamatu tegur kivimite ja mineraalide murenemisel, millest sõltub nii mullatekkeprotsess kui ka aineringe. Mullas võib vesi olla vedelas (vesi), gaasilises (veeaur) ja tahkes olekus (jää). Peamine mullavee allikas on sademed, kuid seda tuleb mulda ka juurdevoolava pinnaveega ning kapillaarjõudude toimel põhjaveest. Veedefitsiidi korral ei saa mullas elavad organismid ning taimed mullast toitaineid omastada, sest sellisel juhul on takistatud vee liikumine, toitainete kättesaadavus ning pidurdub fotosüntees. Ka liigne vesi mullas on kahjulik, sest see vähendab mulla õhustatust, hapnikupuudus ning mõjutab oluliselt elusorganismide talitlust ja mullas kulgevaid protsesse. Liigne vesi nõrgub sügavamatesse mullakihtidesse, viies kaasa vees lahustuvaid soolasid, mistõttu muld vaesub biogeenselt tähtsatest ühenditest. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla niiskusrežiimi all mõistetakse erineva liikuvuse ja omastatavusega veeliikide dünaamikat mullas ja mulla horisontides. Mulla niiskusrežiim sõltub paljudest teguritest, kuid peamiselt mulla lõimisest, põhjavee mõjust, reljeefist, taimkattest ning ilmastikutingimustest, nagu sademete hulk, temperatuur, õhuniiskusdefitsiit jt. Eesti kliimatingimused varieeruvad territoriaalselt ja aastati väga suurtes piirides, mõjutades oluliselt muldade niiskusrežiimi. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla veerežiimi all mõistetakse kõiki nähtusi, mis on seotud vee tungimisega mulda, vee liikumise ja kinnipidamisega mullas ning mullast väljumisega. Vee juurdetulek mulda ja selle kadu ning ühtlasi veerežiim tervikuna oleneb kliimatingimustest, mulla asendist reljeefil, mulla füüsikalistest omadustest, põhjavee mõjust, taimkattest ja inimtegevusest. (Brouwer ja Heibloem, 1986)

Muldade varieeruvad niiskusrežiimid loovad erinevad tingimused mullaelustiku tegevuseks mullas toimuvateks protsessideks. Pikaajaliselt kestev suurenenud niiskusesisaldus mullas põhjustab oluliselt väiksema hapniku kontsentratsiooni, halvendades mullaelustiku- ja taimestiku keskkonnatingimusi. Taimed, mis kasvavad märgaladel, on erilise ehitusega, mis võimaldavad neile gaasivahetust liigmärjas keskkonnas või on neil võime kohanduda vastavate tingimustega. (Lavelle ja Spain, 2001)

Mulla fauna on oma ökofüsioloogiliste omadustega kohanenud eluks mullas, suure osa mullas elavate organismide tegevused on tihedalt seotud mullavee, niiskusrežiimiga. Viisina, kuidas mullaelustik mullas liigub, on võimalik nad jagada kahte gruppi (Lavelle ja Spain, 2001):

- organismid, kes liiguvad vaid olemasolevates käikudes;
- organismid, kes on võimelised looma ise käike liikumiseks.

Esimesse gruppi kuuluvad vihmaussid, termiidid, sipelgad ja kindlat liiki mardikad. Vihmaussid vajavad eluks niisket elukeskkonda, seda näitab nende puudumine kuivades piirkondades. Võrdluseks, paljud termiidi ja sipelga liigid suudavad oma pesade niiskust hoida, transportides vett sügavamatest mullakihtidest, kus niiskus on suurem. (Lavelle ja Spain, 2001)

Mulla niiskusesisaldus on üks peamisi keskkonnategurid, mis mõjutab mullaelustiku rohkust. Põua ajal esinevad tingimused mõjutavad mullaelustiku ellujäämist ja paljunemist. Mullas elavad organismid on kohastunud elama üle põuaperioodid mitmel erineval viisil (King, 2014):

- bakterid, algloomad ja nematoodid moodustavad põua üleelamiseks spoorid või kopeerivad põua ajal olevaid tingimusi;
- lüljalgsetel on kõva kitiinist väliskest, mis aitab neil hoiduda organismi suuremast veekaost;
- paljud mullaorganismid on öise eluviisiga, põgenedes päeval kuumuse eest;
- vihmaussid kaevuvad kuivemate perioodide korral sügavamale mullakihtidesse;
- sajajalgsed kaevuvad kivide all, kus muld on niiskem;
- termiidid kontrollivad niiskust oma pesades, sulgedes või avades sissepääse oma pessa.

Mulla niiskuse tase mõjutab mullas elavaid organisme kahel moel. Bioloogiliselt on vesi oluline eluks ja ainevahetuseks, see on bioloogiliste toitainete ja teiste keemiliste ainete lahustiks. Füüsiliselt mõjutab mulla niiskusesisaldus mulla temperatuuri ja muldkeskkonna õhustatust. Mulla pooride veemahutavus ja veetäituvus mõjutab mullaelustiku liikumist ja kisklust. (FAO, 2016)

1.2 Temperatuur

Mulla peamiseks soojusallikaks on Päikese energia. Päikeselt Maale jõudva kiirguse hulk on 5,6 YJ. Atmosfääri jõudnud kiirgusest peegeldub 26% maailmaruumi tagasi, peale selle peegeldub maapinnalt tagasi lühilainelise kiirgusena 4%. Ülejäänud kiirgusenergia neeldub atmosfääris 19%, meredes ja mandritel 51% soojusena. Eestis on aastane kogukiirgus ligikaudu 3500 MJ m⁻², millest juunikuine kiirgus moodustab üle 600 MJ ja detsembrikuine kiirgus vähem kui 3 MJ m⁻². (Astover *et al.*, 2012)

Maapinnani jõudnud energia hulk sõltub atmosfääri seisundist ja kiirte langemise nurgast. Oluliselt vähendavad maapinnani jõudva kiirgusenergia hulka pilvisus, udu ja õhusaaste. See, kuidas päikesekiired maapinnale langevad on seotud geograafilise laiuse, aasta- ja kellaegadega, samuti ka reljeefiga. (Astover *et al.*, 2012)

Teised mulla soojusallikad on päikeseenergiaga võrreldes tühised. Võrdluseks, Päikeselt jõuab maapinnani aastas $1,75 \times 10^{17}$ W energiat, siis Maa sisemusest vaid $3,2 \dots 4,2 \times 10^{13}$ W. Maa sisesoojuse allikateks on looduslik radioaktiivsus, Maa gravitatsioonilisel diferentseerumisel vabanev jääksoojus ja adiabaatilisel kokkusurumisel ning eksotermilistel reaktsioonidel vabanev soojus. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla soojusrežiimi all mõistetakse kõiki nähtusi, mis on seotud soojuse tulekuga mulda, levikuga mullas ja äraandmisega mullast. Mulla soojusrežiimist sõltub mullas elavate mikroorganismide ja taimede elutegevus, mullatekke protsessid ning aineringed mullas. (Bot ja Benites, 2005)

Temperatuur on oluline faktor, mis mõjutab mullas elavate organismide aktiivsust, mõjutades otseselt ensüümide aktiivsust ja kaudselt füüsikalisi-, keemilisi omadusi nagu toitainete lahustuvus ja difusioon, mineraalide murenemine ja aurustumine. Kindlates piirides temperatuuri tõusuga suureneb ka mullas bioloogiline aktiivsus. Organismidel on aktiivseks tegutsemiseks kindel temperatuurivahemik, mis on $0 \dots 60^\circ\text{C}$, kuid on ka erandlikke liike, mis on kohastunud eluks ekstreemsetes tingimustes. On temperatuuri optimum, mille juures toimivad organismide bioloogilised funktsioonid kõige paremini. Väljaspool seda väärtust, rakus toimuvad protsessid ei toimi ning rakkude tegevus peatub. (FAO, 2016)

Mikroobid ja selgrootud on kõigusoojased ning seetõttu on nende tegevuse aktiivsus ja võimalikkus seotud mullas oleva temperatuuriga. Üldiselt on nad aktiivsed soojematel kuudel, kus ei mõjuta nende elutegevus ka madal niiskus. (King, 2014)

1.3 Happesus ja aluselisus

Mulla happesus on tingitud mullalahuses leiduvatest vesiniku ionidest ning kolloididel neeldunud vesiniku ja alumiiniumi ionidest. Happesus mullas tuleneb seal kulgevatest protsessidest ja mulla genesist, kuid seda võivad põhjustada ka mulla negatiivne kaltsiumi- ja magneesiumibilanss, happeliste väetiste kasutamine, happevihmad, orgaanilise aine laguproduktid jt tegurid. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla hapestumist aitavad ära hoida mullas leiduvad vabad karbonaadid ja mulla kolloididel neeldunud kaltsiumi ja magneesiumi ioonid. Seepärast on väga oluline, et mulla kaltsiumi- ja magneesiumibilanss ei oleks negatiivne. Üldiselt Eestis olevate põllumuldade kaltsiumi- ja magneesiumibilanss jääb negatiivseks. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla aluselisis on tingitud mullas olevatest leelismetallide karbonaatidest ja kolloididel neeldunud metallide katioonidest, peamiselt on Na⁺ ioonidest, muldade pH võib olla siis 9...10. (Astover *et al.*, 2012)

Mikroorganismid ja taimed on kohastanud kindlate muldkeskkonna tingimustega. Seetõttu mõjutavad ka mulla happelisuse ja aluselisisuse muutused mikroorganismide arvukust ning taimede arengut ja kasvu, liig suur happelisus ja aluselisis on kahjulik. Happelises mullas on kasulike mikroorganismide arvukus märkimisväärselt väiksem kui neutraalses muldkeskkonnas. (Astover *et al.*, 2012)

Sarnaselt temperatuurile on mullaorganismid teatud muldkeskkonna pH vahemikus aktiivsemad. Teatud piirides on võimelised organismid taluma kõikuvat pH – d, see nõuab neilt ka lisaenergiat, et säilitada rakusisene pH tase normaalses piiris (pH 7,0). Vähesed organismid (näiteks bakterid ja arhed) on võimelised taluma väga suuri pH väärtusi, nagu näiteks pH 1 või pH 11, sellised tingimused ei ole leitavad põllumajandusmaa muldades. (FAO, 2016) Mullaorganismid eelistavad erinevaid mulla pH tingimusi. Mõned on tolerantsemad happelistele ja aluseliste muldadele ning seejuures eelistavad teatud mullas elavad organismid neutraalse pH – ga mulda. (King, 2014)

Elementide lahustumist mullas mõjutab pH otseselt. Happelises mullas on alumiiniumühendid märkimisväärselt suurema lahustuvusega ja seega kättesaadavamad suurenenud toksilisusega organismidele. Mullaorganismide elutegevuseks vajalike mineraalide kättesaamine ekstreemsetes pH tingimustes muutub võimatuks. Tuues näiteks, et fosfori ja mangaani omastamine muutub võimatuks kõrge mulla pH taseme juures. (FAO, 2016)

1.4 Õhustatus

Mullaõhu moodustavad atmosfäärist mulda tunginud gaasid ja mullas biokeemiliste protsesside tagajärjel tekkinud gaasid, milleks on ammoniaak, süsihappegaas, metaan jt. Mullaõhu koostises võrreldes atmosfääriõhuga on rohkem süsihappegaasi ja vähem hapnikku. Mida intensiivsem on bioloogiline tegevus mullas ja mida vähem on mullas õhku, seda rohkem erineb mullaõhu koostis atmosfääriõhu koostisest. (Astover *et al.*, 2012)

Mullaõhu hapnikusisaldus varieerub normaalse õhuvahetuse korral 17...20% piires, kuid võib halvasti õhustatud liigniiskes mullas langeda alla 1...2%. Normaalse õhuvahetusega mullas väheneb hapniku kontsentratsioon mullaõhus võrdväärselt süsihappegaasi sisalduse suurenemise ja summaarselt moodustavad need kaks gaasi mullas nagu ka atmosfääris ligikaudu 21% õhust. Mullaõhu süsihappegaasisisaldus sõltub mikroorganismide arvukusest ja aktiivsusest, taimkattest ja selle bioproduktioonist, mulla temperatuuri- ja veerežiimist, mulla orgaanilise aine sisaldusest jt teguritest. (Astover *et al.*, 2012)

Hapnik mõjutab mullaelustiku tegevust, kuid kriitiline hapnikusisaldus oleneb suuresti temperatuurist – mida kõrgem on temperatuur, seda rohkem peab mullaõhus hapnikku olema, et tagada mullaelustiku normaalne elutegevus. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla õhurežiimi all mõistetakse mullaõhu koostise, mulla õhumahutavuse, õhuläbilaskvuse ja õhuvahetusega seotud ajalisi muutusi. Mulla õhusisaldus ehk aeratsioon oleneb mulla poorsusest ja veesisaldusest, mis omakorda sõltub mulla liigist, lõimisest, struktuursusest, mullaharimisest ja ilmastikutingimustest. (Astover *et al.*, 2012)

Kõik mullas elavad loomad ning mullabakterid vajavad hingamiseks hapnikku. Hapnik liigub mullapooride kaudu, kuid kui muld on liigmärg, tekivad anaeroobsed tingimused ning elutegevus suurem osa mullas elavate organismide jaoks lõppeb. Mulla loomad on võimelised taganema ebasobivate tingimuste ees, liikudes olenevalt vajadusele mulle pindmistesse või sügavamatesse kihtidesse. Vihmaussid tulevad maapinnale, kui on olnud tugevad vihasajud, kuid aeglaselt liikuvatel mullaorganismidel on see raskendatud ning nende elutegevus lakkab. (King, 2014)

1.5 Toitainete sisaldus

Mulla toitained pärinevad bioloogilise aineringe käigus mulda sattunud orgaanilise aine jääkidest ja ka loomasõnnikust, toitainete hulk ja kvaliteet mõjutavad mullas elavate organismide kasvu ja paljunemist. (King, 2014)

Orgaanilise aine hulk ning kvaliteet on äärmiselt tähtsad, mida kõrgem on toitainete sisaldus orgaanilise aine jääkides, seda paremaks toiduks on see mullaelustikule, mis väljendub nende arvulises kasvus. (King, 2014)

2. Mullaelustik

Muld on elupaigaks paljudele loomsetele elusorganismidele alates algloomadest lõpetades imetajatega. Mullaelustikul on väga tähtis osa nii mulla tekkes kui ka järjepidevas talitlemises. Peale orgaanilise aine lagundamise osaleb mullaelustik ökosüsteemi ainerings ja energiavoos ning paljudes mullaprotsessides. Mullaelustik võib mõjutada ka mulla mineraalse osa murenemist ja muundumist. (Astover *et al.*, 2012)

Mullaelustik toimib koos erinevates mullas olevates toiduahelates, kus iga troofiline tase on seotud omavahel. Erinevatel mullas elavatel liikidel on funktsioon, mida nad täidavad (Breure, 2004). Mullaelustiku aktiivsus sõltub mullas olevast soojust- ja veerežiimist, mulla happesusest, orgaanilise aine iseloomust ja aeratsioonist. Keskmiselt on temperatuuri optimum organismide arenguks 25...35 °C ja niiskuse optimum 60% maksimaalsest veemahutavusest. Lämmastiku ning mineraalainete rikkas mullas on rohkem organisme. Elustik on mitmekesine ning suurem neutraalses mullas. (Astover *et al.*, 2012)

Mullaelustik jagatakse vastavalt suurusele mikro-, meso- ja makrofaunaks (Ivask, 2010). Mikrofauna alla kuuluvad selgrootud, kes on keskmiselt kuni 0,2 mm suurused ning elavad mulla veega täidetud poorides, sinna kuuluvad nematoodid, protistid, keriloomad (Lavelle ja Spain, 2001).

Mesofauna moodustavad mullaorganismid, kelle suurus on 0,1...2 mm, nad elavad peamiselt mulla õhupoorides, mõned rühmad (näiteks nematoodid) suudavad elada ka veega täidetud poorides (Lavelle ja Spain, 2001) ning hõlmavad kõik troofilised tasemed mullas (Neher, 1999). Mesofauna hulka kuuluvad nematoodid, valgeliimuklased, hooghännalised ja lestad (Breure, 2004). Mesofauna on varise muundaja, produtseerides orgaanilisi struktuure väljaheitetombukestena, mille mõju mulla struktuurile on minimaalne (Ivask, 2010).

Makrofauna moodustavad mullas elavad organismid, kelle pikkus on üle 20 mm, sinna kuuluvad vihmaussid ja lülijalgsed, kes töötlevad mulla orgaanilist ainet ja oma tegevusega suudavad ka muldkeskkonda kujundada (Neher, 1999; Ivask 2010). Makrofauna parandab muldkeskkonnas toitainete kättesaadavust teistele liikidele, liigutades biotilist materjali ja tekitades seeläbi elupaiku teistele mullafauna rühmadele. (Neher, 1999)

2.1 Makrofauna

2.1.2 Vihmaussid

Sugukond vihmauslased (*Lumbricidae*) kuuluvad väheharjasusside klassi (*Oligochaeta*). Maailmas on rohkem kui 220 vihmaussi liiki, nendest 19 liiki elavad Euroopas ja 13 Eestis. (Timm ja Ivask, 2006; Edwards *et al.*, 1996)

Vihmaussid võivad elada viie kuni kümne aastaseks, näiteks harilik vihmauss (*Lumbricus terrestris*) elab üldjuhul viie aastaseks, kasvab 15 ... 20 cm pikkuseks ja kaalub keskmiselt viis grammi (Kerge, 2001). Vihmaussi keha on lülistunud, igal lülil on neli paari harjaseid. Harjased aitavad vihmaussidel roomata ja ennast oma käikudes kinni hoida. Vihmaussid roomavad ringlihaste ja pikilihaste abil. Ringlihased lubavad ussil ennast peenikesena ettepoole välja venitada, pikilihaste toimele uss jämeneb ja tõmbab tagaosa eesmisele järele. Mullas liikumise teeb lihtsamaks vihmaussi limane nahk, mis aitab tal ennast paremini läbi mullaosakeste libistada. (Kerge, 2001)

Vihmaussid on ühed olulisemad mullas elavad organismid – mullas liikudes segab vihmauss mullakihte. Kobestatud ja peenestatud mulda pääsevad hapnik ja vesi lihtsamalt, samuti kergendab vihmaussi töö taimejuurte edasitungimist. (Kerge, 2001) Peale orgaanilise aine lagundamise osalevad vihmaussid lämmastiku mineraliseerumise protsessides, mõjutades seeläbi teiste mullaorganismide populatsioone, nad hajutavad pinnases seemneid (Ivask *et al.*, 2006; Kalda *et al.*, 2013).

Vihmausside elutegevuse tagajärjel suurenevad taimejäänuste mulda sisenemise kiirus, orgaanilise lämmastiku mineraliseerumise ja nitrifikatsiooni kiirus, mõjutades seeläbi ka teiste mullaorganismide populatsioone (Kalda *et al.*, 2013; Ivask *et al.*, 2006). Vihmaussi liigid mõjutavad mulda erinevalt, kuid nad kõik osalevad orgaaniliste ja anorgaaniliste komponentide lagundamises ja segamises. (Ivask *et al.*, 2000) Vihmaussikoosluse arvukuse ja liigilise koosseisu peamiseks mõjutajaks muldkeskkonnas on toidubaas – mida suurem on orgaanilise aine sisaldus mullas, seda arvukam on ka fauna (Ivask *et al.*, 2006).

Väga tähtis osa mulla orgaanilise aine lagundamisel on vihmaussidel, nad võivad aasta jooksul oma seedetraktist läbi lasta 25...40 tonni mulda hektari kohta, mis sisaldab umbes 1...2 tonni orgaanilist ainet (Astover *et al.*, 2012). Vihmaussid segavad, õhustavad ja väetavad mulda ning nende käigud võivad ulatuda mitme meetri sügavusele. Soolest läbikäinud mulla lükkavad vihmaussid uruava kohale maapinnale, seal tekivad iseloomulikud teralised kuhjatised ehk korpoliidid. (EE nr 10, 1998)

Vihmausside arvukus varieerub sõltuvalt kliimatingimustest, mullatüübist, taimkattest, mullaomadustest. Elukeskkonnana eelistavad nad muldasid, mis on hästi õhustatud ning niisked, kuna nad ei suuda oma kehas vett säilitada, siis sellest lähtuvalt on vihmaussid eriti tundlikud mulla niiskusesisalduse vähenemise suhtes. Muldade pH tase peaks jääma 5...7 piiri. (Menta, 2012) Niiskusetase, mille juures vihmausside aktiivsus väheneb või elu lõpeb, sõltub vihmaussiliigist ja kuivaperioodi pikkusest (Ivask *et al.*, 2006). Parasvöötmes elavate vihmaussikoosluste elutegevuseks sobilik mullatemperatuur jääb vahemikku +2...+15 °C. Temperatuur mõjutab oluliselt vihmausside elutegevuse aktiivsust, ainevahetust, paljunemist, kasvu ja hingamise intensiivsust. (Edwards *et al.*, 1996)

Keskmine arvukus ühe ruutmeetri kohta on mõnikümmend isendit, viljakamates muldades küündib isendite arv sajani (Astover *et al.*, 2012). Vastavalt eluviisi ja elupaiga põhjal on võimalik vihmaussid liigitada kolme erinevasse gruppi (Menta, 2012; Ivask *et al.*, 2000; Ivask *et al.*, 2006):

- **Epigeilised liigid** elavad mulla kõige ülemises ja samas ka orgaanilise aine rikkaimas kihis. Nende elukoha valik sõltub elukeskkonna niiskustingimustest. Epigeilisi vihmaussiliike leidub peaaegu kõigis looduslikes muldades, väga sageli metsade ja rohumaade kõdukihis. Isendid on väiksed, keskmiselt 0,5...5 cm pikad, punaka värvusega. Epigeilised liigid (tume vihmauss *Lumbricus castaneus*, kaheksakantkõduuss *Dendrobaena octaedra*, peen kõduuss *Dendrodrilus rubidus*, punane vihmauss *Lumbricus rubellus*) on põllumajandustegevuse suhtes väga tundlikud ja seetõttu eelistavad mõnevõrra looduslikumat elupaika. Peamiselt esinevad metsades, rohumaade kõdukihis. On suutelised elama madala pH – ga muldades.
- **Endogeilised liigid** elavad mulla pealmises, orgaanilise aine suurema sisaldusega mullakihis. Isendid võivad olla 1...8 cm pikkused. Ebasoodsad keskkonnatingimused (muldkeskkonna pH väiksem kui 5) elavad nad üle inaktiivses olekus. Endogeilised vihmaussi liigid on harilik mullauss *Aporrectodea caliginosa*, roosa mullauss *Aporrectodea rosea*, roheline mullauss *Allolobophora cholorotica* jt. Siia gruppi kuuluvad vihmaussid on põllumajandusliku tegevuse suhtes kõige leplikumad, mistõttu on need liigid valdavalt esindatud põllumuldades.
- **Aneetsilised liigid** on kohastunud ebasoodsaid tingimusi (kuivus) üle elama sügavates mulla kihtides. Siia kuuluvad vihmaussiliigid on pikemad kui 5 cm, värvuselt pruunikad. Aneetsilised vihmaussiliigid on harilik vihmauss *Lumbricus terrestris* ja suur mullauss *Aporrectodea lõnga*, kes suudavad kaevata vertikaalkäike mõne meetri

sügavuseni, aga toituvad siiski maapinnal. Aneetsilised liigid tunnevad ennast põllumajandustegevusest häirituna, sest mullaharimise käigus lõhutakse nende kaevandatud urud ja seetõttu eelistavad madalama intensiivsusega põllumajandustegevusega elupaiku.

2.2 Epigeiline makrofauna

2.2.1 Ämblikud

Ämblikulisi leidub maailmas rohkem kui 50 000 liiki, Eestist on leitud 519 liiki (Meriste, 2004). Ämblikud (*Araneida*), koibikulised (*Opiliones*), ebaskorpionid (*Chelonethi*) ja lestad (*Acari*) kuuluvad klassi *Arachnida*, lisaks on kaks gruppi ehtsaid skorpione (*Scorpiones*) ja päikeseämblikud (*Solifugae*), kes on pooltroopilise või troopilise päritoluga (Brown, 1978).

Levinud ämblikuliste sugukonnaks põldudel on kangurlased (*Linyphiidae*), keraämbliklased (*Theridiidae*), huntämbliklased (*Lycosidae*), võrkurlased (*Araneidae*), sireämbliklased (*Tetragnathidae*). Elukoha valikuks on ämblikulistel rannikualad, niidud, sood, agraaröküsteemid (Sunderland, 1999). Euroopa põldudel elavatest ämblikest moodustavad suure enamuse kangurlaste sugukonna esindajad (keskmiselt 75%), vähem leidub aga maapinnal jahtivaid ämblikke. (Meriste, 2004)

Ämblikud on domineerivad kiskjad, kes toituvad erinevatest putukatest: kahetiivalised (*Diptera*), liblikad (*Lepidoptera*) sipelgad (*Formicidae*), mardikad (*Coleoptera*), lutikad (*Hemiptera*) (Ivask *et al.*, 2004). Ämblike omavaheline konkurents ning konkurents teiste kiskjatega vähendab nende mõju saakloomade populatsioonidele (Meriste, 2004). Osad ämblikud on spetsialiseerunud ka teiste ämblikuliikide kasutamisele toiduks, siis võib ühe ämblikuliigi kooslusest kadumine vähendada oluliselt alles jäänud liikide arvu (Meriste, 2004).

Nad on ökoloogiliselt olulised, sest reguleerivad lagundajate populatsioone ning toituvad paljudest kahjurliikidest (Pearce ja Venier, 2006; Sunderland, 1999). Ämblike liikide arv ja arvukus on positiivselt seotud elupaiga teiste mitmekesisusnäitajatega kõigil tasemetel (Meriste, 2004). Ämblike esinemine põllumajandusmaastikel sõltub oluliselt taimekaitsevahendite kasutamisest, mille suhtes nad tundlikud on, aga ka taimeliigist/liikidest, põldude ja rohumaade suurusest, nende äärealadest (Marc *et al.*, 1999).

2.2.2 Jooksiklased

Jooksiklased (*Carabidae*) kuuluvad mardikaliste seltsi (*Coleoptera*). Jooksiklased on peamiselt maapinnal elavad ja seal kiiresti ringi liikuvad mardikad, oma pikkade jalgadega on nad kohastunud jooksma mulla pinnal. (Brown, 1978)

Elupaigana eelistavad jooksiklased avamaastikku, nagu mere ja sisevete kaldad, paepealsed, jäätmaad, kruusaaugud, põllud ja aiad, kus leidub taimedeta pinnaselaike. Eestis elab ligi 300 jooksikuliiki. (Uustal, 2011) Tähtsamad jooksiklaste perekonnad on jooksikud (*Carabus*), süsijooksikud (*Pterostichus*), kuivajooksikud (*Amara*) ja ehmesjooksikud (*Harpalus*) (Ivask *et al.*, 2004).

Jooksiklased on valdavalt röövtoidulised putukad, toiduks on neile peamiselt lehetäid, kes on taimede alumistel osadel või on kukkunud maapinnale. Paljud jooksiklaste liigid toituvad kas osaliselt või täielikult ka seemneist, lehtedest, viljadest ja õietolmust. Teatud liigid jooksiklased võivad päevaga ära süüa isegi tuhat seemet ruutmeetri kohta, mõjutades seeläbi mulda kogunevat seemnepanka, see võimaldab aga jooksiklasi kasutada umbrohutõrjes, juhul kui umbrohtude tihedus ei ole suur. Samuti on jooksiklastel tähtis roll biotõrjes, kes reguleerivad taimtoiduliste putukate ja limuste arvukust. Paljude jooksiklaste vastsed toituvad kõdunevast taimejäänustest, võttes sedaviisi osa surnud taimse materjali lagundamisest. (Uustal, 2011)

2.3 Mesofauna

2.3.1 Hooghännalised

Lülijalgsete tähtsamateks esindajateks mullas on hooghännalised (*Collembola*), kes on tiivutud putukad (Astover *et al.*, 2012). Hooghännaliste kehakuju ja värvus on liigiti erinevad, kuid neil on kõrge paljunemisvõime ja hüppamiseks vajalik hüppehark, nende pikkus jääb mõne millimeetri piiresse, sügavamates mullakihtides elavad hooghännalised on veel väiksemad. Nad omavad kõhu all kõhutoru, mis on pööratav ja tagasi tõmmatav, võimaldades kinnituda substraadile või loomale (Brown, 1978). Hooghännaliste eluiga jääb ühe kuni kahe aasta piiresse (Astover *et al.*, 2012). Eestis leidub neid ligi 150 liiki. (Astover *et al.*, 2012)

Hooghännaliste arvukus võib ulatuda sajast mõne tuhande isendini ruutmeetri kohta, värske varise lisandudes nende arvukus suureneb (Astover *et al.*, 2012). Elukeskkonna tingimuste osas on hooghännalised liigiti erinevate nõudmistega, vastavalt elukoha eelistusele, saab jaotada hooghännalised kolme gruppi: need, kes elavad taimedel; teised, kes elavad mulla ülemistes kihtides ning kõdukihis; kolmandad, kes elavad sügavamates mullakihtides (Brown, 1978).

Peamised hooghännaliste arvukuse mõjutajateks on mullatüüp, mikrofloora esinemine, mulla poorsus ja mulla niiskusesisaldus. Poorsus on oluline, sest hooghännalised ei ole ise võimelised mulda käike uuristama. (Brown, 1978)

Enamasti toituvad hooghännalised lagunevatest taimedest ja nendega seotud mikrofloorast, aga osa hooghännaliste liike võivad toituda ka elavate taimede kudedest (Sabais, 2011). Hooghännalised parandavad oma aktiivse elutegevusega muldkeskkonna mikrobioloogilist aktiivsust mullas, kiirendavad laguprotsesse ja osalevad toitainete transpordiprotsessides (Neher, 1999). Hooghännaliste arvukus ja bioloogiline mitmekesisus kasvab koos taimeliikide mitmekesisusega (Sabais, 2011). Hõlmates kõiki troofilisi tasemeid on nad metsade kõdukihis ja niitudel toiduks ämblikele (Meriste, 2004).

3. Häiringud

Muld on pidevas arengus olev looduslik moodustis, milles ühtviisi on tähtsad nii mineraalne ja orgaaniline osa kui ka mullaelustik. Muld on tootmisvahend, mis võib õige kasutamise korral viljakamaks muutuda. Seoses rahvaarvu kasvuga maakeral tuleb erilise lugupidamisega suhtuda haritavasse maasse, mis on aastatuhandete jooksul kujunenud ja vältida selle rikkumist ning kasutusotstarbe muutmist. Negatiivsete tagajärgedega inimtegevust tuleb üha rohkem ette. Maakasutus ja kliimamuutused suurendavad kasvuhoonegaaside eraldumist mullast, samuti suureks probleemiks on erosioon, muldade sooldumine ning orgaanilise aine ja taimetoitainete varude vähenemine mullas. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla häiringud võivad olla nii looduslikud kui ka inimtekkelised. Viimastel aastakümnetel on maailmas toimunud märkimisväärsed muutused maakasutuses: viljakandev maa hävineb kõrbestumise tõttu, metsaraie ulatus suurenenud miljonitele hektaritele, metsapõlengud, maavarade kaevandamise laienemine ja energiatarbe suurenemine, linnade laienemine vanadele põllumaadele, uute ning vähem väärtuslike ja soolade kasutuselevõtt põllumaadena – kõik see kutsub esile pöördumatuid muutusi muldkeskkonnas. (Astover *et al.*, 2012)

Euroopas on mulla kahjustumise peamisteks põhjusteks vee – eriosioon (56%), tuuleerosioon (28%), keemiline degradatsioon (12%) ja füüsikaline degradeerumine (4%). Degradatsiooni tulemusel halveneb mulla kvaliteet: väheneb taimedele kättesaadavate toitainete sisaldus, muldade hapestumine, orgaanilise aine sisalduse langusega kaasneb mulla struktuursuse nõrgenemine ja väheneb veehoiuvõime, muld allub kergemini erosioonile ja deflatsioonile. (Astover *et al.*, 2012)

Mulla degradatsiooni võib jaotada kolmeks (Astover *et al.*, 2012):

- **Füüsikalise** degradatsiooni alla kuuluvad vee– ja tuuleerosioon, mulla liigtallamine, maavarade kaevandamine, ehitustegevus, üleujutused ja tehnoloogiline erosioon, mis seisneb mulla teisaldamises mullaharimise masinatega.
- **Keemiline** degradatsioon on muldkeskkonna vaesumine toiteelementidest, saastumine heitmetega ja ohtlike jäätmetega, üleväetamine, õlireostus ja mulla sooldumine.
- **Bioloogiline** degradatsioon hõlmab mullaelustiku ja taimestiku liigilise koosseisu muutusi seoses mulla keemilise saastumise ja muutumisega, võõrkultuuride massilist kasvumist, bioloogilise mitmekesisuse vähenemist ning flora ja fauna muutusi.

3.1 Looduslikud häiringud

Erosioon on füüsikaline nähtus, mis seisneb mulla kivimiosakeste eemaldumises vee, tuule ja jääga või raskusjõu mõjul. Mulla kiirenenud erosioon on tingitud inimtegevusest, mis ületab olulisel määral looduslikku taset. (Astover *et al.*, 2012)

3.1.1 Vee – erosioon

Vee – erosiooni tagajärjel kantakse maapinnalt suuremaid mullaosakesi, süvaerosiooni korral aga uuristab vesi maapinnalt äravalguv vesi endale süngi ning selle süvenedes tekivad uhtvaod, mis tugeva vihmaajuga pikenevad, tükeldavad põllupinda ja rikuvad muldkeskkonna tingimused. (Astover *et al.*, 2012)

Euroopas esineb vee – erosiooni 115 miljonil hektaril ehk 12% – 1 kogupindalast. Eesti territooriumil on erosiooniohtlikke alasid üle 100 tuhande hektari ehk 2,7%. Mulla kiirenenud vee – erosiooni peamiseks põhjuseks on inimtegevus – ebaõige mullaharimine ja liigkarjatamine. (Astover *et al.*, 2012)

Metsa ja rohumaaga kaetud kallakulised alad on erosiooniohtlikud. Loodusliku taimkatte korral esineb mullaerosiooni vähemalt määral. Erosiooni saab tõkestada, kui taimestada järsemad kallakulised alad püsirohumaadeks või metsastada ja hoiduda metsade lageraiest. Põllumajanduslikul kasutamisel tuleb järsemad kallakud jätta püsirohumaaks ning harida mulla risti kaldega, rakendada mulda kaitsvaid maakasutusviise. (Astover *et al.*, 2012)

3.1.2 Tuuleerosioon

Tuuleerosioon on kerge lõimise ja kuiva mulla ärakanne tuule poolt taimkatteta või nõrgalt taimestunud aladelt. Suure tuuleerosiooni potentsiaaliga on lagedad põllumassiivid. Tuuleerosiooni tagajärjeks on järjest süsinikuvaesemad mullad ja mulla veehoiuvõime vähenemine ning muldkeskkonna tingimuste halvenemine. (Astover *et al.*, 2012)

Euroopas esineb tuuleerosiooni ohtlike alasid 42 miljonit hektarit, mis on 4% Euroopa territooriumist. Eestis on hinnatud tuuleerosiooni ohtlikke aladeks üle 100 tuhande hektarit maad ehk 17% kasutusel olevatest põllumassiividest. (Astover *et al.*, 2012)

Tuuleerosiooni vähendamiseks ja maa vastupidavuse suurendamiseks on vajalik istutada suurematele lagedatele aladele tuulekaitseks metsaribasid, kasvatada tugevajuurelisi taimi, rajada püsirohumaad ja parandada mulla struktuursust. (Astover *et al.*, 2012)

3.1.3 Üleujutused

Üleujutus on maismaa jäämine vee alla jõe, järve või mere veetaseme tõusu tagajärjel. Üleujutusel täidab vesi mulla poorid, mille tulemusena tekivad orgaanilise aine anaeroobsel lagunemisel märgades tingimustes mulda toksilised ühendid. See omakorda viib muutusteni mulla elustikust ja pikaajalise hapnikupuuduse korral hukuvad ka taimed. (Astover *et al.*, 2012)

Ajutised üleujutused mõjutavad muldkeskkonda märkimisväärselt – kõrgem niiskusesisaldus ja kehv õhustatus. Mulla organismide arvukus ja asukoht on määratud peamiselt kahe parameetriga: perioodilised üleujutused ja erineva soolsusega üleujutuste veed. Mulla niiskusesisaldus mõjutab mullas elavate loomade toitumisaktiivust ja liikumist. Muutused mulla niiskuses määravad mulla mikroorganismide reproduktiivsuse, hingamis- ja ainevahetusaktiivsuse. (Ivask *et al.*, 2016)

Üleujutustel on suur mõju mulla mikroobsele biomassile ja selle aktiivusele. Tavaliselt on üleujutuste mõju negatiivne, kui peamiselt on see ajaliselt sõltuv. Pikemad üleujutuste perioodid viivad selleni, et langeb mikroobikooslus ja ka biomass, selle peamiseks põhjuseks on hapnikupuudus ja anaeroobsed protsessid. (Ivask *et al.*, 2016)

Üleujutustega kaasneva mikroobse aktiivsuse ja biomassi muutused ning vähenemine mõjutavad tugevalt mulla toitainete ringlust ja teket. Mikroorganismidel on kanda suur roll muldkeskkonna toitainete ringluses ja viljakuses, seega muutustel on enam jaolt negatiivne mõju muldkeskkonnas elavatele organismidele ja taimekasvule. (Rengasamy, 2010)

3.2 Inimtekkelised häiringud

Mistahes inimtegevus, mis kasutab loodusvara, muudab keskkonda. Maakasutuse erinevad aspektid mõjutavad mullaprotsesse, seejuures muutub mullakoosluste mitmekesisus ja mitmed teised näitajad. Kooslused muutuvad nii omaduste poolest kui ka struktuurilt, mõjutades seejuures muldkeskkonda. Mullaomaduste mõju mullaloomadele on tugev ja avaldub mulla füüsikaliste ja keemiliste omaduste, taimekoosluste ning mullaelustikus toimuvate muutuste kaudu. (Ivask *et al.*, 2000)

3.2.1 Põllumajandus

Keskkonna seisund sõltub suurel määral mullas toimuvatest mehaanilistest, füüsilistest, keemilistest ja bioloogistest protsessidest. Mulla bioloogiline aktiivsus varieerub ja on mitmekesine nagu vastava piirkonna muldkategi. (Tsiafouli, 2015)

Põllumajandus on üks peamisteks põhjusteks mulla meso- ja makrofauna bioloogilise mitmekesisuse vähendamisel, mis toob endaga kaasa muutused mullastruktuuris, selle tihenemine ja mulla õhustatuse halvenemise ning erosiooni (Breure, 2004). Mulla bioloogilised ja keemilised omadused ja elukeskkonna tingimused muutuvad drastiliselt kui looduslik elukeskkond muutub järsult põllumajanduslikuks, sage maaharimine ja põllumajanduses kasutatavad kemikaalid omavad mullaorganismidele ja muldkeskkonnale. Põllumajandustegevus omab positiivset või negatiivset mõju mulla fauna arvukusele, mitmekesisusele ja aktiivsusele, muutes mulla temperatuuri, niiskusesisaldust ja orgaanilise aine kvaliteeti ning kvantiteeti. (Ivask *et al.*, 2008)

Üks intensiivse põllumajandustootmise ebasoodsaid aspekte on sõltuvus pestitsiidides ja väetiste kasutamiseks. Mineraalväetisi (nt lämmastik-, kaalium- ja fosforväetisi) kasutatakse loomasõnniku kõrval oluliste toitesoolade asendamiseks mullas, kust taimed on need ära kasutanud ja et paranda mulla toitainete sisaldust. Väetamisega kaasnevad positiivsed ja negatiivsed mõjud. Põllumajandusel on hulgaliselt kasutegureid, sealhulgas esteetilise väärtus, rekreatsioonilised võimalused ja palju muud, mis seostub põllunduse ja elupaiga ülalpidamisega. Põllumajandustootjad kasutavad väetist et saada suuremat toodangut ja sissetulekut, taimestikku imendub väetis vaid talle vajalikul hulgal. Kuid mulda alles jäävad väetiste jäägid saastavad vett, õhku ning mulda, sisaldades raskemetalle ja ebaõige koguselise kasutamise korral võivad halvendada toitainete kvaliteeti muldkeskkonnas. (Eesti Maaülikool, 2008)

Pestitsiidid, sealhulgas herbitsiidid, insektsiidid ja fungitsiidid, mida kasutatakse umbrohu, putukate ja seente tõrjumiseks, on mürgised ühendid. Neid kasutatakse põllumajanduses soovimatutest organismidest vabanemiseks (Breure, 2004). Lisaks soovitud organismidele ja taimedele on need enamuses toksilised ka muudele elusolenditele ja ohustavad suurel määral mullaelustikku, kuid ka neid kasutavate põllumeeste kui ka pestitsiidide jääke sisaldavate toitainete ning joogivee tarbijate tervist (Eesti Maaülikool, 2008).

3.2.1.1 Tehnoloogiline erosioon

Tehnoloogilise erosiooni korral on looduslikelt küngastelt või järsakutelt mullaharimise masinatega osaliselt või täielikult ära kantud mulla huumushorisont. Mulla huumusesisalduse suure ebahütluse tõttu on nende põldude viljakus muutunud väga kirjuks ja selliste muldade kasutamine on põlluna probleemne. Tehnoloogilist erosiooni on võimalik vähendada vaid mullaharimise viimisega miinimumini. (Astover *et al.*, 2012)

3.2.1.2 Masindegradatsioon

Masindegradatsioon on mulla tihendamine raskete masinatega, mille tulemusena muudetakse mulla vee- ja õhurežiimi vahetõrka ning väheneb mulla produktiivsus. Muldkeskkonda kahjustavad ka raskete põllutöömasinate tekitatud sügavad rööpad. Tulemuseks on taimedele kättesaadavate toiteelementide defitsiidi tekkimine ja mulla elusorganismidele mürgiste ainete kogunemine anaeroobsetes tingimustes. (Astover *et al.*, 2012)

Hoolimata sellest, et tänapäevastel traktoritel on küll kasutusel laiemad ning topeltrehvid ning mullaharimistehnika on mullasõbralikum, on Euroopa muldade tihenemise kaardi järgi enamik Eesti muldasid tugevasti tihenunud. (Astover *et al.*, 2012)

3.2.2 Põlevkivikarjäärid ja kaevandused

Eestis kaevandatakse põlevkivi karjääri viisil peaaegu 250 hektarit aastas ja sama palju allmaakaevandamisega. Maavarade kaevandamisest on keskkonnamõju vältimatu. Põlevkivi kaevandamisele kaasneb looduskeskkonna muutus, endise maakasutuse katkestamine, veerežiimi muutus, maapinna deformeerumine jms. (Reinsalu, 2010)

Karjääri viisil kaevandamisest hävitatakse taimkate ning viljakandev mullakiht. Peale selle tekitab maavarade kaevandamine ulatuslikul alal uusi pinnavorme, muudab kaevandatud ala geoloogilist ehitust, veerežiimi ja maakasutuse tingimusi. (Astover *et al.*, 2012; Viil, 2011) Karjääri viisiline kaevandamine on endist loodusliku keskkonna seisundit muutvaks inimtegevuse vormiks, mis rikub kõige enam kogu maastikus seni valitsenud ökoloogilist tasakaalu (Astover *et al.*, 2012). Kaevandamisest rakendatakse suure võimsusega tehnikat, mille tõttu tekivad kaevetööde tulemusel majanduslikult mittekasutatavad tehismaastikud aladele, mis varem olid kasutusel põllu-, metsamajanduses jm (Randmaa, 1980).

Maa – aluse kaevandamise tagajärjed võivad esineda alles aastate pärast, kui tekivad maapinnadeformatsioonid. Kombainiviisilisel põlevkivi kaevandamisel tekivad langatused kohe. Langatumise tagajärjel põldudele tekkinud lohud võivad märjaks jääda, kogunev pinnavesi taimkatte hävitada ja põld muutub kasutuskõlbmatuks. Selliseid alasid on võimatu ka kuivendada, sest puudub eelvool. (Astover *et al.*, 2012)

Põlevkivi kaevandamise käigus on Eestis iga kaevanduse ja Aidu karjääri juurde tekkinud suured kasutamata aherainepuistangud. Põlevkiviküttel töötavate soojuselektrijaamadest järelejääv tuhk ning keemiatööstuse õlitootmisjääde poolkoks on paigutatud kokku rohkem 2500 ha suurusele alale (Astover *et al.*, 2012). Kaevandustööd ja põlevkivitööstus on mõjutanud Eesti loodust ja on oluline leevendada selle tegevuse mõju keskkonnale. See hõlmab avakaevanduste piirkondi, soojuselektrijaamade tuhaväljasid, põlevkivikeemiatööstuse poolkoksimägesid ja allmaakaevanduste maapealset mõju langatustena ja aherainemägedena. (Kaar, 2010)

3.2.3 Poolkoksimäed

Aastakümneid on põlevkivitööstuse jäägid ladestatud Kohtla – Järvel ja Kiviõlis tööstusjäätmete prügilasse. Põhilise massi ladestatud põlevkivikeemia tööstuse jäätmetest moodustab poolkoks. Poolkoksimäed on võrreldavad saviliivmoreenist moodustunud voortega, sellisel pinnasel tekivad sademete perioodidel ajutised vooluveed, samuti sulglohkudesse lombid ja järved. Ohtlikud ained levivad jäätmemäelt keskkonda valdavalt seal ringleva reostunud vee kaudu. (Eesti Keskkonnauuringute Keskus, 2003)

Põlevkivi poolkoks on ohtlik jääde, sisaldades tõrva ja bituumenit. Keemiliselt koostiselt sarnaneb põlevkivi toorele. Poolkooks koosneb suures osas (mh/kg) kaltsimist (250 000), magneesiumist (9800...12 000), rauast (25 000...27 000), alumiiniumist (12 000...16 000), kaaliumist (7300...8800) ja Naatriumist (990...1100). Tehislikud mäed on iseäraliku koonuselise kujuga, tumehallid ja ebameeldiva spetsiifilise lõhnaga. (Kalda *et al.*, 2015)

3.2.4 Prügilad

Prügilaid on Eestis järjest hakatud sulgema ja likvideerima. Prügila puhul on tegemist suurt keskkonnamõju omava objektiga, kust lähtuvad mõjud võivad kahjustada nii ümbritsevat, kui ka globaalset keskkonda ning ohustada otseselt inimese tervist. Eestis on hakatud prügilaid järjest sulgema ja likvideerima. Prügila rajamise, kasutamise, sulgemise ja järelhoolduse

perioodil on vaja järgida seaduses sätestatud reegleid; prügilast lähtuva saaste suurst ja ulatust (nõrgvesi, pinnas, pinna- ja põhjavees, gaasiemissioon, hais, müra, jäätmete laialikandumine) ning prügilaga kaasnevate muude keskkonnanäringute (sh vajumid, erinevate organismide ja haigustekitajate levik) mõju ümbritsevale keskkonnale ning ohtu inimese tervisele. (Jürgens, 2008)

On mitmeid võimalusi, kuidas taastada prügilate sulgemisel võimalik looduslähedane olukord (Leepere ja Vendel, 2016):

- Haljastamise eesmärgiks on tagada kaitse erosiooni eest. Taimestik tagab selle, et sademetest tulenev imbveehulk väheneks ja koguaurumine suureneksid.
- Hüdrokülv kujutab endast muruseemne, vee, liimaine, multši, väetise, värvi ja vastavalt kasutatavale pinnasele omaste lisainete kokku segamist ning segu pritsimist haljastatavale pinnasele.
- Loodusliku biotervenemiseks kasutatakse kattekihti, mis loob keskkonna orgaanilise aine, sealhulgas orgaaniliste reoainete lagundamiseks pinnases. Ka siin mängib rolli haljastus, sest taimede vegetatsioon mõjutab positiivselt ka mikroorganismide populatsioonide suurst, kooslust ja aktiivsust.
- Taimtervendamise korral puhastatakse reostunud prügila pinnas taimede abil. Taimede otsene toime reoainete kõrvaldamisele pinnasest põhineb teatud taimeliigi võimel omastada orgaanilisi või anorgaanilisi reoaineid ja neid oma rakkudesse siduda ja seal need ka lagundada. Kaudselt võivad taimed reoaineid pinnasest kõrvaldada sel moel, et soodustavad mikroobide kasvu reostunud pinnases oma juurte kaudu.

4. Bioindikatsioon

Bioindikatsioon on keskkonnaseisundi ehk biogeofüüsikalise ja –keemilise ümbruse, selle komponentide ning koostise muutumise iseloomustamine erinevate organismide ehk bioindikaatorite ja nende tunnuste põhjal, milleks on organismide esindatus, elulisus, ohtrus, sagedus, katvus, käitumine jm (Starast, 2009). Mullaorganismid on mullaga vahetuskontaktis oma kehapiinaga ja seetõttu reageerivad kiiresti temperatuuri muutustele, reostusele ja teistele keskkonnamuutustele. Mulla mikroorganismide biomassis ja arvukuses peegeldub mulla seisund ja sõltub toitainete regeneratsiooni kiirus (Ivask *et al.*, 2000).

Kõikidel organismidel on kindlad nõuded elupaiga ja kasvukoha suhtes. Mitte ainult loomad, vaid ka taimed, seened ja mikroorganismid reageerivad muutustele, mis toimuvad keskkonnas. Bioindikatsiooni meetodi aluseks on elusorganismide ja keskkonna vaheliste seoste tundmine. Tundes näiteks taimede olenevust keskkonnategurist, on võimalik nende keskkonnategurite määramine ning välja selgitamine taimede kui bioindikaatorite abil. (Lorents, 2009)

Bioindikaator on keskkonnamuutustele kiiresti reageeriv liik või kooslus, kes leiavad kasutust keskkonnauuringuis. On liike, mis peegeldavad inimtegevusest põhjustatud keskkonnamuutusi, millel põhineb ka bioindikatsioon – keskkonna seisundi hindamine indikaatorliikide abil. (Lorents, 2009) Bioindikaatoriks võib olla liik, populatsioon, kooslus või organismi mistahes tunnus. Bioindikatsiooni objektiks võib olla muld, vesi, õhk, maapõu (kivimid), aga ka bioindikaatoriga seotud või teda ümbritsevad organismid (Starast, 2009).

Bioindikaatorid jagatakse kaheks (Fränzle, 2006):

- akumulatsioonindikaatorid;
- kiirelt füüsikalistele ja keemilistele muutustele keskkonnas reageerivad indikaatorid.

Mullaomaduste muutuste mõju mullaorganismidele on suur ja avaldub mulla füüsikaliste ja keemiliste omaduste, taimekoosluste ning mikrobioloogiliste muutuste kaudu. Liikide arvukuse muutused peegeldavad paljude gruppide puhul mullaomaduste muutusi, mis on põhjustatud erinevatest teguritest, nagu maaviljeluse muutused, looduslikud üleujutused jt. Tunnustatud indikaatorliigid on hooghännalised, lestad, sipelgad, kakandid, hulkjalgsed, ämblikud, jooksiklased ning vihmaussid. (Ivask *et al.*, 2000)

Bioindikatsioon leiab rakendust mitmel viisil – taimi kasutatakse maavarade otsinguil, määratakse veereostust ja õhusaastet, vetikate ja veekogu põhjaorganismidega hinnatakse veekogu seisundit. (Lorents, 2009)

4.1 Vihmaussid bioindikaatoritena

Vihmausside olemasolu mullas seostatakse peamiselt mulla hea kvaliteediga, nad on head Bioindikaatorid, sest on oluliseks osaks mullasüsteemis ja suure esinemissagedusega. Vihmausse on kerge koguda ja liigiliselt eristada. (Fründ, 2011)

Vihmaussikooslused on mulla lõimise, orgaanilise aine, poorsuse, niiskuse ja happelisuse indikaatorid ning bioindikaatoritena on nad võimelised andma infot mulla kvaliteedi paranemise või degradeerumise kohta (Ivask *et al.*, 2007). Vihmaussid iseloomustavad mulla kvaliteeti esinemissageduse kaudu mullas, käitumise kaudu kokkupuutel substraadiga ning mullakemikaalide akumulatsiooniga vihmausside kehas. (Fründ, 2011).

Vihmausse on võimalik kasutada muldkeskkonda sattunud saasteainete akumulaatori ja indikaatorina, sest nad on võimelised elama häiringualadel ning saasteaineid ja nende kogust on võimalik määrata vihmausside suure kehamassi tõttu (Fründ, 2011).

4.2 Ämblikulised bioindikaatoritena

Ämblikulised on ökoloogiliselt olulised lülijalgsete, kes elavad taimedel, mulla pinnal või jäänustel ning reguleerivad lagundajate populatsioone (Pearce, 2006). Ämblike konkurents omavahel ning konkurents teiste kiskjatega (nt jooksiklastega) vähendab nende mõju saakloomade arvukusele ja ühe ämblikuliigi vähenemine võib vähendada allesjäänud liikide arvukust (Meriste, 2004).

Ämblikulised on head bioindikaatorid, sest nad on mitmekesised ja kergesti identifitseeritavad, ämblikud talletavad oma kehasse keskkonnast päris mürke, kuid liigiti reageerivad nad saasteainetele erinevalt, mistõttu ei saa neid kasutada ühtse grupina keskkonnareostuse hindamiseks. Näiteks mulla pH suurenemise korral väheneb huntämbliklaste (*Lycosidae*) arvukus ja suureneb kangurlaste (*Linyphiidae*) arvukus. Ämblike liigirikkus ja arvukus on üldiselt positiivselt seotud elupaiga teiste mitmekesisusnäitajatega kõigil tasemetel. (Meriste, 2004)

4.3 Jooksiklased bioindikaatoritena

Jooksiklased on head bioindikaatorid, sest nad on seotud kindla biotoobiga, samuti iseloomustab neid võime kiiresti reageerida keskkonnategurite muutustele. Jooksiklaste liigirikkus on suur ja neid on kerge püüda ja määrata. (Ivask *et al.*, 2004)

4.4 Hulkjalgsed bioindikaatoritena

Hulkjalgsed (*Myriapoda*) on olulised mulla lüljalgsed, keda on võimalik jagada nelja klassi: *Pauropoda*, *Symphyla*, *Chilopoda* ja *Diplopoda*. Sadajalgsete (*Chilopoda*) on enamalt jaolt karnivoorid. Nad on osaliselt maa all elavad, kuid nad on võimelised mulda sisenema vaid seal olevate lõhede kaudu. Tuhatalgsete (*Diplopoda*) toituvad taimedest ja taimsest varisest. Hulkjalgsed on piisava arvukuse korral olulised mullaselgrootute arvukuse looduslikud reguleerijad. (Brown, 1978)

Hulkjalgsed nagu ka kõik ülejäänud lüljalgsed sõltuvad elupaiga struktuurist (peamiselt taimestikust). Hulkjalgsete levimisvõime on väike ning suur osa neist elab kõdus ja kui kõdu ei ole, siis puudub neil ka toit, nad on tundlikud ka põllumajanduse suhtes. (Curry, 1994; Brown, 1978)

4.5 Hooghännalised bioindikaatoritena

Hooghännalised on väga arvukad ja keskkonnatingimuste suhtes erineva tolerantsusega. Nende arvukust võib mõjutada mullatüüp ja struktuur, poorsus, mikrofloora esinemine ja mulla niiskusesisaldus. Hooghännaliste vertikaalne esinemine on sõltuvuses isendite keha ja mullapooride suurusel, niiskusesisaldusest mullas ja toitainetest. (Brown, 1978)

Mulla kvaliteeti võimaldavad hinnata hooghännaliste mullas ja mulla ülemistes kihtides elavad eluvormid (Dunger, 2005). Hooghännaliste taksonite hulgas on saasteainete kindlakstegemisel üks sagedamini kasutatud liik *Folsomia candida*, mis annab informatiivseid tulemusi saasteainete esinemise kohta, seda liiki kasutatakse ka keskkonnariski hindamiseks (Ponge, 2003).

5. Materjal ja metoodika

Käesolevas magistritöös on kasutatud TTÜ Tartu Kolledži mullabioloogia töörühma poolt aastate jooksul kogutud andmeid häiringualade mullaelustiku arvukuse kohta, et analüüsida, kuidas ja kas mullaelustiku kooslused reageerivad erinevatele häiringutele, millised on kõige häiritumad kooslused ja häiringualad ning kas leidub ühiseid muutusi erinevate koosluste reaktsioonis.

Analüüsitavateks aladeks valiti viis erineva häiringuga ala, milleks on Kudjape prügila, Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäär, põllumaad, Matsalu üleujutusala ning Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimaed.

Võrdlusaladeks valiti võimalikult asukohale ja mullatüübile sarnased kontrollalad. Põldude, üleujutusala ja poolkoksimaegade võrdlusalad valiti häiringualade vahetus lähedusest, nendega külnevad häirimata alad. Kudjape prügila võrdlusalaks valiti Läänemaal paiknev häiringuta rohumaa. Narva rekultiveeritud karjääride võrdlusaladeks olid samavanuselised kuival karbonaatsel pinnasel asuvad metsaalad Lääne – Eesti saartel.

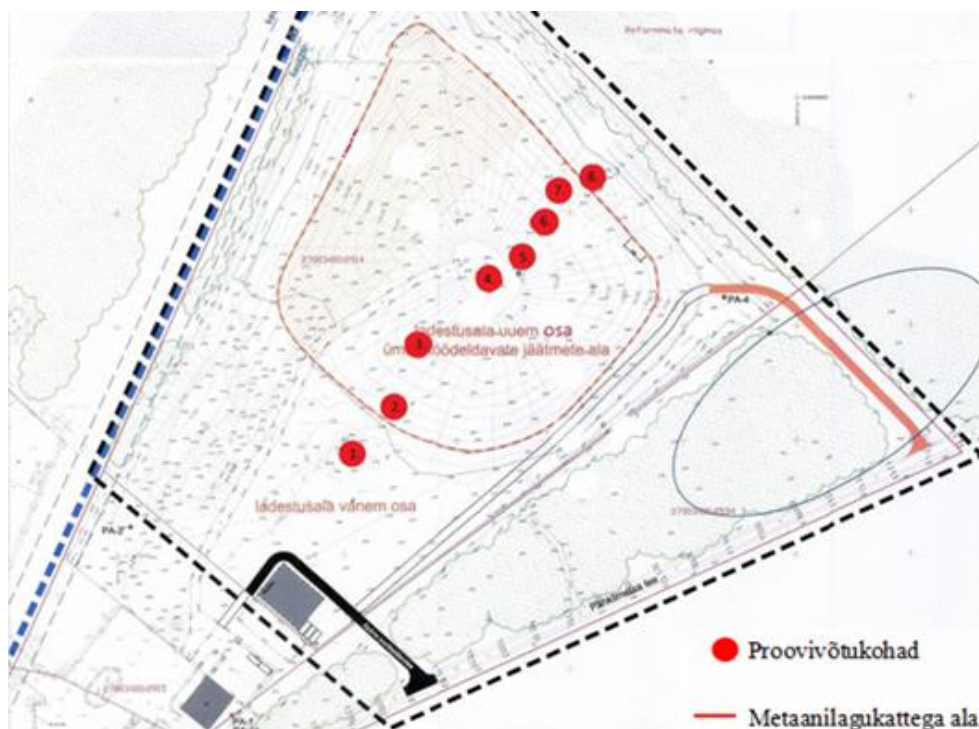
5.1 Kudjape prügila

Käesolevas töös on üheks uurimisalaks Kudjape metaanilagukattega prügila, mis asub Saaremaal. Kudjape prügila paikneb Lääne-Saare vallas Kudjape alevikus ning jääb Kuressaare linna piirist ~ 2 km kaugusele kirde suunas. Suletud prügila territooriumi kõrvale on rajatud Kudjape Jäätmekeskus. Prügilast lõunas kulgeb endine raudteetamm (Pähklimesa tee), teetammi ja prügila ladestu vahel on madalam haljastusega ala, mis kõrgema veeseisu ajal on üleujutatud. (Leepere ja Vendel, 2016)

Töö praktiline osa teostati metaanilagukattega Kudjape prügilas 2015. aasta suvel. Pinnase loomastiku uurimiseks võeti proove kolmes korduses pinnaspüüniste meetodi abil (Meyer, 1996). Püüniseid tühjendati kokku kolmel korral – 23. juulil, 30. juuli ja 06. augustil 2015. aastal. Proovidega koguti andmeid Kudjape prügila pinnases elavate selgrootute kohta. (Leepere ja Vendel, 2016)

Joonis 1 kirjeldab proovikohtade asetust Kudjape prügilas. Proovikohad valiti üle kogu Kudjape prügila põhja – lõuna suunaliselt, kokku 8 proovikohta, üks püünis asetati ka settekaevu. Proovikohad 1 ja 8 asuvad väljaspool metaanilagukatte ala. Igas proovivõtu kohas

oli 3 püünist, kokku 24 püünist. Kolme korraga koguti kaheksast katsekohast kokku 72 proovi. (Leepere ja Vendel, 2016)



Joonis 1. Proovivõtu kohad Kudjape prügilas (Leepere ja Vendel, 2016).

Välitöö teise osana uuriti vihmausside liigilist koosseisu Kudjape metaanilagukattega prügilas, milleks kasutati vermifuugi meetodit (Gunn, 1992). Igas proovikohas oli üks ruut vihmausside arvukuse ja liigirikkuse määramiseks. Välitööde kolmanda osana võeti mullaproovid, mis võeti risti üle mäe pandud seitsme proovikoha juurest, välja arvatud settekaevust. Igast paigast võeti ühendproov kõigi kolme topsi asukohast ca 10 cm tusedusest kihist. Proovid võeti 16. oktoobril 2015. Mullaproovides määrati pH, elektrijuhtivus, kuivaine, lämmastiku, fosfori ja orgaanilise aine hulk. (Leepere ja Vendel, 2016)

5.2 Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäär

Teise uurimisalana käsitletakse antud töös Ida-Virumaal asuvat Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri. Proovialad paiknesid 1980. – 2006. aastatel rekultiveeritud aladel kümne transektina (Joonis 2). Välitööde käigus koguti varise- ja mullaproovid, mõõdeti mullaniiskus, määrati domineerivate taimeliikide katvus. (Silts, 2014)



Joonis 2. Narva põlevkivikarjääris asuvad proovialad (Maa - amet, 2014; Silts, 2014)

Variseproovid koguti Narva põlevkivikarjääri aherainemägedes 2012. aasta kevadel ja 2012. aasta sügisel. Kogumiskohtade asukoht valiti vastavalt ala rekultiveerimise vanusele, mis tehti kindlaks rekultiveerimise kaartide alusel. Kümnelt transektilt koguti ühe välitööde perioodi käigus 30 proovi, kevadel ja sügisel kokku 60 proovi. Narva põlevkivikarjääri aherainemägedest kogutud variseproovid ja varises sisaldunud selgrootud organismid analüüsiti Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži laboris. Puhastatud ja sorteeritud varise proovidest võeti iga transekti kolmest kotist kolm osa varist, mis jahvatati ning saadeti Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laborisse, kus määrati mulla keemilised näitajad: happesus, üldfosfor, kuivainesisaldus, üldlämmastik, orgaanilise aine sisaldus. (Silts, 2014)

Välitööde käigus võeti ka Narva põlevkivikarjääri aherainemägedest kümnelt transektilt mullaproovid. Ühelt transektilt võeti kolm proovi, kus proovide võtmise vahekauguseks jäeti vähemalt 15 meetrit (Silts, 2014). Saadud proovid viidi analüüsimiseks Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži laborisse, kus määrati WTW OxiTop® manomeetrilise mõõtmisüsteemiga mikroobikoosluse hingamisaktiivsus ja biomass substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) meetodil (Öhlinger, 1996; Silts, 2014)

Mulla niiskusesisaldus mõõdeti dielektrilise mõõtmise meetodiga. Mõõtmine toimus kõrgsagedusliku signaali mullas levimise aja järgi (Plakk, 2013; Silts, 2014). Mullaniiskust mõõdeti 7 cm paksusest mullakihis, igal transektil tehti kümme mõõtmist, vahekaugustega umbes 15 meetrit. Mulla happesus mõõdeti TTÜ Tartu Kolledži laboris pH – meetri WTW Multi 340i abil. (Silts, 2014)

5.3 Põllumaad

Uurimisalaks olid kolm Eestis kõige levinumat mullatüüpi – rähkmullad, leostunud mullad ja kahkjad mullad. Kokku oli kolm uurimisala, igale mullatübile valiti kokku kaheksa erinevat põldu, kokku 24 proovikohta. Proove koguti 2003. ja 2004. aastal. Proovialade suurus varieerus 0,3 hektarist kuni 85 hektarini. Kolme aasta jooksul vaadeldi põldudel kasutatavaid maaharimistüüpe, väetiste koguseid ja taimekaitse- ja umbrohutõrje vahendeid. Põldudelt koguti proovid juhuslikult mulla ülemisest 20 cm kihist. Välitööde käigus võeti mullaproovid kõikidelt põldudelt, et määrata muldkeskkonna niiskusesisaldus, pH, lämmastiku, fosfori ja kaaliumi sisaldus. (Ivask *et al.*, 2008)

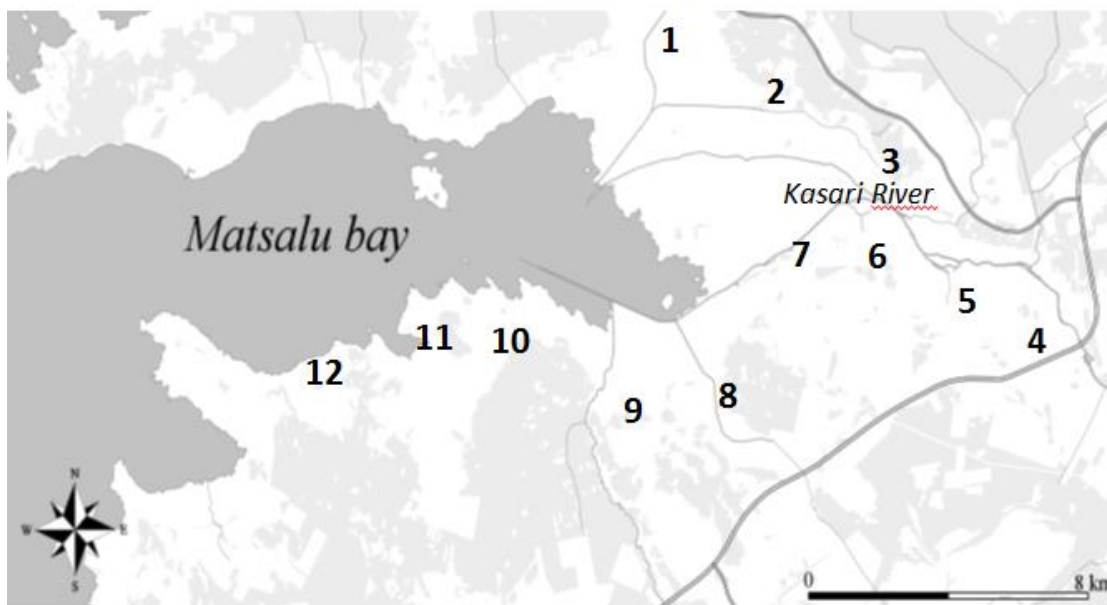
Valgeliimuklaste (*Enchytraeidae*) arvukuse määramise jaoks võeti kõikidelt põldudelt viis mullaproovi, neli mullaproovi võeti erinevatest juhuslikest põllul asetsevatest punktidest ning üks põllu keskelt. Proovid jaotati mulla sügavuse alusel: 0...2 cm, 2...5 cm, 5...10 cm ja 10...15 cm (Ivask *et al.*, 2008).

Vihmausside (*Lumbricidae*) arvukuse määramiseks koguti proovid septembri- ja oktoobrikuus, mil on vihmausside aktiivsus kõige suurem. Põldudelt kaevati 50 × 50 × 40 cm mullatükid ning käsitsi sorteeriti neist välja vihmaussid, määrati liigid ja perekonnad. (Ivask *et al.*, 2008) Epigeiliste selgrootute fauna arvukuse ja liigi määramiseks kasutati pinnaspüünise meetodit (Meyer, 1996). Kõikidele põldudele seati juuli- ja septembrikuus seitsmeks päevaks üles pinnaspüünised, mis olid täidetud NaCl 20% lahusega. Kõigil 24 põllul asetati kolm püünist põldude serva, kolm püünist 5 m kaugusele põlluservast ja kolm püünist põllu keskele, kokku 216 püünist. (Ivask *et al.*, 2008)

Ämblike arvukuse määramiseks kasutati kahapüügi meetodit igal põllul, 100 meetri kaugusel põlluservast. (Ivask *et al.*, 2008)

5.4 Matsalu üleujutusala

Matsalu uurimisala asub Läänemere idakaldal ning hõlmab Matsalu lahe, Kasari jõe suudmeala ja ümbritsevad rohumaad (Joonis 2). Matsalu laht on madal, riimveeline ja toitainete rikas, see on 18 km pikk (mõõdetuna läänest itta) ja 6 km lai (mõõdetuna põhjast lõunasse) ning keskmine sügavus on 1,5 m ja maksimum sügavus 3,5 m. Merevee mõju rohumaade mullale sõltub luha asukohast, olles tugevam merele lähemal. (Ivask *et al.*, 2016)



Joonis 3. Matsalu uurimisala (Ivask *et al.*, 2016).

Kasari jõgi on suurim ning veerohkeim jõgedest, mis suubuvad Matsalu lahte. Kasari jõe alamjooksule jääb 4000 ha suurune luht, mis on oluline osa jõeäärse ala elustikust. Jõe üleujutusperiood on luhale ülimalt oluline, sest jõgi toob kaasa endaga setteid, mis soodustavad luhas rohu kasvu, 2500 ha luhast niidetakse korra aastas. Magevee sissevool lahte Kasari jõest ületab lahes oleva vee koguse ligi 10...11 korda, hinnanguliselt on setete hulk 6000 tonni ja enamus sellest kantakse üleujutuste perioodil Kasari jõe delta alale, mistõttu on seal perioodiliselt ulatuslikud üleujutused kevadel lumesulamise perioodil ja/või tugevate sademete ajal tavaliselt küll sügiseti, kuid võib olla ka suvel. Kevadised üleujutused kestavad üks kuni kaks kuud, lamminiidud on tihti üleujutatud ka suvel ja sügisel suurvihmadega. (Ivask *et al.*, 2016)

Lamminiidud on toitainete – rikaste muldadega, tüüpilised mullad üleujutatud luhtadel on lammimullad. Taimkate on kõrge, lopsakas, kuid liigivaene, peamised domineerivad liigid on lõikheinalised (*Cyperaceae*) ja kõrrelised (*Gramineae*). Kliimat iseloomustab keskmine

temperatuur veebruaris -5°C ja $16,5^{\circ}\text{C}$ juulis. Keskmise sademete kogus on 700 mm ja lumekatte kestvuseks 100...105 päeva. (Ivask *et al.*, 2016)

Uurimisalad valiti nii, et need esindaksid rohumaid, mis on ajutiselt üleujutatud mageveega ning mereveega või mõlemaga, kokku 12 proovivõtu kohta. Igas proovivõtu kohas oli kolm proovivõtu punkti, mis asetsevad järgmiselt (Ivask *et al.*, 2016):

- üleujutatud rohumaa osal, mis oli võimalikult lähedal veepiirile;
- üleujutatud rohumaa osal, kus oli üleujutuste kestvus sarnane eelmisele punktile, kuid kaugus veepiirist võimalikult suur.

Igas proovivõtupunktis mõõdeti mitmeid elupaiga, mulla ja mullaelustiku parameetreid. Elupaiga puhul kaugust avamerest, hooldamise tüüp (karjatamine või niitmine), taimkatte kõrgus, mullakatvus jms. Mõõdeti üleujutuste kestvust, maksimaalset veetaset ja vee elektrijuhtivust, samuti mõõdeti ka mulla pH – d, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldust, mulla elektrijuhtivust ning N%, P%, K%, Ca%, Mg% sisaldust. Lisaks mõõdeti mikroobikoosluste biomass SIR – meetodiga (Platen ja Wirtz, 1999; Ivask *et al.*, 2016) ning määrati mulla mesofauna ja vihmaussikooslus, milleks kasutati vermifuugi meetodit. (Gunn, 1992; Ivask *et al.*, 2016; Ivask *et al.*, 2012)

Proovid koguti samade meetoditega ka üleujutamata rohumaa osal lähedal veepiirile, käesolevas töös on need alad võrdlusaladeks.

5.5 Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimaed

Uurimisalad asusid Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimagedel Ida – Virumaal. Määrati mulla mikroobikooslus ning meso- ja makrofauna, samuti ka mulla pH (igal kõrgusel viies korduses), lämmastikusisaldus, orgaanilise aine ja veesisaldus mullas. (Kalda *et al.*, 2013)

Hooghännalised ja lestade kogumise jaoks oli igas proovivõtu kohas kuus proovivõtu punkti. Mullast eraldati nad Tullgreni lehrtrite süsteemiga (Coleman *et al.*, 2004; Kalda *et al.*, 2013) ning isendid loeti ja määrati liigid. Vihmausside jaoks kasutati kolme kogumispunkti ning ebasobiva mullastruktuuri tõttu kasutati käsitsi sorteerimise asemel vermifuugi meetodit (Gunn, 1992), määrati vihmaussiliigid ning jagati nad ökoloogilistesse gruppidesse: epigeilised, endogeilised ja aneetsilised (Menta, 2012). Selgrootute fauna koguti pinnaspüünise meetodiga (Meyer, 1996), igasse proovivõtu punkti pandi kümme püünist kolme meetrise vahega. Kõik isendid loeti ning määrati nende liigiline kuuluvus. (Kalda *et al.*, 2013)

5.6 Mullafauna kogumine pinnaspüünise meetodil

Mullafauna kogutakse proovialadelt, kasutades pinnaspüüniste (*pitfall – traps*) meetodit (Meyer, 1996; Timusk, 2012). Püünistena kasutatakse plastmasstopse, läbimõõduga Ø 7 cm. Püünised paigaldatakse mulda nii, et nende ülemine äär on kohakuti maapinnaga ning püünised on kaetud kaanega, vältimaks vihmavee sattumist topsidesse. Püünised täidetakse 20%-lise NaCl lahusega 1/3 ulatuses. (Timusk, 2012; Leepere ja Vendel, 2016)

5.7 Vihmausside kogumine

Üheks vihmausside kogumise võimaluseks on vermifuugi kasutamine (Gunn, 1992). Vastavalt meetodile valmistatakse vermifuugi vesilahus, mis sisaldab 15% sinepipulbrit. Proovialadena kasutatakse 50x50 cm suurust pinda, mida töödeldakse vermifuugi lahusega. Mullast välja tulnud vihmaussid kogutakse kokku ning määratakse TTÜ Tartu Kolledži mullabioloogia laboris liigini. (Timusk, 2012; Leepere ja Vendel; 2016)

5.8 Hooghännaliste kogumine

Hooghännaliste kogumiseks võetakse mullaproovid, milleks kasutatakse 5 cm läbimõõduga mullapuuri, proov võetakse mulla ülemisest kihist, enamjaolt 0...10 cm sügavuselt. Igalt Proovide ekstraheerimiseks kasutatakse Tullgreni letrit (Tullgren *funnels*) (Coleman *et al.*, 2004). Mullaproovid pannakse sõeltele, mida valgustatakse 48 tunni jooksul 25W hõõglambiga ning seejärel kogutakse hooghännalised ja asetatakse nad etanooliga täidetud proovipudelitesse määramiseks. (Timusk, 2012)

5.9 Andmetöötlus

Andmete töötlemiseks kasutati Microsoft Office Word 2011, Microsoft Office Excel 2013 ja STATISTICA 10.0 programme.

Sobivate indikaatorliikide leidmiseks kasutati Mann – Whitney mitteparameetrilist U testi (Shier, 2004), millega leitakse statistiline usaldusväärsus ($p < 0,5$). Mann – Whitney arvutamine (Shier, 2004):

$$U = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2 + 1)}{2} - \sum_{i=n_1+1}^{n_2} R_i, \text{ kus}$$

U = Mann – Whitney U test;

N_1 = esimese valimi suurus;

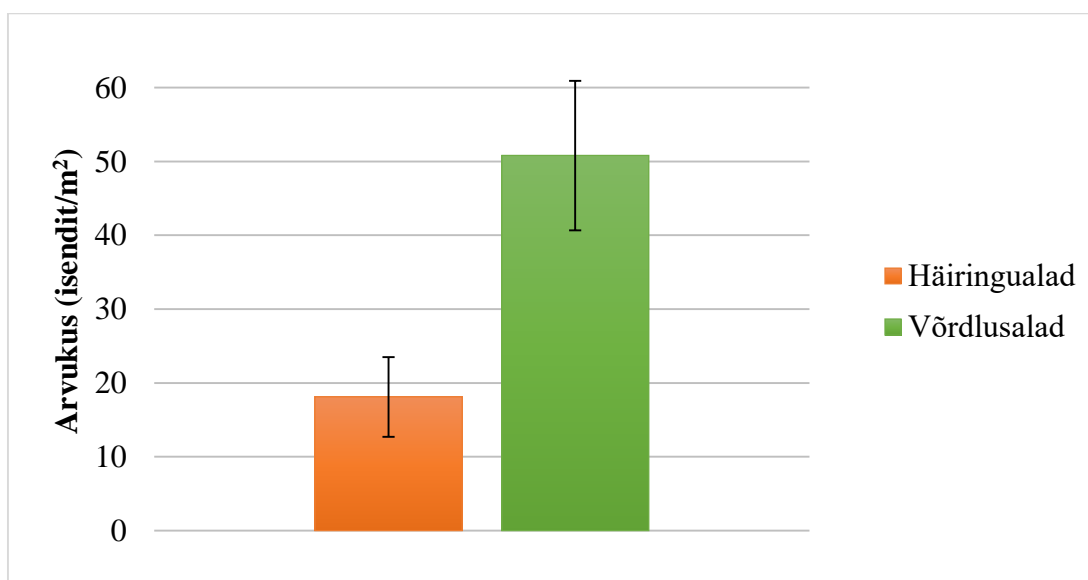
N_2 = teise valimi suurus;

R_i = valimi suuruste vahemik.

6. Tulemused

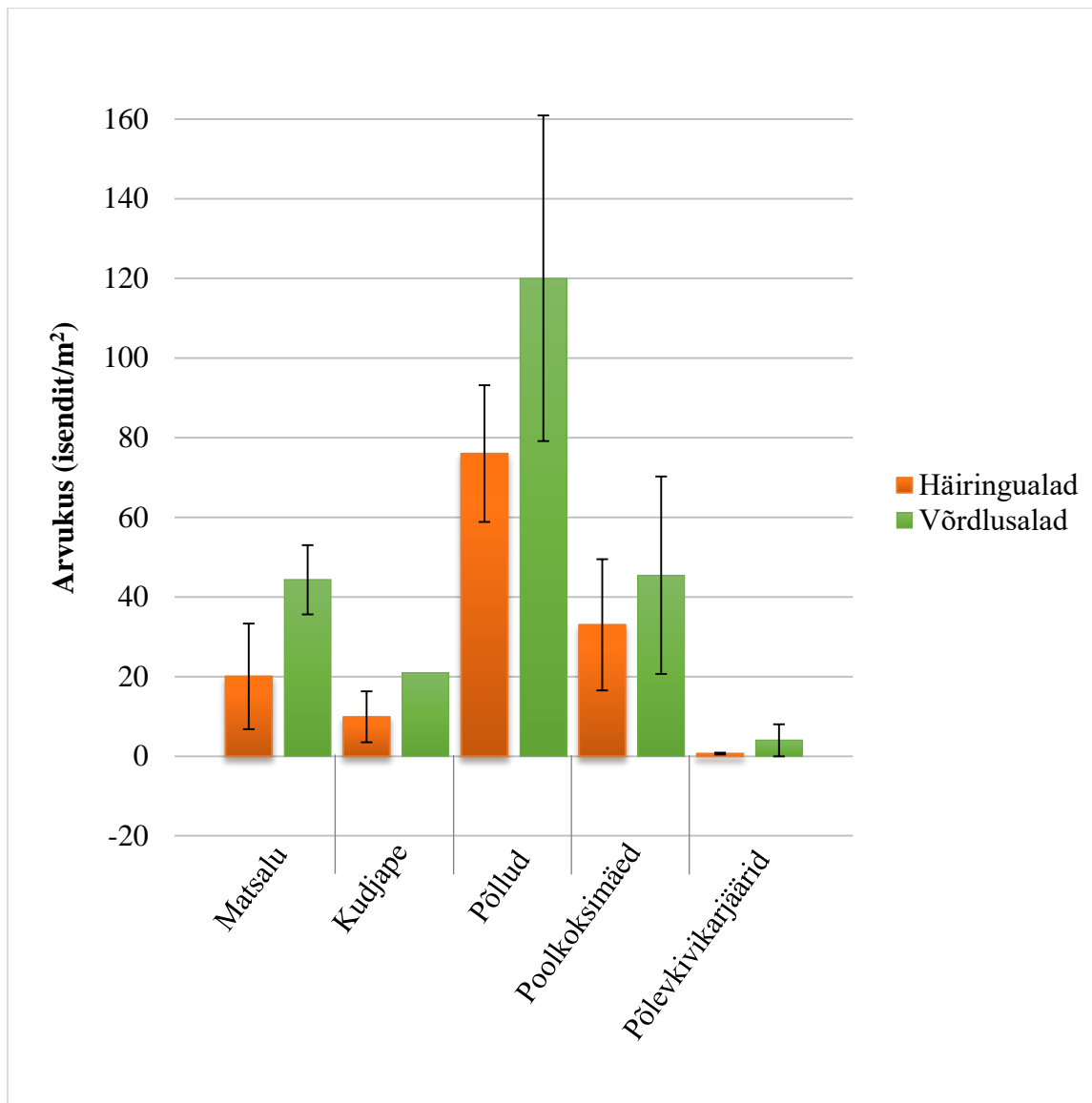
6.1 Vihmausside arvukus ja mitmekesisus

Joonisel 4 on välja toodud vihmausside keskmine arvukus (\pm SE) kõikidel häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/m²). Häiringuga uurimisaladel oli vihmausside keskmine arvukus $18,1 \pm 5,1$ isendit/m² ning häirimata võrdlusaladel $50,8 \pm 10,1$ isendit/m².



Joonis 4. Vihmaussikoosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/m²).

Joonisel 5 on välja toodud vihmaussikoosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/m²). Suurim võrdlusalade vihmausside keskmine arvukus $120 \pm 40,9$ isendit/m² oli põldude võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus 4 ± 4 isendit/m² Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise vihmaussikoosluste arvukusega $76 \pm 17,2$ isendit/m² põllud ja väikseima keskmise arvukusega $0,7 \pm 0,2$ isendit/m² Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäär.

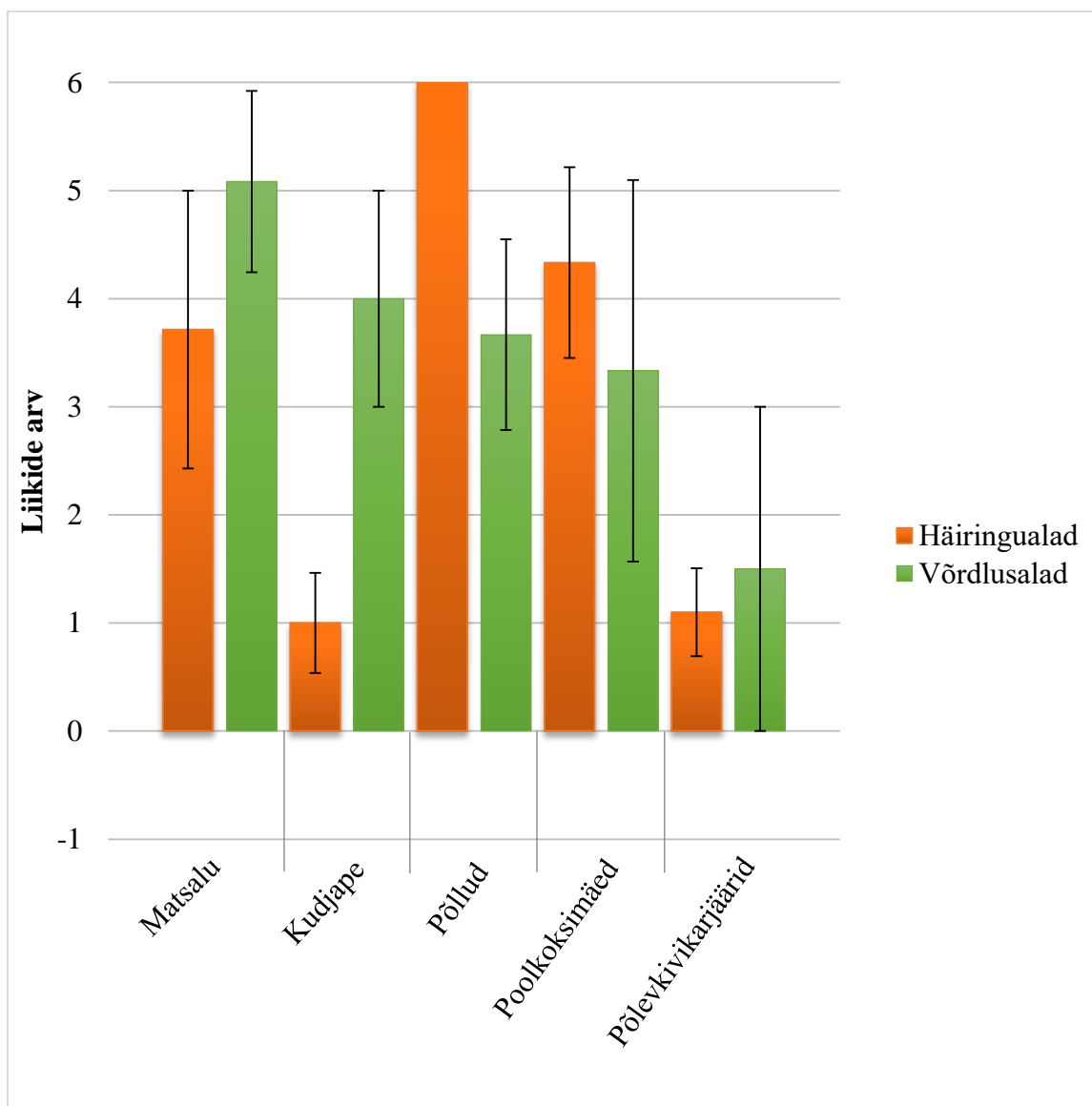


Joonis 5. Vihmaussikoosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/m²).

Kõikidel häiringualadel oli keskmiselt esindatud $2,5 \pm 0,6$ liiki ja kõikidel võrdlusaladel keskmiselt $4,2 \pm 0,6$ liiki. Joonisel 6 on välja toodud keskmine vihmaussiliikide arv (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes. Suurim võrdlusalade vihmaussiliikide keskmine arv $5,1 \pm 0,8$ liiki oli Matsalu võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus $1,5 \pm 1,5$ liiki oli Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise vihmaussiliikide arvuga 6 ± 0 liiki põllud ja väikseima keskmise arvuga $1 \pm 0,5$ liiki Kudjape prügilalalad.

Liigirikkaimad häiringualad olid Matsalu üleujutusala, põllud ja poolkoksimäed, kõikidel juhtudel maksimaalselt 6 liiki. Domineerivateks liikideks olid endogeilised vihmaussiliigid: roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*), harilik mullauss (*Aporrectodea caliginosa*) ning

epigeilised vihmaussiliigid: punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*), peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*). Liigirikkaimad häirimata alad olid Matsalu võrdlusalad, maksimaalselt 8 liiki. Domineerivateks liikideks olid epigeiline vihmaussiliik: harilik mullauss (*Aporrectodea caliginosa*) ning endogeilised vihmaussiliigid: tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*), punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*).

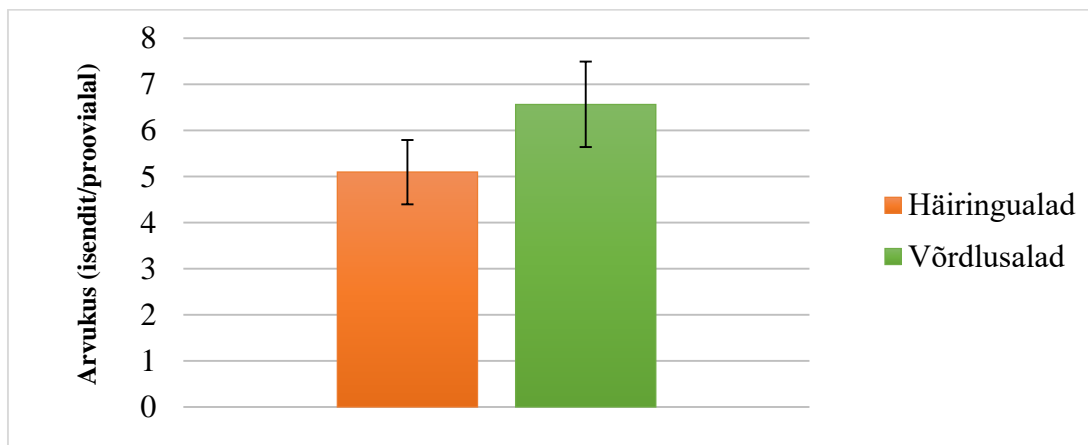


Joonis 6. Vihmaussiliikide keskmine arv häiringu- ja võrdlusalade lõikes.

Leiti, et erinevus häiringu- ja võrdlusalala puhul on statistiliselt usaldusväärne ($p < 0,05$).

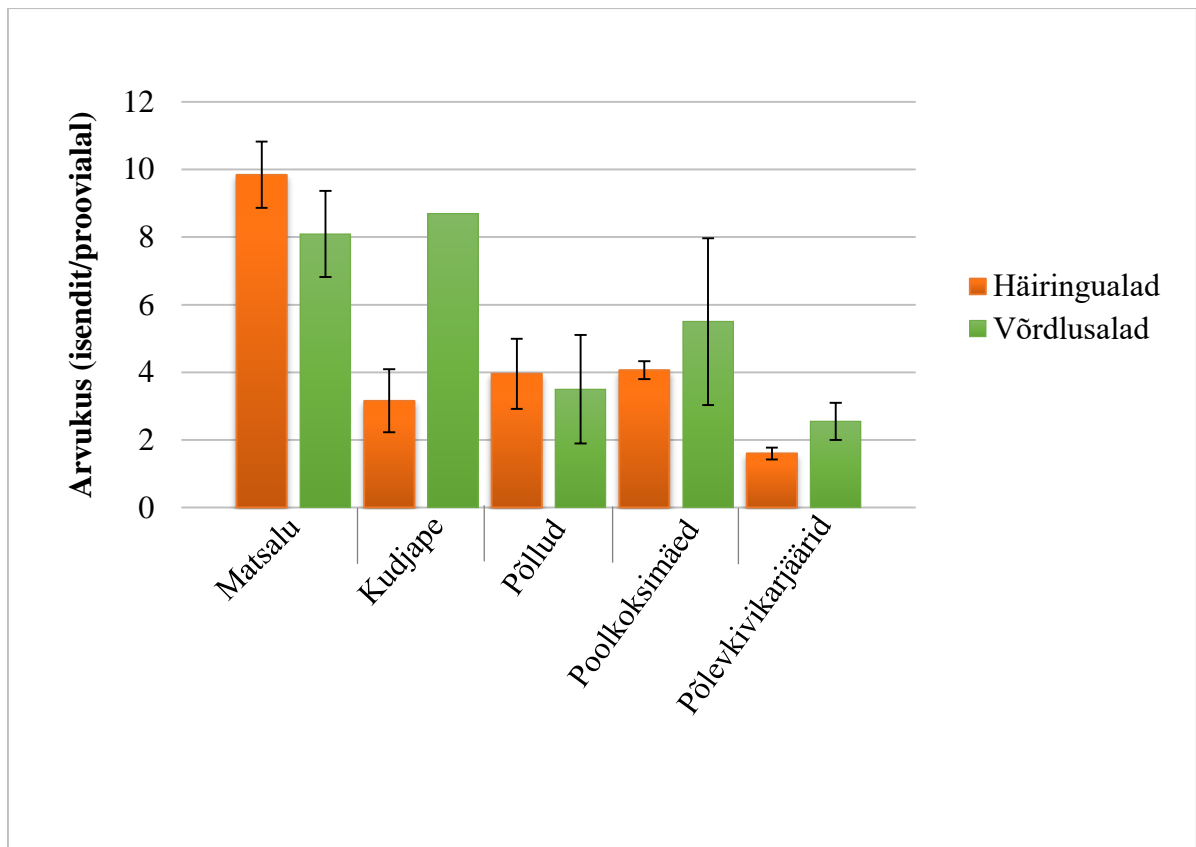
6.2 Ämblike arvukus

Joonisel 7 on välja toodud ämblike keskmine arvukus (\pm SE) kõikidel häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal). Häiringuga uurimisaladel oli ämblike keskmine arvukus $5,1\pm 0,7$ isendit/proovialal ning häirimata võrdlusaladel $6,57\pm 0,93$ isendit/proovialal.



Joonis 7. Ämblikukoosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal).

Joonisel 8 on välja toodud ämblikukoosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal). Suurim võrdlusalade ämblike keskmine arvukus $8,7$ isendit/proovialal oli Kudjape prügila võrdlusalal ja väikseim keskmine arvukus $2,55\pm 0,55$ isendit/m² Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise ämblikukoosluste arvukusega $9,85\pm 0,98$ isendit/proovialal Matsalu üleujutusala ja väikseima keskmise arvukusega $1,60\pm 0,17$ isendit/proovialal Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäär.

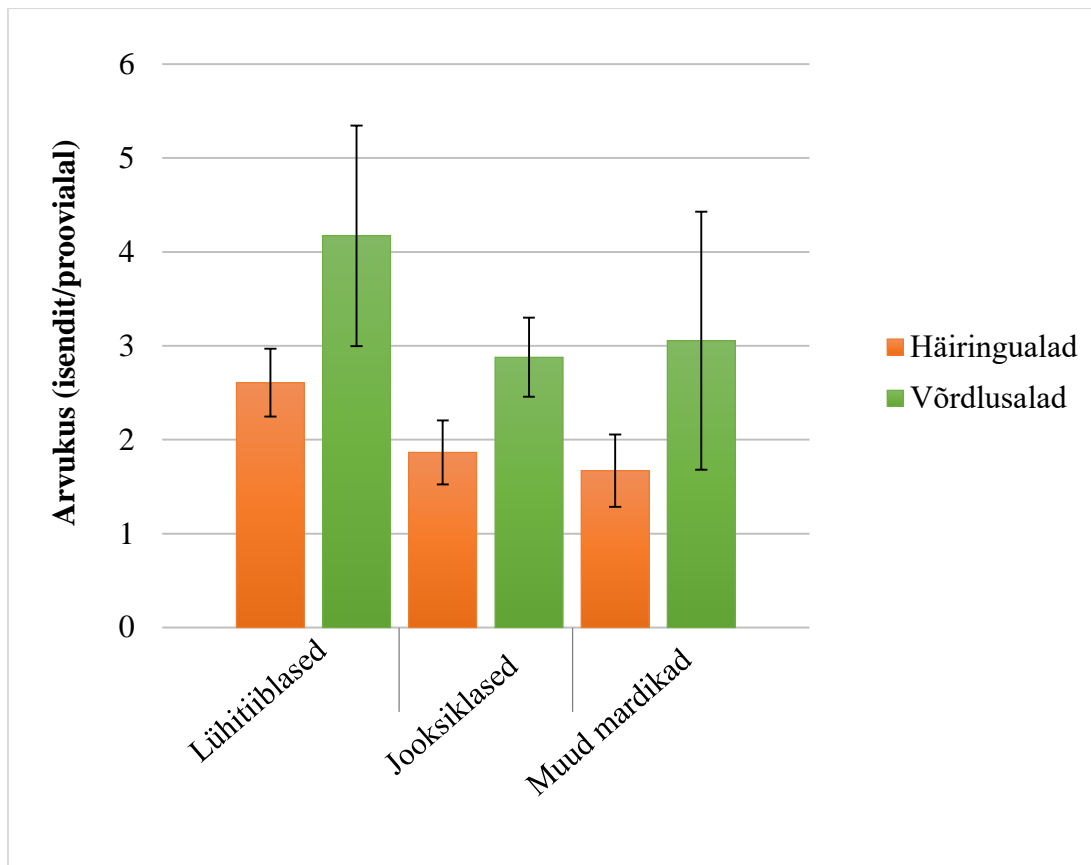


Joonis 8. Ämblikukoosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal).

Leiti, et erinevus häiringu- ja võrdlusala puhul ei ole statistiliselt usaldusväärne ($p > 0,05$).

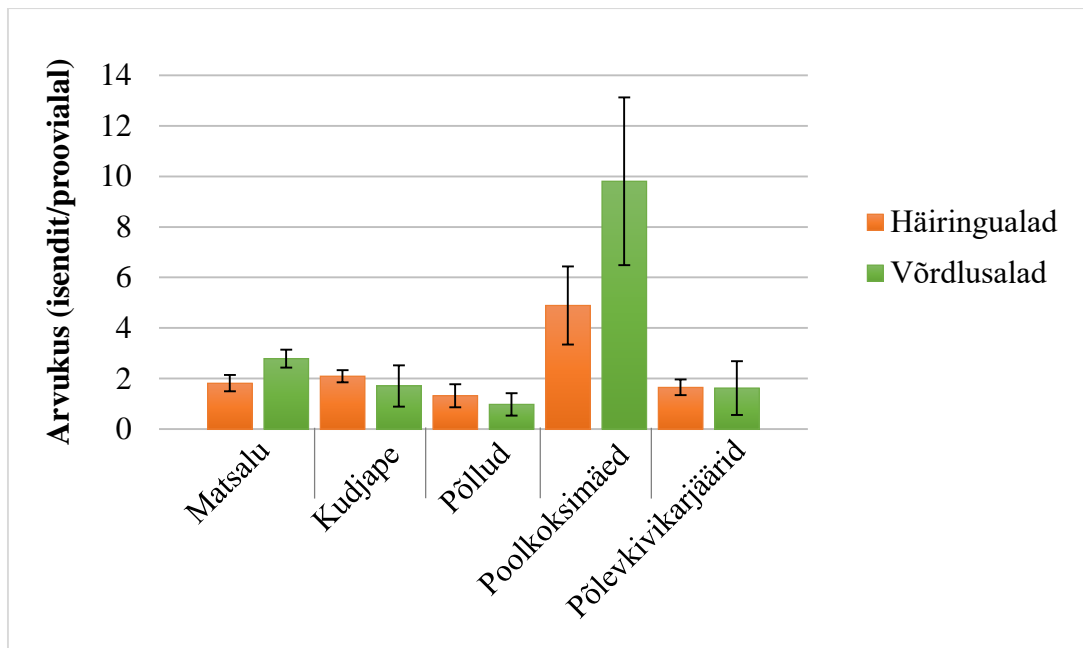
6.3 Mardikaliste arvukus ja mitmekesisus

Käesolevas töös käsitletakse epigeilisi (maapinnal liikuvaid) mardikalisi: lühitiiblasti, jooksiklasti ja muid mardikaid. Häiringualadel oli mardikaliste keskmine arvukus $2,05 \pm 0,21$ isendit ja võrdlusaladel oli keskmine arvukus $3,37 \pm 0,61$. Joonisel 9 on välja toodud lühitiiblaste, jooksiklaste ja muude mardikate keskmine arvukus ($\pm SE$) kõikidel häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal). Häiringualadel oli suurim kooslus $2,61 \pm 0,36$ isendit lühitiiblastel ja väiksem $1,67 \pm 0,39$ isendit muude mardikate kooslustel. Võrdlusaladel oli suurim kooslus $4,17 \pm 1,18$ isendit lühitiiblastel ja väiksem $2,88 \pm 0,42$ isendit jooksiklastel.



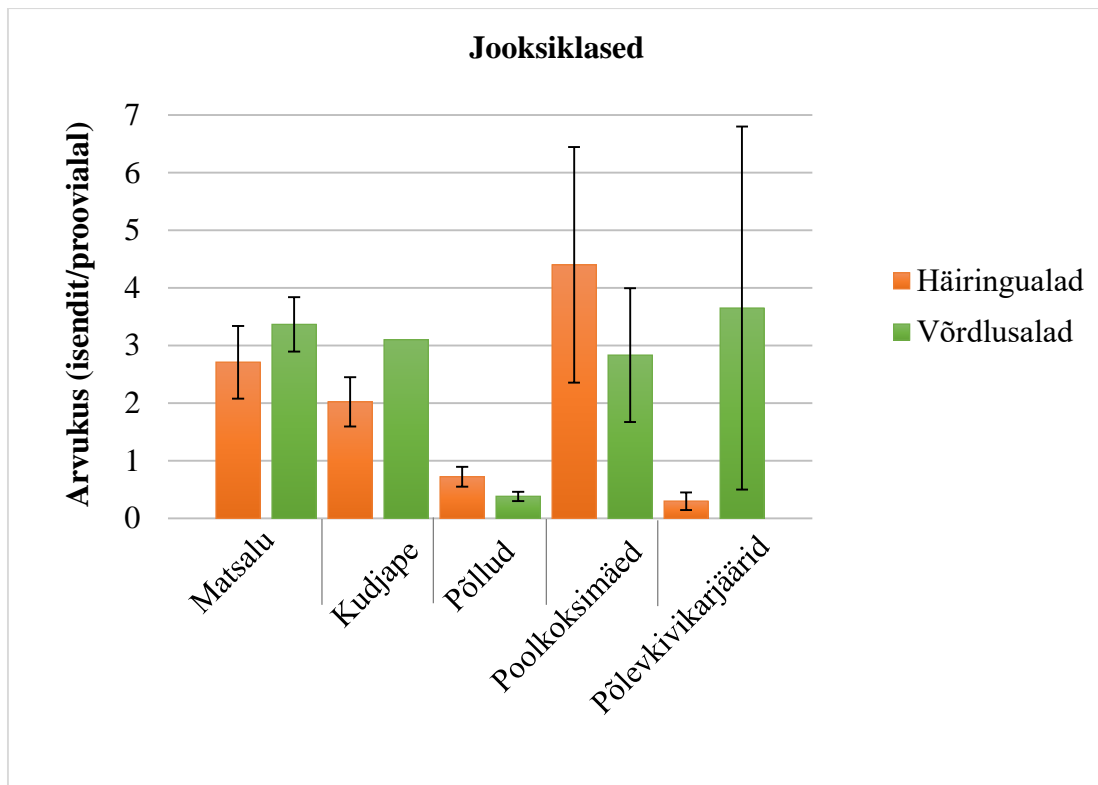
Joonis 9. Lühitiiblaste, jooksiklaste ja muude mardikate keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal).

Joonisel 10 on välja toodud mardikakoosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal). Suurim võrdlusalade mardikate keskmine arvukus $9,81 \pm 3,32$ isendit/proovialal oli Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus $0,98 \pm 0,44$ isendit/proovialal põldude võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise mardikakoosluste arvukusega $4,89 \pm 1,55$ isendit/proovialal Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede proovialad ja väikseima keskmise arvukusega $1,32 \pm 0,46$ isendit/proovialal põldude proovialad.



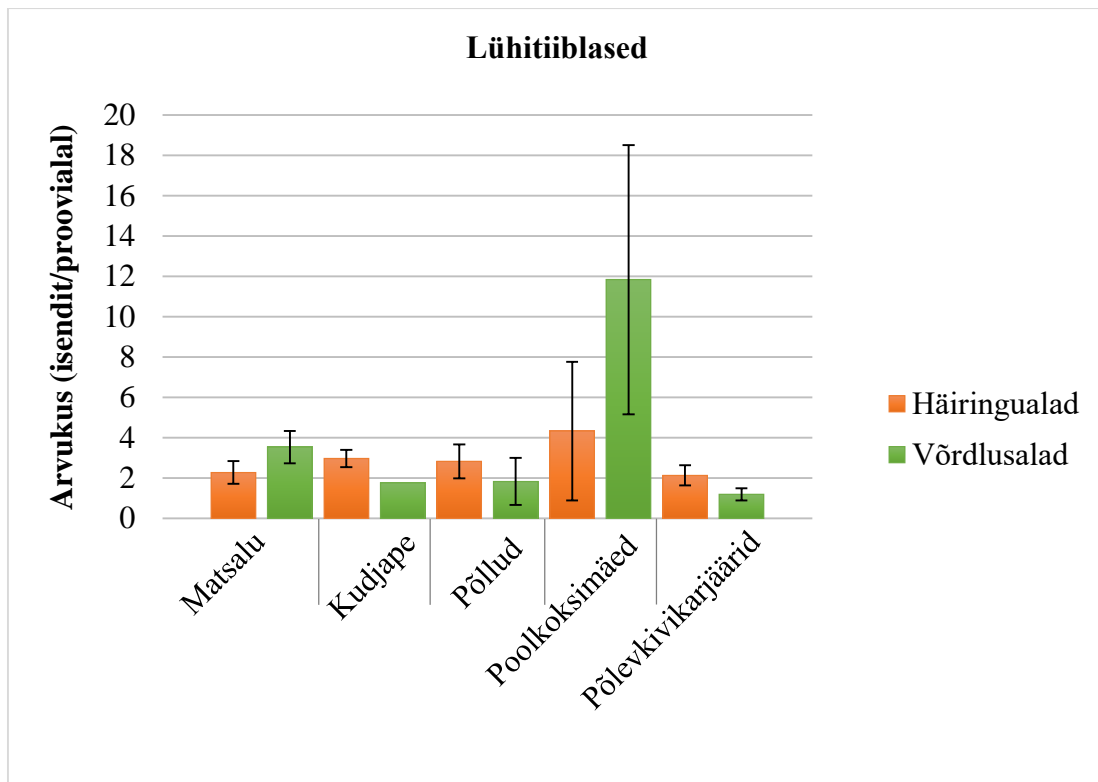
Joonis 10. Mardikakoosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal).

Joonisel 11 on välja toodud jooksiklaste koosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal). Suurim võrdlusalade jooksiklaste keskmine arvukus $3,65 \pm 3,15$ isendit/proovialal oli Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus $0,38 \pm 0,08$ isendit/proovialal oli põldude võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise jooksiklaste koosluste arvukusega $4,40 \pm 2,04$ isendit/proovialal Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimaede proovialad ja väikseima keskmise arvukusega $0,30 \pm 0,15$ isendit/proovialal Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialad.



Joonis 11. Jooksiklaste koosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal).

Joonisel 12 on välja toodud lühitiiblaste koosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal). Suurim võrdlusalade lühitiiblaste keskmine arvukus $11,83 \pm 6,67$ isendit/proovialal oli Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus $1,20 \pm 0,30$ isendit/proovialal oli põldude võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise jooksiklaste koosluste arvukusega $4,33 \pm 3,44$ isendit/proovialal Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede proovialad ja väikseima keskmise arvukusega $2,13 \pm 0,50$ isendit/proovialal põldude proovialad.

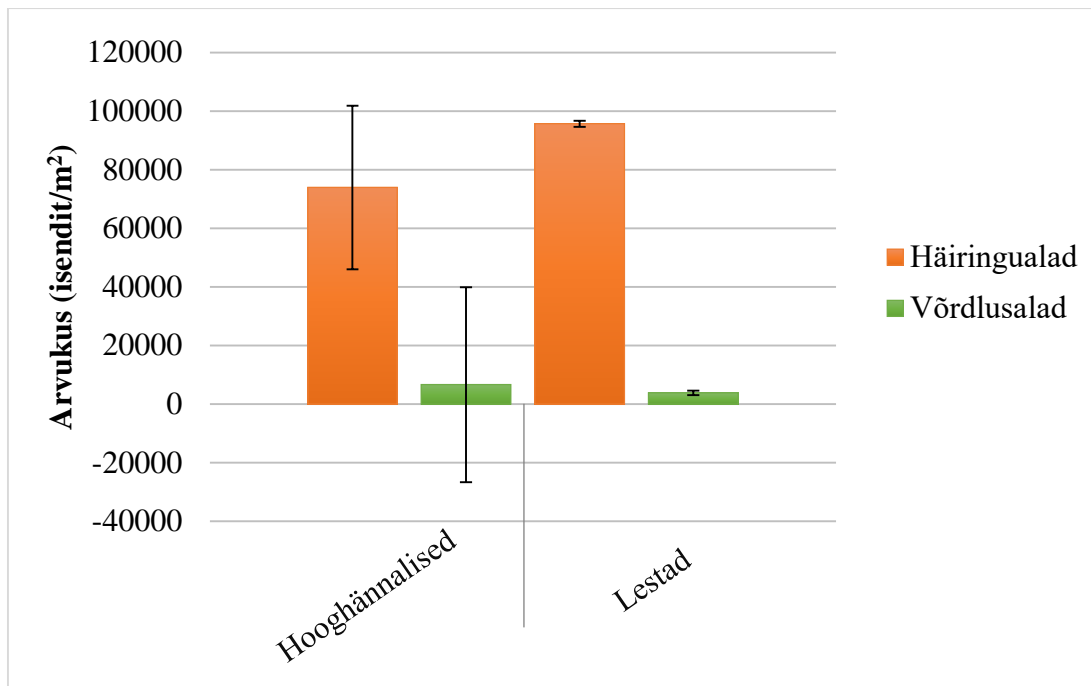


Joonis 12. Lühitiiblaste koosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal).

Leiti, et erinevus häiringu- ja võrdlusalal puhul on statistiliselt usaldusväärne ($p < 0,05$).

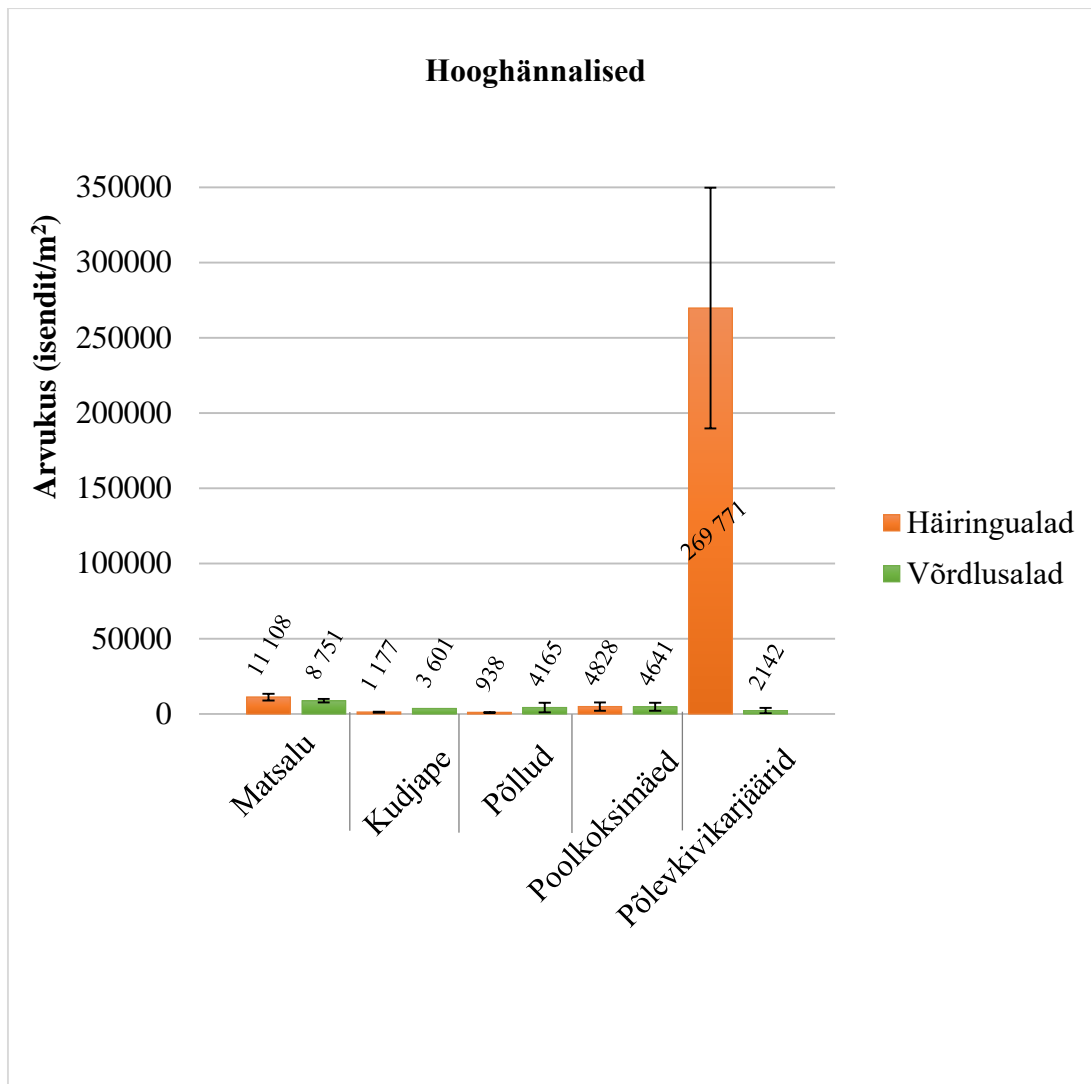
6.4 Hooghännaliste ning lestade arvukus ja mitmekesisus

Häiringualadel oli hooghännaliste ja lestade keskmine arvukus $84\,807 \pm 21\,600$ isendit/m² ja võrdlusaladel oli keskmine arvukus 5216 ± 658 isendit/m². Joonisel 13 on välja toodud hooghännaliste ja lestade keskmine arvukus (\pm SE) kõikidel häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/m²). Häiringualadel oli suurim lestade kooslus $95\,674 \pm 1016$ isendit/m² ja väikseim hooghännaliste kooslus $73\,941 \pm 27\,908$ isendit/m². Võrdlusalade kooslused olid oluliselt väiksemad häiringualade kooslustest, hooghännaliste keskmine kooslus oli $6634 \pm 33\,284$ isendit/m² ja hooghännaliste keskmine kooslus oli 3798 ± 737 isendit/m².



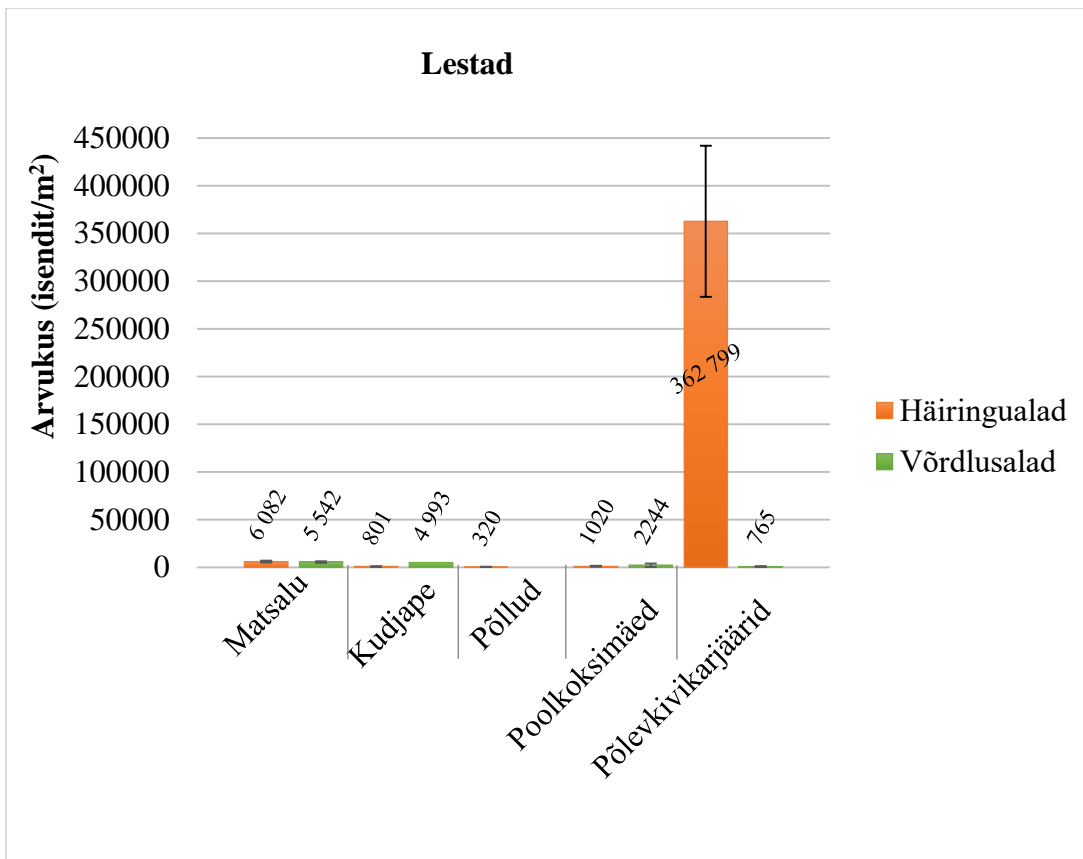
Joonis 13. Hooghännaliste ning lestade keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/m²).

Joonisel 14 on välja toodud hooghännaliste koosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/m²). Suurim võrdlusalade hooghännaliste keskmine arvukus 4641 ± 2770 isendit/m² oli Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus 1989 ± 1190 isendit/m² Matsalu üleujutusala võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise hooghännaliste koosluste arvukusega $269\,771 \pm 80\,005$ isendit/m² Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede proovialad ja väikseima keskmise arvukusega 938 ± 138 isendit/m² põldude proovialad.



Joonis 14. Hooghännaliste koosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/m²).

Joonisel 15 on välja toodud lestade koosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/m²). Suurim võrdlusalade hooghännaliste ja lestade keskmine arvukus 5542 ± 872 isendit/m² oli Matsalu üleujutusala võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus 765 ± 306 isendit/m² Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri võrdlusaladel. Põldude võrdlusaladel lestade kooslused puudusid. Häiringualadest oli suurima keskmise hooghännaliste ja lestade koosluste arvukusega $362\,799 \pm 79\,363$ isendit/m² Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialad ja väikseima keskmise arvukusega 320 ± 133 isendit/m² põldude proovialad.

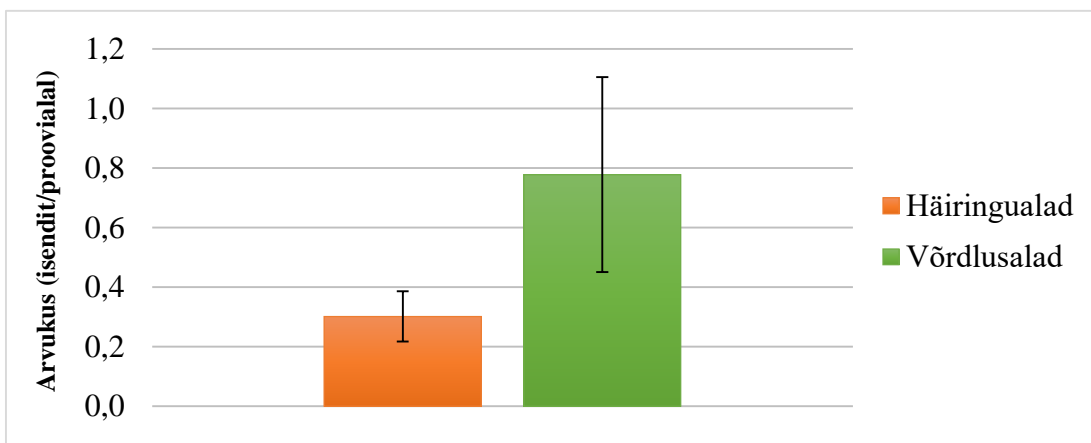


Joonis 15. Lestade koosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/m²).

Leiti, et erinevus häiringu- ja võrdlusalade puhul ei ole statistiliselt usaldusväärne ($p > 0,05$).

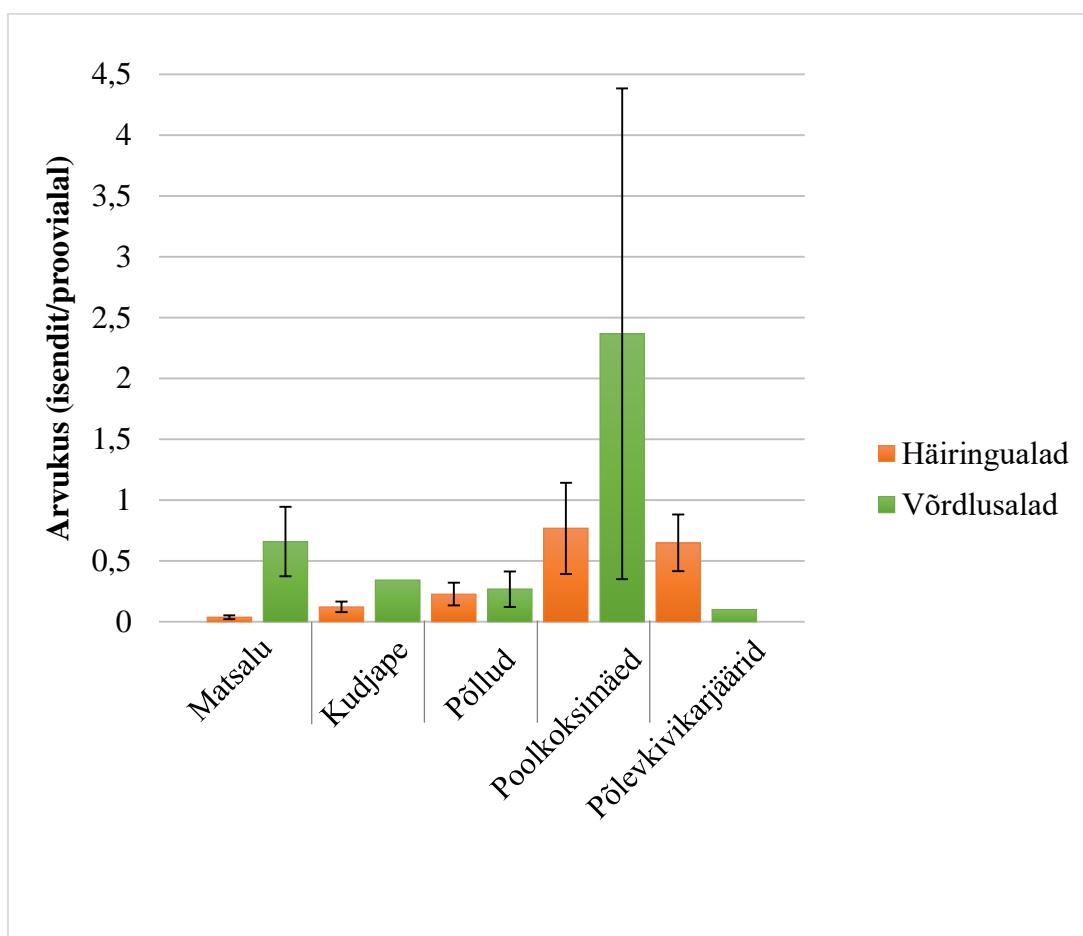
6.5 Hulkjalgsete arvukus

Joonisel 16 on välja toodud hulkjalgsete keskmine arvukus ($\pm SE$) kõikidel häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal). Häiringuga uurimisaladel oli hulkjalgsete keskmine arvukus $0,30 \pm 0,08$ isendit/proovialal ning häirimata võrdlusaladel $0,78 \pm 0,33$ isendit/proovialal.



Joonis 16. Hulkjalgsete keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal).

Joonisel 17 on välja toodud hulkjalgsete koosluste keskmine arvukus (\pm SE) häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal). Suurim võrdlusalade hulkjalgsete keskmine arvukus $2,37\pm 2,02$ isendit/proovialal oli Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimate võrdlusaladel ja väikseim keskmine arvukus 0,1 isendit/proovialal Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri võrdlusaladel. Häiringualadest oli suurima keskmise hulkjalgsete koosluste arvukusega $0,77\pm 0,38$ isendit/proovialal Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimate proovialad ja väikseima keskmise arvukusega $0,04\pm 0,01$ isendit/proovialal Matsalu ülejutusvalade proovialad.

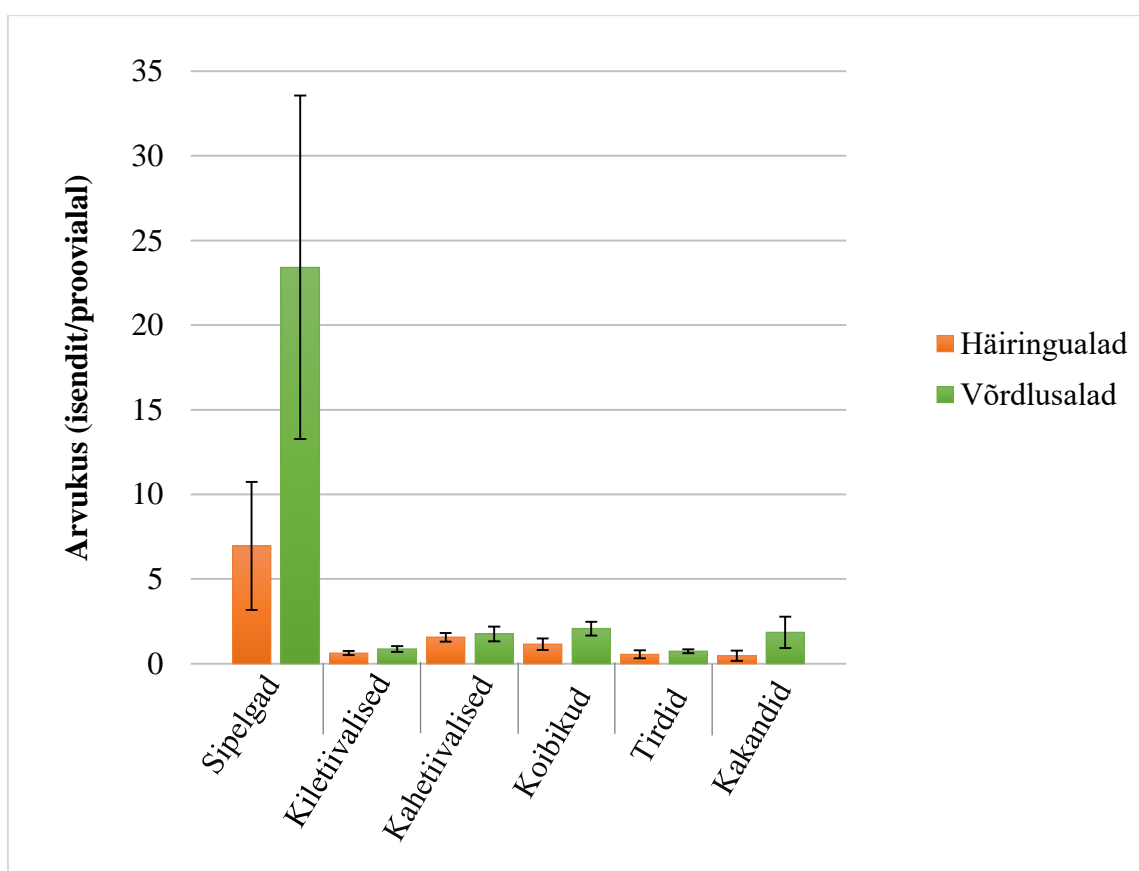


Joonis 17. Hulkjalgsete koosluste keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusalade lõikes (isendit/proovialal).

Leiti, et erinevus häiringu- ja võrdlusala puhul on statistiliselt usaldusväärne ($p < 0,05$).

6.6 Muu epigeilise fauna arvukus ja mitmekesisus

Käesolevas töös käsitletakse muu epigeilise mullafaunana sipelgaid, kiletiivalisi, kahetiivalisi, koibikuid, tirtse ja kakandeid. Häiringualadel oli muu epigeilise fauna keskmine arvukus $1,87 \pm 0,6$ isendit/proovialal ja võrdlusaladel oli keskmine arvukus $5,33 \pm 1,91$ isendit/proovialal. Joonisel 18 on välja toodud sipelgate, kiletiivaliste, kahetiivaliste, koibikute, tirtide ja kakandide keskmine arvukus (\pm SE) kõikidel häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal). Häiringualadel oli suurim kooslus $6,95 \pm 3,78$ isendit/proovialal sipelgatel ja väikseim $0,47 \pm 0,30$ isendit/proovialal kakanditel. Võrdlusaladel oli suurim kooslus $23,41 \pm 10,14$ isendit/proovialal sipelgatel ja väikseim $0,73 \pm 0,11$ isendit/proovialal tirtidel.



Joonis 18. Sipelgate, kiletiivaliste, kahetiivaliste, koibikute, tirtide ja kakandite keskmine arvukus häiringu- ja võrdlusaladel (isendit/proovialal).

Leiti, et sipelgate, koibikute ja kakandite puhul on erinevus häiringu- ja võrdlusala puhul statistiliselt usaldusväärne ($p < 0,05$). Lestad ja kahetiivalised puhul leiti, et erinevus on häiringu- ja võrdlusala vahel statistiliselt ebausaldusväärne ($p > 0,05$).

7. Arutelu

7.1 Kudjape prügila mullafauna arvukus ja mitmekesisus

Prügilate territooriumil on elustik liigivaene. Prügilate mõju taimestikule ja loomastikule on üleüldiselt väike, peamine mõju mullaelustikule avaldub eelkõige seoses nõrgveega, mis on läbi jäätmete nõrgunud vesi, mis sisaldab lahustunud ning suspendeerunud aineid ja ühendeid, reeglina on see reostunud orgaaniliste ühenditega. Suurem kogus nõrgveest imbub pinnasesse ja sealt edasi veekogudesse ning geoloogilistesse sügavatesse kihtidesse. Nõrgvee allikates on sademetevesi, pinnase- ja põhjavesi ning jäätmete lagunemisprotsessis tekkiv vesi. Prügilate sulgemine vähendab küll oluliselt nõrgvee teket, kuid siiski täielikult seda vältida ei saa. (Maves AS, 2011)

Kudjape prügila alal taimestik puudub, iseeneslikult on prügila kohati kaetud rohhtaimestikuga. Ümbruskonnas valitsevad männikud, esineb ka kaske, vahetult põhja pool asuval metsaalal kasvab segamets sarapuu alusmetsaga. Lähedal asuval riigimetsa lähialal esineb kuuse enamusega puistu. (Maves AS, 2011)

Kudjape metaanilagukattega prügilas oli vihmausside keskmine arvukus $9,9 \pm 6,4$ isendit/m² ning võrdlusalaks valitud proovialal 21 ± 0 isendit/m². Prügilas olid vihmausside keskmised näitajad kõikumavad, sõltudes erinevatest keskkonnatingimustest – mõnedes proovikohtades oli pinnakate väga kuiv ja seetõttu ka ebasobilik vihmausside elutegevuseks (Leepere ja Vendel, 2016). Proovikohtades, kus leidusid vihmaussid, oli nende elutegevuseks tagatud neutraalne ja niiske muldkeskkond ning leidus toiduks piisavalt orgaanilist ainet. (Leepere ja Vendel, 2016). Võrdlusala oli küll niiske, kuid mitte üleujutatud, üks kord aastas toimus ka niitmine. Vihmaussikooslus oli seal arvukas ja liigirohke, leidus piisavalt toitaineid (Ivask *et al.*, 2012).

Kudjape metaanilagukattega prügilas olid esindatud peamiselt epigeilised vihmaussiliigid, kelleks olid punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*), tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*) ja peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*). Epigeilised vihmaussiliigid elavad maapinnalähedases orgaanilise aine rikkas kihis, sellega saab põhjendada ka Kudjape prügila puhul epigeiliste vihmaussiliikide domineerivust. Maapinnakihist sügavamal on juba eluks ebasobilik ladestatud prügikiht. Esindatud olid ka kaks endogeilist vihmaussiliiki, kelleks olid roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*) ja harilik mullauss (*Aporrectodea caliginosa*). Endogeilised vihmaussiliigid elavad sügavamal mullakihtides, mistõttu on alust arvata, et Kudjape prügilas asuvatele proovialadele sattusid nad juhuslikult ning koos kattega, seda seletab nende arvukuse vähesus – seal puuduvad neile eluks vajalikud muldkeskkonna tingimused (Ivask *et al.*, 2006). Aneetsilisi vihmaussiliike Kudjape proovialadelt ei leitud, sest tegu on liigiga, kelle elutegevus

toimub sügavamates mullakihtides ning prügila pinnas ei võimalda neil käike kaevata (Ivask *et al.*, 2006). Matsalus asuval rohumaa võrdlusosal leidus arvukamalt endogeelistest vihmaussiliikidest harilik mullauss (*Aporrectodea caliginosa*), roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*) ja piimjas soouss (*Octolasion lacteum*). Epigeilised vihmaussiliigid, punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*), tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*) ja kaheksakant – kõduuss (*Dendrobaena octaedra*), olid domineerivamad. Domineerisid liigid, kes on vähenõudlikud elupaiga tingimuste suhtes (Ivask *et al.*, 2012).

Ämblike põhitoiduks on metsa kõdukihis ja niitudel elavad hooghännalised või lehetäid. Nad eelistavad toiduks ka kahetiivalisi (*Diptera*), sipelgaid (*Formicidae*) ja mardikaid (*Coleoptera*) (Meriste, 2004). Kudjape metaanalagukattega prügilas olid eelnevalt loetletud selgrootute rühmad esindatud, seega oli tegu ämblikele sobiliku elupaigaga.

Kudjape metaanalagukattega prügilas oli ämblike keskmine arvukus $3,16 \pm 0,93$ isendit/proovialal ning võrdlusosal $8,70 \pm 0$ isendit/proovialal. Prügilas oli ämblike arvukus suurem metaanalagukattega aladel ning kõige suurem arvukus oli proovikohas, mis asus prügimäe tipus. Seda saab seostada ämblike vajadusega kõrgema punkti järgi, et õhku tõusta (Meriste, 2004). Võrdlusalal ei sõltunud ämblike koosluste arvukus mulla niiskusesisaldusest ning puudub kindel kohaspetsiifiline fauna (Meriste *et al.*, 2016). Ämblike arvukuse määrab suuresti ära ka toitainete leidumine ja mulla orgaanilise aine sisaldus – mida suurem on orgaanilise aine sisaldus, seda rohkem leidub seal ämblikke (Meriste, 2004).

Arvukaimalt olid esindatud Kudjape prügilas kangurlaste (*Linyphiidae*) sugukond ja Matsalu võrdlusosal huntämblike (*Lycosidae*) sugukond. Kangurlased on tavaliselt väga väikesed, nende kehapiikkused jäävad enamasti alla 3 mm, väikesed kehamõõtmed võimaldavad neil oma võrguniidi abil õhuvoolused hõljuda ja sedasi läbida pikki maid ning asustada kergesti rohumaid, kus neil on piisavalt kinnituskohti. Suurema hõljumisaktiivsusega kangurlased on võimelised kiirelt koloniseerima ja ka tingimuste halvenedes kiirelt lahkuma. Huntämblikud koloniseerivad oma elukohad jalgsi refuugiumitest, nad on võimelised läbima pikki vahemaid, kuid selline viis on oluliselt aeglasem levikuviis. Huntämblikud on maapinnal jahti pidavad liigid ning neile on oluline laguneva taimestiku olemasolu, mida Kudjape prügilas ka neile pakub. (Meriste, 2004)

Käesolevas töös käsitletakse epigeilisi (maapinnal liikuvaid) mardikalisi: lühitiiblasti (*Staphylinidae*), jooksiklasti (*Carabidae*) ja muid mardikaid. Kudjape metaanalagukattega prügilas oli mardikate (va jooksiklased) keskmine arvukus $2,09 \pm 0,24$ isendit/proovialal ning võrdlusosal $1,71 \pm 0,82$ isendit/proovialal. Häiringualal oli jooksiklaste keskmine arvukus

2,03±0,43 isendit/proovialal ja võrdluslal 3,1 isendit/proovialal. Suurem orgaanilise aine sisaldus mullas on jooksiklastele soodne, nad tarvitavad toiduks hooghännalisi, keda esineb arvukamalt orgaanilise aine rikkas mullas. Samuti on omavahel seotud teiste liikide arvukus ja jooksiklaste arvukus, nad on kiskjad ning elavad seal, kus on toitu, mistõttu on ka nende arvukus väiksem Kudjape metaanilagukattega prügi proovialadel. (Kalda, 2011)

Häiringualal oli lühitiivaliste keskmine arvukus 2,97±0,43 isendit/proovalal ja võrdluslal 1,76 isendit/proovialal. Lühitiivaliste levimisvõime on äärmiselt väike, nad ei talu ka liigniiskeid elupaiku, mistõttu leidub neid häiringualal arvukamalt. Lühitiivaliste levimist soodustavad ka kõrval olevad elupaigad, nad on rööv- ja segatoidulised ning liiguvad ise toidu juurde. (Brown, 1978)

Hooghännaliste (*Collembola*) arvukus sõltub elupaigatüübist, mulla pH – st ning mulla niiskustingimustest (Kalda, 2011). Hooghännaliste jaoks on oluline mulla õhupooride suurus, mis on nende peamiseks elupaikadeks ning käike ei ole võimelised nad ise uuristama (Brown, 1978). Nad toituvad lagunevatest taimeosadest ja nendega seotud mikrofloorast (Neher, 1999). Kudjape metaanilagukattega prügilas oli hooghännaliste keskmine arvukus 1177±341,9 isendit/m² ning võrdluslal 3601±0 isendit/m². Hooghännalised eelistavad elupaigana niiskemaid paiku ja elavad lühemaajalised häiringud üle kergesti (Ivask *et al.*, 2016), kuid on üsna paiksed. Hooghännalistel on erinevad kohastumused liigniisketes keskkondades elamiseks (Ivask *et al.*, 2016). Mulla väike niiskusesisaldus põhjustab hooghännaliste madalat paljunemisaktiivsust ning kõrget suremust ja migratsiooni (Kalda, 2011). Hooghännaliste arvukus ja bioloogiline mitmekesisus kasvab koos taimeliikide mitmekesisusega (Sabais, 2011).

Kudjape metaanilagukattega prügilas oli hulkjalgsete keskmine arvukus 0,12±0,04 isendit/proovialal ning võrdluslal 0,34±0 isendit/proovialal. Nii häiringu – kui ka võrdluslal on hulkjalgsete arvukus väga väike. Hulkjalgsed on varjatud eluviisiga, elades metsakõdus ja pinnases, nad on tundlikud mulla niiskusesisalduse suhtes. Kudjape prügila proovialade arvukuse vähesus on põhjendatav sellega, et puudusid varjulised kohad, kivid ja mättad, kuhu ennast peita ning samamoodi ka Matsalu võrdluslal puudusid hulkjalgsete elutegevust soosivad keskkonnatingimused. Neil on väike levimisvõime, toituvad kõdust ning seal kus puudub kõdu, puuduvad ka hulkjalgsed. (Brown, 1978)

7.2 Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri mullafauna arvukus ja mitmekesisus

Maavarade kaevandamine tekitab ulatuslikul alal uusi pinnavorme, muudab kaevandatud ala geoloogilist ehitust, veerežiimi ja maakasutuse tingimusi. Rekultiveerimine on üheks mooduseks, kuidas likvideerida lokaalseid rikked ja suurendada metsa- ja põllumajanduslikke alasid aga ka parandada looduskeskkonna seisundit. Rekultiveeritud maad ja neid ümbritsevad alad peavad kujutama optimaalselt organiseeritud ja ökoloogiliselt tasakaalustatud maastikku. (Viil, 2011)

Vihmaussikoosluste arvukuse ja liigilise koosseisu märkimisväärseks mõjutajaks on orgaanilise aine sisaldus mullas. Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialadel oli vihmausside keskmine arv $0,7 \pm 0,2$ isendit/m² ning võrdlusaladena valitud Narva karjääri aladel 4 ± 4 isendit/m². Häiringualal asetsesid proovialad vastavalt rekultiveerimise vanusele, vihmausside arvukus oli suurim proovialadel, mis olid vanemad, sest seal oli jõudnud kujuneda mitmekesine alustaimestik.

Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialade keskmine vihmaussiliikide arv oli $1,1 \pm 0,4$ isendit/m² ning võrdlusaladel $1,5 \pm 1,5$ isendit/m². Häiringuala proovialadel esinesid valdavalt epigeilise eluviisiga vihmaussi liigid: peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*), punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*), tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*) ja kaheksakant kõduuss (*Dendrobaena octaedra*). Endogeilise eluviisiga liikidest esines vaid üks liik: roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*). Aneetsilise eluviisiga liike Narva proovialadel ei esinenud, sest puudusid sobivad tingimused nende eluks vajalike sügavate urgude uuristamiseks. Vihmausside arvukus oli kõrgem varem rekultiveeritud proovialadel, kus oli enam varist ning koosluse areng oli saanud toimuda pikema aja jooksul (Silts, 2014). Võrdlusaladel oli vihmausse limiteeriv tegur, mullaniiskus väiksem, valdavalt olid esindatud epigeilised vihmaussiliigid: kaheksakant kõduuss (*Dendrobaena octaedra*) ja punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*). Vihmausside jaoks on kaevandusaladel limiteerivaks teguriks mullaniiskus. Põuasel ajal ei valmi vihmausside munakookonid, noored ussid kooruvad munadest välja alles siis, kui keskkond on neile sobilik ellujäämiseks (Ivask *et al.*, 2006).

Ämblikuliste keskmine arvukus Narva põlevkivikarjääri proovialadel oli $1,60 \pm 0,17$ isendit/proovialal ja võrdlusalade keskmine $2,55 \pm 0,55$ isendit/proovialal. Narva põlevkivikarjääri proovialadel olid ämblikuliste arvukus ja mitmekesisus positiivses korrelatsioonis prooviala rekultiveerimisest möödunud ajaga (Silts, 2014). Ämblikuliste liikide arv ja arvukus on üldiselt positiivselt seotud elupaiga teiste mitmekesisusnäitajatega (Meriste,

2004). Ämblikuliste arvukus Narva põlevkivikarjääri rekultiveeritud aladel sõltus abiootilistest teguritest nagu õhutemperatuur, niiskusrežiim ja biotilistest tegurist, milleks on liigikaaslased (Silts, 2014).

Narva põlevkivikarjääri proovialadel olid esindatud huntämbliklaste (*Lycosidae*) sugukond ning võrdlusaladel oli domineerivamaks kangurlaste (*Linyphiidae*) sugukond ning väiksemal määral ka huntämbliklaste sugukond. Huntämbliklaste levik viitab orgaanilise aine olemasolule proovialadel, kuid kangurlaste suurem levik võrdlusaladel on põhjendatav sealse mitmekesisema toiduvalikuga ning nende parema levimisvõimega (Meriste, 2004).

Mardikaliste (lühitiiblaste, jooksiklaste ja muude) keskmine arvukus Narva põlevkivikarjääri proovialadel oli $1,65 \pm 0,31$ isendit/proovialal ja võrdlusaladel keskmiselt $1,62 \pm 1,06$ isendit/proovialal. Vahe häiringualal ja võrdlusala vahel oli äärmiselt väike. Häiringualadel oli mardikaliste arvukus suurem neil proovialadel, mis olid vanemad ning mardikalisi ei leidunud neil proovialadel, kus oli mullas madal niiskusesisaldus (Silts, 2014). Liikide arvu ja isendite arvukust mõjutavad paljud parameetrid: sademed, temperatuur, taimkate. Narva põlevkivikarjääri aladel võeti proove kahel korral (kevad ja sügisel) ning suurim mardikaliste arvukus oli sügisel võetud proovidest, mil temperatuur oli kõrgem (Silts, 2014). Karjäärialadel on üheks koosluste mõjutajaks ka proovialade pinnase keemilised omadused, mille lubjakivi- ja põlevkivi sisaldus on kõrge (Viil, 2011; Silts, 2014).

Hooghännaliste arvukus $269\ 771 \pm 80\ 005$ isendit/m² oli märkimisväärselt suurem Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri aladel kui võrdlusalade proovialadel, kus oli see vaid 2142 ± 1836 isendit/m², ühtlasi oli Narva põlevkivikarjääri hooghännaliste arvukus antud töös uuritud häiringu- ja võrdlusaladest suurim. Hooghännaliste arvukus sõltub erinevatest keskkonna tingimustest nagu mulla tüübist ja struktuurist, mikrofloora olemasolust ja niiskustingimustest ning pooride suurusel (Brown, 1978). Hooghännalised on väga tundlikud mulla harimise suhtes, eriti mulla tihendamise suhtes (Neher, 1999). Kuna Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäärade alade eesmärgiks on taastada sealne looduskeskkond, annab see soodsad elutingimused ka hooghännalistele – seal puudub tihe konkurents ning looduslikud vaenlased, on piisavalt orgaanilist ainet ja muld ei ole kokkusurutud.

Hulkjalgsete väikest arvukust, häiringualadel $0,65 \pm 0,23$ isendit/proovialal ning võrdlusalal $0,1 \pm 0$ isendit/proovialal, on võimalik põhjendada ebapiisava kõdu, orgaanilise materjali olemasoluga, mida hulkjalgsed toiduks tarvitavad. Samuti on võimalik, et hulkjalgsete vähesus on tingitud ebasoodsatest niiskustingimustest mullas, nad on varjatud eluviisiga ning eelistavad niiskeid ja varjatuid elupaiku.

7.3 Põllumaade mullafauna arvukus ja mitmekesisus

Põllumaade elustik on eksisteerinud tugeva inimõju tingimustes ja see on mõjutanud kooslusi negatiivselt. Maakasutuse erinevad aspektid mõjutavad mullaprotsesse, seejuures muutub mullakoosluste mitmekesisus ja mitmed teised näitajad. Kooslused muutuvad nii struktuurilt kui omadustelt, mõjutades seejuures elukeskkonda. Põlluharimine mõjutab mullaomadusi, mis omakorda mõjutab mullafaunat. Ka liikide arvukuse muutused peegeldavad paljude koosluste puhul mullaomaduste muutusi, mis on põhjustatud maaharimisest. (Ivask *et al.*, 2000)

Intensiivne mullaharimine avaldab tugevat negatiivset mõju vihmaussikooslustele (Ivask *et al.*, 2000), häiringuga põldude keskmine vihmausside arv oli $76 \pm 17,2$ isendit/m² ja võrdlusaladel, häirimata rohumaadel, oli keskmine vihmausside arv $119 \pm 40,9$, mis oli antud töös uuritud häiringu- ja proovialadest suurim. Põllumajanduslikust tegevusest mõjutavad vihmaussikooslusi enim iga – aastane maaharimine, pestitsiidide kasutamine ja väetamine, mistõttu on heinamaade muldades vihmausside arvukus ja biomass sarnaste tingimuste juures suurem kui põllumaal (Paoletti, 1999).

Põllumaadel oli keskmine vihmaussiliikide arv 6 ± 0 liiki ning häirimata põllumaadel $3,7 \pm 0,9$ liiki. Domineerivateks vihmaussiliikides põllumaadel olid endogeilised vihmaussiliigid: roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*) ja harilik mullauss (*Aporrectodea caliginosa*). Võrdlusaladel olid samuti domineerivateks endogeilised vihmaussiliigid. Vihmaussiliikide arvukus on võrreldes looduslike elupaikadega oluliselt väiksem, ehkki nad moodustavad põhilise osa haritava mulla vihmaussikooslustest (Ivask *et al.*, 2000) Eelpoolnimetatud vihmaussiliikide tolerantsus häiringute suhtes on intensiivse maaharimise ja põllumajandustootmise või limiteeritud ökoloogiliste tegurite (madal niiskusesisaldus muldkeskkonnas) tulemus (Ivask *et al.*, 2008).

Ämblike keskmine kooslus oli põldude häiringualadel mõnevõrra suurem kui võrdlusaladel, vastavalt $3,96 \pm 1,03$ isendit/proovialal häiringualadel ja $3,50 \pm 1,61$ isendit/proovialal võrdlusaladel. Arvukaimaks liigiks põllumajandusmaadel oli *Pardosa prativaga*. Vahe häiringu- ja võrdlusalade vahel on väike, kuid siiski ämblike arvukus on põldudel väike, puuduvad dominantsed liigid ning esineb madal liigirikkus (Ivask *et al.*, 2008). Põllu ämblikukoosluste kujunemisel ei ole kuigi olulised geograafilised mõjud, ümbritsevad kooslused, kuivõrd aga mõjutab koosluste moodustumiste põlluharimise intensiivsus ja põllumajanduses kasutatavad kemikaalid. Põlde asustavad liigid, kes on hea levimisvõimega (Meriste, 2004).

Mardikakoosluste (jooksiklased, lühitiiblasted jt) keskmine arvukus häiringualadel oli $1,32 \pm 0,46$ isendit/proovialal ning võrdlusaladel $0,98 \pm 0,44$ isendit/proovialal. Põllumajandusel on negatiivne mõju mardikakooslustele, jooksiklased on mardikate kooslus, kes reageerib igale keskkonnamuutusele. Jooksiklaste kooslused moodustuvad sõltuvalt elukeskkonna tingimustest (mikrokliima, mullatüüp, topograafilised tingimused) ja maaharimisviisist (kasvatavad põllukultuurid, külvikord, põlluharimisintensiivsus, väetised, agrokemikaalid) ning vähesel määral ka ümbritsevatest aladest ja põlluservadest. (Ivask *et al.*, 2008)

Kirjanduse andmeil on hooghännalised väga tundlikud mulla harimise suhtes, eriti mulla tihendamise suhtes (Crossley *et al.*, 1992). Häiringuga põldude keskmine hooghännaliste arvukus oli $938,4 \pm 138,1$ isendit/m² ning võrdlusaladel 4165 ± 3159 isendit/m². Põllumajandusmullad on halvasti õhustatud, õhuga täidetud pooride osatähtsus on madal. Lisaks mulla hea õhustatusele on hooghännaliste jaoks oluline ka mullaniiskus, kooslustele mõjub põud ja ka liigniiskes keskkonnas ei saa nad elada ning vajavad võrdlemisi palju aega populatsiooni taastamiseks peale ekstreemseid tingimusi (Ivask ja Kuu, 2011).

Hulkjalgsete keskmine arvukus häiringualadel oli $0,23 \pm 0,09$ isendit/proovialal ning võrdlusalal $0,27 \pm 0,15$ isendit/proovialal. Nende osakaal põllumuldade faunas on äärmiselt väike sealsete ebasobivate elutingimuste tõttu.

7.4 Matsalu üleujutusosalade mullafauna arvukus ja mitmekesisus

Üleujutus on veega katmata maa – ala ajutine kattumine veega, mis on põhjustatud veekogu taseme tõusust või on selle põhjustanud teised hüdroloogilised tegurid. Matsalus on looduslik üleujutus iga – aastane nähtus. Läänemere soolane merevesi loob erilised keskkonnatingimused seda ümbritsevatele rannaniitudele ning Kasari jõe alamjooks on perioodiliselt üleujutatud mageveega. (Ivask *et al.*, 2012)

Üleujutustega kaasnev kõrge niiskusesisaldus ja vähene õhustatus mõjutavad vihmausse märkimisväärselt, mida näitab ka vihmausside arvu keskmine erinevus Matsalu üleujutatud proovialadel ($21,2 \pm 13,1$ isendit/m²) võrreldes Matsalu üleujutamata kontrollaladega ($45,2 \pm 8,4$ isendit/m²). Vihmausside ruumiline jaotus ja arvukus on tugevasti mõjutatud vee soolsusest, perioodilistest üleujutustest, muldkeskkonna niiskusest ja mullatekstuurst (Ivask *et al.*, 2012).

Vihmaussid suudavad elada üle üleujutusega kaasneva ajutise häiringu, kuid ellujäämus erineb liigiti (Ivask *et al.*, 2012). Häiringualadel olid domineerivateks endogeilised vihmaussiliigid: harilik vihmauss (*Aporrectodea caliginosa*), roosa mullauss (*Apporectodea rosea*) ja piimjas

soouss (*Octolasion lacteum*). Võrdlusaladel olid samuti domineerivateks endogeilised vihmaussiliigid harilik vihmauss (*Aporrectodea caliginosa*) ja roosa mullauss (*Apporectodea rosea*), kuid leidis ka epigeilisi vihmaussiliike nagu kaheksakant – kõduuss (*Dendrobaena octaedra*) ja punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*). Liikide arvukus oli võrdlusaladel tunduvalt suurem ja mitmekesisem. Endogeilised liigid suudavad üle elada üleujutusajal olevad ekstreemsed tingimused, kuid mõnedel aastatel esinevad kuude pikkused üleujutused on neile liikidele elutegevust piiravakas teguriks (Ivask *et al.*, 2012).

Ämblike koosluste mitmekesisus on sõltuv taimkattest, teiste loomade (toidu) olemasolust ja rohumaa harimisviisist (karjatamine, niitmine), üleujutusajal on aga ämblike mõjutavateks teguriteks selle kestvus, soolsus ja ulatus (Meriste *et al.*, 2016). Matsalu üleujutusajal oli ämblike arvukus suurem ($9,85 \pm 0,98$ isendit/proovialal) kui võrdlusalal ($8,09 \pm 1,27$ isendit/proovialal), samuti oli Matsalu üleujutusajal ämblike arvukus suurim antud töös uuritud häiringualadest. Enamikule ämblikele on üleujutatud rohumaad stressitekitavad ning vaid ajutiseks elupaigaks, ainult hea levimisvõimega või ellujäämistehnikatega liigid suudavad elada sellise häiringuga elupaikades (Meriste *et al.*, 2016). Suurima arvukusega oli liik *Paradosa prativaga* huntämbliklaste sugukonnast, on täheldatud, et just eelpool nimetatud liik asustab esimesena üleujutatud alad, nad on kiire levikuga ning nad suudavad asustada teistele ämblikuliikidele ebasobivaid keskkondi (Meriste *et al.*, 2016). Erinevus häiringuala ja võrdlusala vahel on võimalik seletada sellega, et puudub kindel seaduspära ämblike koosluste ning peamiste elukeskkonnatingimuste vahel ning puudub kindel ämblikufauna üleujutusajal (Meriste *et al.*, 2016).

Hooghännaliste arvukus oli üleujutatud häiringualadel suurem ($11\,108 \pm 2305$ isendit/m²) kui üleujutamata võrdlusaladel (8571 ± 1190 isendit/m²). Hooghännalised on võimelised elama erinevates muldkeskkondades ning nad on paindlikud erinevatele häiringutele. Üleujutusperioodi lõppedes suudavad hooghännalised kiirelt taastada oma kooslused, kuid hooghännaliste arvukus ei ole seotud kõrgema mitmekesisusega – liikidel on erinev tolerantsus üleujutustega kaasnevatele keskkonnatingimustele (Ivask *et al.*, 2016). Võrreldes tavapäraste elupaikadega on siiski hooghännaliste mitmekesisus ajutiselt üleujutatud aladel madal, peamiseks põhjuseks kõrgem muldade elektrijuhtivus (Ivask *et al.*, 2016).

Mardikate ja hulkjalgsede osakaal Matsalu aladel on väike, peamiseks põhjuseks üleujutustest tingitud ebasobiv elukeskkond ning võrdlemisi väike levimisvõime.

7.5 Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede mullafauna arvukus ja mitmekesisus

Põlevkivitööstuse poolkoksimägedel on aluspinnas võimalikuks suksessiooniks ning võimalused moodustada selgrootutele sobivaid elupaiku. Mulla mikro-, meso- ja makrofauna mängivad tähtsat rolli jäätmete lagundamisel ja esmaste ökosüsteemide loomisel. Värske toksiline poolkoks ei ole sobiv substraat mullas elavatele selgrootutele, kuid aja möödudes aeroobsetes tingimustes muutub see aina sobivamaks. Muutused toimuvad pikaajaliselt, kujuneb välja ökosüsteem tänu mulla mikroobikooslustele, taimedele ja selgrootutele. (Kalda *et al.*, 2015)

Vihmaussikooslused oli Kohtla – Järve ja Kiviõli poolkoksimägedel sõltuvad taimkattest, vihmausse ei leitud proovikohtadest, mis asusid mägede kõrgematest punktides, kus puudus taimkate (Kalda *et al.*, 2015). Poolkoksimägede häiringualad asusid mägede kõrgemates punktides ning võrdlusalade proovialad olid mäejalamitel, mäge ümbritsevatel rohumaadel. Häiringualade keskmine vihmausside arv oli $33 \pm 16,5$ isendit/m² ja võrdlusalade keskmine vihmausside arv oli $45,4 \pm 24,8$ isendit/m². Erinevus oli ka vanema ja noorema poolkoksimäe vahel, kus vanemal poolkoksi mäel oli vihmausside arvu limiteerivaks teguriks madal niiskusesisaldust (Kalda *et al.*, 2015).

Vihmausside liigiline mitmekesisus oli samuti sõltuv mägede taimkattest, vihmausse ei leitud kõrgemates proovivõtu punktides, kus ei olnud taimi ega samblaid. Keskmine liikide arv häiringualadel oli $4,3 \pm 0,9$ liiki ning võrdlusaladel $3,3 \pm 1,8$ liiki. Peamiselt olid esindatud häiringualadel epigeilised vihmaussiliigid: punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*) ja kaheksakant – kõduuss (*Dendrobaena octaedra*), keda on märgitud erialases kirjanduses ka esimeste liikidena, kes asustavad kaevandusjääkide mäed (Pizl, 1999; Kalda *et al.*, 2015). Vihmaussid asustavad uusi substraate ja elupaiku märkimisväärse kiirusega, nende kohastumused aitavad neil asutada esmased substraadid ning muuta need endale paremaks elupaigaks (Kalda *et al.*, 2015), mida saab täheldada ka vihmaussikoosluste levikust poolkoksimägedel ning võrdlusaladel.

Ämblike arvukus oli suurem võrdlusalal ning väiksem häiringualal, vastavalt $5,5 \pm 1,61$ isendit/proovialal ja $4,07 \pm 0,27$ isendit/proovialal. Häiringualad suudavad ämblikud asutada küll kiiresti, kuid nad ei kasuta neid alasid paljunemiseks (Kalda *et al.*, 2015). Suurima arvukusega olid esindatud huntämblikud (*Lycosidae*). Liikide arvud on poolkoksi mägedel suhteliselt väikesed võrreldes looduslike elupaikadega, jäädes 4...20 liigini prooviala kohta. Proovialade lõikes ei täheldatud ämblike elupaiga valiku puhul sealse keskkonna vanuse,

keskkonnaparameetrite, taimkatte eelistuse osas suuri erinevusi, küll aga tulid need erinevused välja võrreldes häiringualade proovialasid võrdlusalade proovialadega. (Kalda *et al.*, 2015)

Mardikaliste arvukus oli kõige suuremas sõltuvuses ilmastikutingimustest, mida näitas ka mardikate olemasolu taimekatteta häiringualade proovialadel. Häiringuala keskmine mardikate arvukus oli $4,89 \pm 1,55$ isendit/proovialal ja võrdlusalal keskmiselt $9,81 \pm 3,32$ isendit/proovialal. Ühtlasi oli mardikate arvukus antud töös uuritud häiringualadest suurim just poolkoksimägede häiringualade. Seda on võimalik põhjendada nende rõöveluviisiga; saavad liigid ei ole alati edukad elupaikade asustajad, mistõttu suudavad elupaigad asustada vaid need kooslused, kellel on piisavalt toitu. Mardikakoosluste arvukus on antud töös uuritud häiringu – ja ka võrdlusaladest suurima arvukusega. Jooksiklased ja lühitiivalised on poolkoksimägede suurima arvukusega mardikalised. Jooksiklased on esimesed epigeilised lüljalgsed, kes koloniseerivad värsked puistangud kaevandusaladel ning lühitiivalised eelistavad bioloogiliselt korrastatud alasid (Kielhorn *et al.*, 1999; Kalda *et al.*, 2015).

Hooghännaliste sobib elukohaks aeroobses keskkonnas mõnda aega ladestatud poolkoks, kus toksiliste ühendite sisaldus on vähenenud. Substraadi osakeste vahel on piisavalt õhuruumi nende elamiseks. Ka looduslike vaenlasi oli Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksi mägedel vähem kui võrdlusaladel. Poolkoks avaldub siiski märkimisväärselt mõju, et arvukused ei tõuse rekultiveeritud kaevandusalade lähedale. (Kalda *et al.*, 2015)

7.6 Bioindikaatorid

Vastavalt Mann – Whitney mitteparameetrilise testi (Shier, 2004) tulemustele on statistiliselt usaldusväärseteks bioindikaatoriteks erinevatel häiringualadel vihmaussid, hulkjalgsed, jooksiklased, sipelgad, koibikud ja kakandid.

Vihmaussid on oluline mullafauna osa, kes osalevad lagundamisprotsessides ja mulla struktuuri säilitamises, nad on kergesti määratavad, laia levikuga ja arvukad ning nende suuruse tõttu on neid kerge koguda ning liigiliselt eristada. Vihmaussid iseloomustavad mulla kvaliteeti esinemissagedusega mullas, käitumise kaudu kokkupuutel substraadiga ning mullas olevate kemikaalide akumulatsiooniga enda kehas. (Fründ, 2011)

Vihmaussidel on eristatavad häiringutele vastavad stressinäitajad, mistõttu on nad head bioindikaatorid (Cenci, 2009). Samuti vihmausside pidev kontakt mullaga, nende erinevad kohastumused elada erinevates mulla tüüpides ja horisontides, võime akumulatsioonida endasse erinevaid saasteaineid – teevad vihmaussidest suurepärased bioindikaatorid häiringualadel (Fründ, 2011).

Hulkjalgsete kasutamise võimalus bioindikatsioonis põhineb nende piiratud leviku võimaluses – nad on tiivunud ja liiguvad suhteliselt aeglaselt (Tuf ja Tufova, 2008). Hulkjalgsed on osaliselt maa all elavad selgrootud, kes on võimelised mulda sisenema vaid seal olevate lõhede kaudu (Brown, 1978). Hulkjalgsete esinemine häiringuga keskkondades sõltub elupaiga struktuurist (taimestikust). Hulkjalgsete seas on bioindikaatoreid, kes näiteks võimaldavad hinnata mulla kvaliteeti peale maaparanduste tegemist kaevandusaladel (Dunger, 2005).

Jooksiklased sobivad bioindikaatoriteks, sest nad on seotud kindla biotoobiga ning on võimelised reageerima keskkonnas toimuvatele muutustele kiiresti, nende liigirikkus on mitmekesine ja samuti on neid kerge püüda ja liigiliselt määrata (Ivask *et al.*, 2004). Jooksiklased sobivad maismaa koosluse muutuste indikaatoriteks (Haberman, 1968).

Sipelgad bioindikaatoritena näitavad normaalseid mullatingimusi, ei ole liiga niiske ega liiga kuiv ning puuduvad nii mehaanilised kui ka keemilised häiringud (Andersen, 1997)

Koibikud on tundlikud inimtekkeliste häiringute suhtes. Nad on piiratud levimisvõimega kiskjad ning liiguvad sinna, kus on saaki. Kui häiringualadel on arvukused saagi näol väikesed, siis puuduvad sealt ka koibikud. (Paoletti ja Bressan, 1996)

Kakandid vajavad eluks kõdu olemasolu – kui kõdu ei ole, pole neil ka midagi süüa. Liigne niiskus, üleujutatud alad, neile elukeskkonnaks ei sobi (Paoletti ja Bressan, 1996).

8. Järeldused

Käesoleva magistritöö raames kogutud materjali analüüsi põhjal on võimalik järeldada, et:

- Erinevad häiringud omavad mullafaunale valdavalt negatiivset mõju. Leiti, et kõige häiritum häiringuala on Narva rekultiveeritud põlevkivikarjäär, kus oli mullafauna häiritus kõige suurem. Kõige suurema häiritusega mullafauna on vihmaussid.
- Vihmaussikoosluste arvukusele mõjusid kõik häiringualad võrreldes võrdlusaladega negatiivselt, suurim häiritus oli Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialadel ning väiksem põldudel.
- Ämblike arvukus võrreldes võrdlusaladega oli väiksem Kudjape prügila, Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri ning Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede proovialadel. Suurim häiritus oli Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialadel ning väiksem Matsalu üleujutusosaladel.
- Jooksiklaste arvukus võrreldes võrdlusaladega oli väiksem Kudjape prügila, Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri ning Matsalu üleujutusosalade proovialadel. Suurim häiritus oli Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialadel ning väiksem Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägedel.
- Lühiitiiblaste arvukus võrreldes võrdlusaladega oli väiksem Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede ning Matsalu üleujutusosalade proovialadel. Suurim häiritus oli Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri proovialadel ning väiksem Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägedel.
- Lestade arvukus võrreldes võrdlusaladega oli väiksem Kudjape prügila ning Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede proovialadel. Suurim häiritus oli põldudel ning väiksem Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääris.
- Hooghännaliste arvukus võrreldes võrdlusaladega oli väiksem Kudjape prügila ja põldude proovialadel. Suurim häiritus oli põldude ning väiksem Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääris.
- Hulkjalgsede arvukus võrreldes võrdlusaladega oli väiksem Kudjape prügila, põldude, Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägede ning Matsalu üleujutusosalade proovialadel. Suurim häiritus oli Matsalu üleujutusosaladel ning väiksem Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägedel.
- Leiti, et antud töös käsitletud häiringualade bioindikaatoriteks on sobivad vihmaussid, hulkjalgsed, jooksiklased, sipelgad, koibikud ja kakandid.

- Kooslused reageerivad enamasti arvukuse vähenemisega, mis sõltub häiringu iseloomust – muutuvad elupaiga tingimused. Lisaks on oluline koosluste levimisvõime ja häiringuala kaugus häirimata elupaikades (kui kaugus on liialt suur, pole kohta, kust kohast levida), toidubaas ja kiskjate olemasolu. Igal häiringualal tuleb kõiki tegureid hinnata komplekselt.

Kokkuvõte

Muld on pidevas arengus olev looduslik moodustis, milles ühtviisi on tähtsad nii mineraalne ja orgaaniline osa kui ka mullaelustik. Mistahes inimtegevus, mis kasutab loodusvara, muudab keskkonda. Maakasutuse erinevad aspektid mõjutavad mullaprotsesse, seejuures muutub mullakoosluste mitmekesisus, arvukus ja mitmed teised näitajad. Kooslused muutuvad nii omaduste poolest kui ka struktuurilt, mõjutades seejuures muldkeskkonda. Mullaomaduste mõju mullaloomadele on tugev ja avaldub mulla füüsikaliste ja keemiliste omaduste, taimekoosluste ning mullaelustikus toimuvate muutuste kaudu.

Mulla häiringud võivad olla nii looduslikud kui ka inimtekkelised. Käesolevas magistritöös kasutati TTÜ Tartu Kolledži mullabioloogia töörühma poolt aastate jooksul kogutud andmeid häiringualade mullafauna arvukuse kohta. Loodusliku häiringuna käsitleti Matsalu üleujutusalasid ning inimtekkeliste häiringualadena Kudjape suletud prügilat, põllumaid, Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägesid ning Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri. Võrdlusaladeks valiti võimalikult asukohale ja mullatüübile sarnased kontrollalad.

Magistritöö eesmärgiks oli analüüsida, kas ja kuidas mullafauna kooslused reageerivad erinevatele häiringutele. Uuriti, millised on kõige häiritumad kooslused ja häiringualad ning kas leidub ühiseid muutusi erinevate koosluste reaktsioonis. Leiti ka mullafauna kooslused, kes sobivad bioindikaativseteks näitajateks.

Töö tulemusena selgus, et mullafauna on enim häiritud Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääris. Rekultiveerimisega taastatakse karjäärialadel looduslik keskkond, kuid mitmekesise muldkeskkonna ja alustaimestiku kujunemine võtab aega. Narva põlevkivikarjääri aladel olid esindatud peamiselt epigeilise eluviisiga vhmaussiliigid, kes on elupaiga suhtes vähem nõudlikumad, kuid ka nende liikide jaoks oli on kaevandusaladel limiteerivaks teguriks mullaniiskus (Silts, 2014). Ämblikuliste arvukus Narva põlevkivikarjääri rekultiveeritud aladel sõltus abiootilistest teguritest nagu õhutemperatuur, niiskusrežiim ja biotilistest tegurist, milleks on liigikaaslased (Silts, 2014). Ämblikuliste liikide arv ja arvukus on üldiselt positiivselt seotud elupaiga teiste mitmekesisusnäitajatega (Meriste, 2004). Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääri alade looduskeskkond loob soodsad elutingimused ka hooghännaliste – seal puudub tihe konkurents ning looduslikud vaenlased, on piisavalt orgaanilist ainet ja muld ei ole kokkusurutud. Mardikaliste ja hulkjalgsete väikest arvukust, häiringualadel on võimalik põhjendada ebapiisava kõdu ja orgaanilise materjali olemasoluga. Samuti on karjäärialadel üheks koosluste mõjutajaks ka proovialade pinnase keemilised omadused, mille lubjakivi- ja põlevkivi sisaldus on kõrge (Viil, 2011; Silts, 2014).

Uurimistöö käigus leiti, et häiritumaks mullafauna koosluseks on vihmaussid. Kõikide uuritud häiringualade lõikes oli vihmausside arvukus väiksem võrreldes kontrollaladega. Põldudel ja Matsalu üleujutusosaladel olid domineerivaks endogeilised vihmaussiliigid ning Kudjape prügila, Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääris ning Kiviõli ja Kohtla – Järve poolkoksimägedel olid domineerivaks epigeilised vihmaussiliigid. Häiringute põhjustena võib välja tuua muldkeskkonna liigse niiskuse või kuivuse, vähese toitainete sisalduse mullas, taimkatte vähesuse, ajutised häiringud üleujutuste näol ning ka intensiivse põlluharimise, kokkusurutud mullad ja erinevate kemikaalide kasutamise.

Vastavalt Mann – Whitney mitteparameetrilise testi (Shier, 2004) tulemustele on statistiliselt usaldusväärseteks bioindikaatoriteks erinevatel häiringualadel vihmaussid, hulkjalgsed, jooksiklased, sipelgad, koibikud ja kakandid. Vihmaussid on eristatavad häiringutele vastavad stressinäitajad, mis tõttu on nad head bioindikaatorid (Cenci, 2009). Hulkjalgsed võimaldavad hinnata mulla kvaliteeti näiteks peale maaparanduste tegemist kaevandusaladel (Dunger, 2005). Jooksiklased sobivad bioindikaatoriteks, sest nad on seotud kindla biotoobiga ning on võimelised reageerima keskkonnas toimuvatele muutustele kiiresti (Ivask *et al.*, 2004).

Summary

Impact of disturbances on soil fauna abundance

Soil is a natural formation in constant evolution, which is equally important for both mineral and organic part of the soil biota. Any human activity that uses natural resources, changes the environment. The various aspects of land use affect soil processes, thereby changing the diversity of soil, abundance, and a number of other indicators. Communities change in characteristics as well as in structure, thereby influencing the soil environment. Soil properties have a strong effect on soil animals and manifested in physical and chemical properties of the soil, plant communities, and the changes taking place through soil biota.

Soil disturbances can be natural as well as anthropogenic. In the present Master's Thesis TTÜ Tartu College's data, collected by soil biology group over the years, regarding disturbance of soil fauna and abundance, was used. Natural disturbances addressed, Matsalu flooding areas and anthropogenic origin of disturbances Kudjape closed landfills, agricultural land, Kiviõli and Kohtla – Järve semi – coke hills and Narva recultivated oil shale heap. For reference areas were chosen by location and soil types as similar as possible to the control areas.

This Master's Thesis is aimed to analyze whether and how the soil fauna communities react to different disturbances. What are the most disturbed communities and disturbance areas, and whether there are common changes in the various communities in the reaction, were examined. Soil fauna communities which are the best option for bioindicative indicators, were found.

The study showed, that the fauna of Narva recultivated oil shale heap is the most disturbed. Natural environment in heap areas is restored by recultivation, but diversity of soil environment and the formation of undergrowth takes time. Narva oil shale heap areas were represented mainly of epigeic earthworm species, that are less demanding in relation to habitat, but also for these species the limiting factor in the mining areas was the moisture of the soil (Silts, 2014). The abundance of spiders in the Narva oil shale heap recultivated areas was dependent on abiotic factors such as temperature, humidity and biotic factors, namely the type of companions (Silts, 2014). The number of spider species and their abundance is generally positively related to the habitat of other diversity indicators (Meriste, 2004). The natural environment of Narva recultivated oil shale heap areas create favorable living conditions to springtails - there is no strong competition, and natural enemies; enough organic material, and the soil is not compressed. The small abundance of *Myriapoda* and beetles, on the disturbance areas, can be substantiated with the existence of insufficient debris and organic material. Also one of the

influences of the communities are the chemical properties of the soil sample sites, which have a high content of limestone and shale (Viil, 2011; Silts, 2014).

The research found that the most disturbed soil fauna communities are earthworms. For all researched areas of disturbance, in paragraph, earthworm abundance was reduced compared to the control sites. In agro fields and in Matsalu flooded areas the dominant species were endogeic earthworms. In Kudjape landfill, in Narva recultivated oil shale heap and Kiviõli and Kohtla – Järve semi – coke hills the dominant were epigeic earthworm species. Reasons behind the disturbances can be attributed to excessive moisture or dryness of the soil environment, low levels of nutrients in the soil, the scarcity of vegetation, and temporary disturbances in the form of floods, as well as intensive cultivation, compressed soils and various chemicals.

According to Mann – Whitney non-parametric test (Shier, 2004) results, statistically reliable bioindicators of disturbances are earthworms, *Myriapodas*, ground beetles, ants, *Opiliones* and *Isopoda*. Earthworms are distinguished from the corresponding disturbance by stress indicators, which makes them a good bioindicators (Cenci, 2009). *Myriapodas* make it possible to assess the quality of the soil, for example, after making land improvements in mining areas (Dunger, 2005). Ground beetles are suitable as bioindicators, because they relate to a biotope and are able to respond quickly to changes in the environment (Ivask et al., 2004).

Tänuõnad

Autor soovib tänada oma juhendajat Prof. Mari Ivask'it abistavate nõuannete ning kõigile tööga seotud küsimustele vastamise eest. Autor tänab ka TTÜ Tartu Kolledži mullabioloogia töörühma ja oma lähedasi, kes olid toeks töö valmimisel.

Kasutatud kirjandus

- Andersen, A. N.** 1997. Using Ants as Bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. <http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss1/art8/> (15.05.2016).
- Astover, A., Kõlli, R., Roostalu, H., Reintam, E., Leedu, E.** 2012. Mullateadus. Eesti Maaülikool. Tartu. 486 lk.
- Bot, A., Benites, J.** 2005. The Importance of Soil Organic Matter. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/a-a0100e.pdf> (15.05.2016).
- Breure, A. M.** 2004. Soil Biodiversity: Measurements, Indicators, Threats and Soil Functions. RIVM, National Institute for Public Health and the Environment. Netherlands. p. 83 – 96.
- Brouwer, C., Heibloem, M.** 1986. Irrigation Water Management: Training Manual No. 3 - Introduction to Irrigation. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. p. 102.
- Brown, A. L.** 1978. Ecology of Soil Organisms. Heinemann Educational Books. London p. 116.
- Coleman, D. C., Crossley, D. A., Jr, Hendrix, P. F.** 2004. Fundamentals of Soil Ecology. Elsevier Academic Press. Burlington. p. 386.
- Crossley, D. A., Mueller, B. R., Perdue, J. C.** 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relation to processes. Agriculture, Ecosystems and Environment. V. 40. p. 37 – 46.
- Curry, J. P.** 1994. Grassland invertebrates: Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects on Plant Growth. Chapman & Hall. London. p. 437.
- Dunger, W., Voigtländer, K.** 2005. Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. Geoderma. V. 129 (1). p. 32 – 44.
- Edwards, C. A., Bohlen, P. J.** 1996. The influence of environmental factors on earthworms. In: Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall. London. p. 426.
- Eesti Entsüklopeedia (EE).** 1998. Eesti Entsüklopeediakirjastus. Tallinn. 672 lk.
- Eesti Keskkonnauuringute Keskus.** 2003. Poolkoksi keskkonnaohtlikkuse määramine. Aruanne. http://www.envir.ee/sites/default/files/poolkoksikeskkonnaohtlikkus_2003.pdf (15.05.2016).

Eesti Maaülikool (EMÜ). 2008. Keskkonnakaitse majandushoobade rakendamise vajadus ja võimalused Eesti põllumajanduses.

http://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/keskkonnakaitsemajandushoovadp_ollumajanduses05.04.2008_0.pdf (15.05.2016).

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2016. Soil Biodiversity. <http://www.fao.org/agriculture/crops/thematic-sitemap/theme/spi/soil-biodiversity/en/> (15.05.2016).

Fränze, O. 2006. Complex Bioindication and Environmental Stress Assessment. Ecological Indicators. V 6. Germany. p. 114 – 136.

Fründ, H. C., Graefe, U., Tischer, S. 2011. Earthworms as Bioindicators of Soil Quality. Biology of Earthworms. Soil Biology. V. 24. Germany. p. 261 – 278.

Gunn, A. 1992. The use of mustard to estimate earthworm population. Pedobiologia. V. 36. p. 65 – 67.

Ivask, M., Truu, J., Truu, M. 2000. Maakasutuse mõju mullaelustikule. Kogumikus: Frey, T., (Toim.). Kaasaegse ökoloogia probleemid VIII: Looduslikud ülevaated Eesti Maa Päeval. Tartu. lk. 49 – 55.

Ivask, M., Kuu, A., Purgas, M. 2004. Mulla ja mullaelustiku 2004. a inventoorium. LIFENature 2004 projekt "Natura 2000 biotoopide kaitse Räpina poldril". Tartu.

Ivask, M., Koorberg, P., Kuu, A., Truu, J. 2006. Vihmaussikoosluste parameetrite kasutamine indikaatoritena põllumajandusliku keskkonnatoetuse hindamisel. Kaasaegse ökoloogia probleemid: loodushoiu majandushoovad: Eesti X Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. Kirjastus Teadusühing IM SAARE. Tartu. lk. 51 – 56.

Ivask, M., Kuu, A., Sizov, E. 2007. Abundance of earthworm species in Estonian arable soils. European Journal of Soil Biology. V. 43. Tartu. p. 39 – 42.

Ivask, M., Kuu, A., Meriste, M., Truu, J., Truu, M., Vaater, V. 2008. Invertebrate communities (*Annelida* and epigeic fauna) in three types of Estonian cultivated soils. European Journal of Soil Biology. V. 44. p. 532 – 540.

Ivask, M. 2010. Vihmaussid ja mullaelustik mullatervise kujundamisel. Mahepõllumajandus ja teadus. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž. 31 lk.

Ivask, M., Kuu, A. 2011. Muldade bioloogiline mitmekesisus otsekülviga põldudel: Vihmausslaste (*Lumbricidae*) ja hooghännaliste (*Collembola*) arvukus ja liigiline koosseis

mullas.

http://pmk.agri.ee/pkt/files/f4/KODULEHT_PKT_hindamine_mullaelustik_2011_LYHI.pdf
(15.05.2016).

Ivask, M., Meriste, M., Kuu, A., Kutti, S., Sizov, E. 2012. Effect of flooding by fresh and brackish water on earthworm communities along Matsalu Bay and the Kasari River. *European Journal of Soil Biology*. V 53. p. 11 – 15.

Ivask, M., Kuu, A., Meriste, M., Kutti, S., Palo, A., Peda, J., Kilki, S. 2016. Effect of flooding by fresh and brackish water on springtail communities of grasslands in Matsalu, Estonia. Tartu.

Jürgens, J. 2008. Lihtsustatud menetlusega riigihange „Uuring prügilate järelhoolduse korraldamiseks“. http://www.envir.ee/sites/default/files/jaatmehoolduse_korrastamine_2007-2008.pdf (15.05.2016).

Kaar, E., Kiviste, K. 2010. Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Ecoprint. Tartu. 444 lk.

Kalda, K. 2011. Mullaelustiku arvukus ja mitmekesisus põlevkivitööstuse tahkete jäätmete ladestusaladel. Magistritöö. Tartu. 66 lk.

Kalda, K., Ivask, M., Kuu, A., Peda, J., Kutti, S. 2013. Earthworms in waste heaps of oil-shale industry. In: *Vermicomposting and Vermiculture as basis of ecological landownership in XXI century – problems, outlooks, achievements*. Minsk. p.153 – 158

Kalda, K., Ivask, M., Kutti, S., Kuu, A., Meriste, M., Nei, L., Peda, J., Raukas, A. 2015. Soil invertebrates in semi – coke heaps of Estonian oil shale industry. *Oil Shale*. V. 32. p. 82 – 97.

Kerge, R. 2001. Kuu loom – vihmauss.

http://www.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/EL/vanaweb/0008/vihmauss.html (15.05.2016).

Kielhorn, K., Keplin, B., Hüttl, R. Ground beetle communities on reclaimed mine spoil; effects of organic matter application and revegetation. *Plant Soil*. V. 213. p. 117 – 125.

King, K. 2014. Environmental factors affecting soil organisms.

<http://openlearning.une.edu.au/LivingSoils/index.php?u=module06/index.htm> (15.05.2016).

Lavelle, P., Spain, V., A. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. p. 654.

- Leepere, M., Vendel, R.** 2016. Metaanilagukattega Kudjape prügilas arenevate selgrootute (*Invertebrata*) loomade liigiline mitmekesisus ja arvukus. Uurimustöö. Aste Põhikool. 45 lk.
- Lorents, A.** 2013. Bioindikatsioon. Bioloogia õppematerjal kutseõppeasutustele.
<http://www.hariduskeskus.ee/opiobjektid/loodusained/?%D6KOLOOGIA:KESKKONNAPR OBLEEMID:Bioindikatsioon> (15.05.2015).
- Maves AS.** Kudjape prügila sulgemistööde käigus tehtava uuema ladestusala läbikaevamine ja jäätmete sorteerimine. Keskkonnamõju hindamise aruanne.
http://www.kuressaare.ee/uus/public/Kudjape_prygila_KMH_aruanne.pdf (15.05.2016).
- Menta, C.** 2012. Soil Fauna Diversity – Function, Soil Degradation, Biological Indices, Soil Restoration. In: Lameed, G., A. Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World. InTech. Croatia. p. 294.
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F.** 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. Agriculture. Ecosystems and Environment. V. 74. p. 229 – 273.
- Meriste, M.** 2004. Eesti põldude ämblikud, põllu serva mõju nende arvukusele ja liigilisele koosseisule. Magistritöö. Tartu Ülikool. 48 lk.
- Meriste, M., Helm, A., Ivask, M.** 2016. Ground – Dwelling Spider Fauna of Flooded Meadows in Matsalu. Wetlands. p. 1 – 13.
- Meyer, E.** 1996. Methods in Soil Zoology. Methods in soil Biology, part II. Springer LAB Manual (Kandeler, E., Margesin, R., Schinner, F., Öhlinger, R., eds.). Springer Verlag. Berlin. p. 313 – 382.
- Neher, D. A. et al.** 1999. Diversity and Function of soil mesofauna. Biodiversity in Agroecosystems. CRC Press. p. 27 – 42.
- Paoletti, M. G., Bressan, M.** 1996. Soil Invertebrates as Bioindicators of Human Disturbance. Critical Reviews in Plant Sciences. V. 15.
- Paoletti, M., G.** 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. Agriculture, Ecosystems and Environment. V. 74. p. 137 – 155.
- Pearce, J. L., Venier, L. A.** 2006. The use of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) and spiders (*Araneae*) as bioindicators of sustainable forest management: A review. Ecological Indicators. V. 6. Canada. p. 780 – 793.

Pižl, V. 1999. Development of earthworm populations in afforested colliery spoil heaps in northern Bohemia, Czech Republic. *Pedobiologia*. V. 43. p. 691 – 697.

Plakk, T. 2013. Muld, vesi ja elekter.

http://www.eria.ee/www/wpcontent/uploads/2013/01/Muld_vesi_ja_elekter.pdf (25.04.2016).

Platen, H., Witz, 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. Wissenschaftlich – Technische Werkstätten GmbH & Co. Germany.

Ponge, J. F., Gillet, S., Dubs, F., Fedoroff, E., Haese, L., Sousa, J. P., Lavelle, P. 2003. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology & Biochemistry* 35. France. p. 813 – 826.

Reinsalu, E. 2000. Põlevkivi talutav kaevandamine. Konverentsi ettekannete teesid ja artiklid. Jõhvi. 46 lk.

Rengasamy, P., 2010. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Functional Plant Biology*. V. 37. p. 613–620.

Sabais, A. C. W., Scheu, S., Eisenhauer, N. 2011. Plant species richness drives the density and diversity of *Collembola* in temperate grassland. *Acta Oecologica*. V. 37. p. 195 – 202.

Shier, R. 2004. Statistics: 2.3 The Mann – Whitney U Test.

<http://www.statstutor.ac.uk/resources/uploaded/mannwhitney.pdf> (15.05.2016).

Silts, K. 2014. Metsavarise omaduste mõju mullaelustiku koosluste arengule rekultiveeritud Narva põlevkivikarjääris. Magistritöö. Tallinna Tehnikaülikool. 99 lk.

Starast, M. 2009. Keskkonnabiotehnoloogia konspekt. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut.

http://www.eope.ee/download/euni_repository/file/461/KESKKONNABIOTEHNOLOOGI_A.pdf (15.05.2016).

Sunderland, K. 1999. Mechanisms underlying the effects of Spiders on pest populations. *The Journal of Arachnology*. V. 27. p. 308 – 316.

Timm, T., Ivask, M. 2006. Kus ja kellele on vihmaussid ohtlikud?

http://www.eestiloodus.ee/artikkel1689_1681.html (15.05.2016).

Timusk, L. 2012. Mullaelustiku arvukus ja mitmekesisus rekultiveeritud Narva ja Aidu põlevkivikarjäärides. Magistritöö. Tallinna Tehnikaülikool. 78 lk.

- Tsiafouli, M. A., Thebault, E., Sgardelis, S. P., Birkhofer, K.** 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology*. V. 21. p. 973 – 985.
- Tuf, I. H., Tufova, J.** 2008. Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. *Čas. Slez. Muz. Opava*. V. 57. p. 37 – 44.
- Uustal, M.** 2011. Andmeid Tallinna faunast aastatest 1980 – 2010. <https://www.sei-international.org/mediamanager/documents/Publications/SEI-ResearchReport-Uustal-DataOnTheFaunaInTallinn1980to2010-2011.pdf> (15.05.2016).
- Viil, A.** 2011. Põlevkivikarjäärade (kaevandatud alade) rekultiveerimine. Valgma, I (Toim.). *Kaevandamine ja vesi*. Eesti Energia Kaevandused AS, TTÜ Mäeinstituut. Tallinn. 121 lk.
- Öhlinger, R.** 1996. Soil Respiration by Titration. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin. p. 94 – 97.