MTÜ KESKKONNA JA METSANDUSE ARENDUSKESKUS

Ammendatud freesturbavälja reoveesettega töötlemisel tekkiv mõju ökosüsteemi seisundile

Töö täitjad J. Pikka
K. Ots
M. Pikka

Lepingu nr. 3-2 1/12-10/2011

Lepingu algus 01.04.2012
Lepingu lõpp 01.04.2013-04

Sisukord

1. Sissejuhatus 3
2. Uurimistöö esmärk 5
3. Katseala ettevalmistamine 6
3.1. Asukoht ja ala kirjeldus 6
3.2. Jääkmuda vastavus keskkonnanormidele 7
3.3. Maapinna ettevalmistamine 8
3.4. Katsekultuuride istutamine ja külv 8
4. Muldade omadused 9
4.1. Metoodika 9
4.2. Muldade füüsikalised ja keemilised omadused 12
4.3. Muldade mikrobioloogilised omadused 14
5. Settega töötlemise mõju puude kasvule ja arengule 21
5.1. Kasutatud puuliigid 21
5.2. Metoodika 23
5.3. Puude kasvamaminek 23
5.4. Puude kasv 23
5.5. Kultiveerimismeetodid 33
5.6. Puude sessoonne kasv vegetatsiooniperioodil 31
6. Leheanalüüsid 34
7. Rohttaimed 37
7.1. Materjal ja metoodika 37
7.2.Liigiline koosseis ja liigirikkus 38
7.3.Biomassi formeerumise dünaamika 38
7.4.Elementide (P, N, C) sisaldus ja elementide suhe (N/P) taimedes 46
8. Mõju pinnaveele 51
Kokkuvõte 54
Kasutatud kirjandus 55

1. Sissejuhatus

Ammendatud freesturbaväljade korrastamine on keerukas. OÜ Eesti Geoloogiakeskuse poolt on inventeeritud Eestis mahajäetud ja korrastamata jääksoid (Ramst jt. 2005, 2006, 2007, 2008) ja arvestatud nende pindalaks ca 9400 ha. Töösolevate freesväljakute pindala on ca 20 000 ha, millest osa on ettenähtud peale ammendamist metsastada.

Metsastamisel tuleb arvestada terve rea probleemidega:

- suured lagedad alad, mistõttu mikrokliima puude kasvuks ebasoodne (põua ja külmakerke
  oht, liigniiskus). Metsastamine järk-järgult parandab mikrokliimat.
- toitainete puudus ja tasakaalustamatus, turba happelisus.
- kitsad kraavidevahelised peenrad
- metsloomad
- pehme pinnase tõttu raskendatud pääs ammendatud alale ja maapinna ettevalmistamine

Aastakümneid taimestumata ja korrastamata turbaalad on tuleohtlikud, neist toimub setete kandumine veekogudesse, on CO_2 allikaks ja on ebaesteetilised. Metsastamine on õnnestunud väetiste kasutamise korral. Eesti metsateadlaste (U. Valk, J. Pikk jt.) katsed mineraalväetistega näitavad, et kõrge tootlikkuse saavutamiseks on vajalikud kordusväetused, kuna esialgselt lisatud toitainete varu ammendub. See on töömahukas ja kulukas (Pikk, 2011).

Alternatiiviks väetiste kasutamisele on kasutada suuremahulisi jäätmeid – reoveesetet (jääkmuda).

Jääkmuda tekib igapäevaselt suurtes kogustes ja on probleemiks vee-ettevõtetele. Ainuüksi Tallinna heitveepuhastusjaamas tekib üle 30 000 tonni jääkmuda aastas. Selliste koguste kuhjumisega kaasnevad olulised keskkonnaprobleemid. Samas sisaldab ta rikkalikult kõiki puudele vajalikke toitaineid. 2000. aastal tekkis Euroopa Liidus 7,2 miljonit tonni setet (kuivaines), millest kasutati ainult 40%, seda põhiliselt põllumajanduses (European Commission, 2003). Seetõttu on reoveesetete kasutusvõimaluste uurimine aktuaalne kogu maailmas seniajani. Uuritakse kasutusvõimalusi nii metsastamiseks (Bramryd, 2001, Baltrėnaitė ja Butkus, 2007, Lu et al., 2012) kui ka sette kasutamisega kaasnevaid keskkonnaprobleeme (Baltrėnaitė et al., 2009, Kelly et al., 2011).

Kompleksel lähenemisel saavutatakse mitmekordne efekt - jääksoode korrastamine, hea tootlikusega puistud, CO_2 bilansi muutumine positiivseks, majanduslik tasuvus. Sette kasutamine võimaldab märkimisväärselt vähendada nende ladestamist prügilatesse ja omab olulist keskkonnapoliitilist tähtsust. Katsed Tallinna heitveepuhastusjaama jääkmudaga

näitavad, et vähemalt 9 aasta jooksul on puude juurdekasv olnud väga kõrge. CO_2 sidumine on seda suurem, mida tootlikum on mets. Samuti toimib selline mets efektiivse “veepumbana” ja tulekaitseribana. Mets on oluline loodusliku mitmekesisuse suurendajana. Metsastatud ala on hea tuuletõke ja vähendab turba kannet kraavidesse. Käesolev töö on valminud MTÜ Keskkonna ja Metsanduse Arenduskeskus ja KIK vahel sõlmitud lepingu 3-2.1/28-10/2011 alusel.

2. Uurimistöö eesmärk

Uurimistöö eesmärgiks oli selgitada, kuidas mõjutab ammendatud freesvälja töötlemine jääkmudaga ala ökoloogilist seisundit, sh.:

- milliseid muutusi toob kaasa mudaga töötlemine töödeldud muldade füüsikalistele, keemilistele ja mikrobioloogilistele omadustele;
- töötlemise mõju erinevate puuliikide kasvamaminekule ja morfoloogilistele näitajatele;
- mõju erinevate liikide kasvuperioodi pikkusele ja puude varustamisele toitainetega;
- mõju rohttaimestikule;
- mõju veekeskkonnale;
- metsastamist takistavad tegurid mudaga töödeldud aladel;

3. Katsealade ettevalmistamine

3.1. Asukoht ja ala kirjeldus

Joonis 1. Rae freesturbaväli.

Uuringud viidi läbi Harju maakonnas Rae vallas paiknevas Rae rabas (59º24' põhjalaiust, 24º54' idapikkust) ammendatud freesturbaväljal (Joonis 1). Soo asub Põhja – Eesti lavamaal, lamedas nõos. Soo pindala on 1210 ha, millest madalsoolasundit on 383, raba – segalasundit 348 ja rabalasundit 479 ha (Orru, 1995). AS Ahtol kasutab Rea turbatootmisala (kat.üksus 65301:002:0600) freesturba tootmiseks kaevandamisloa HRAM-025 (L.MK.HA 16936) alusel. Ala pindala on 184,2 ha. Luba kehtib kuni 06.10.2020. Selle ala kõrval asub Rae 2 turbatootmisala (Soometsa kinnistu, kat. üksus 65301:002:0502) pindalaga 149,57 ha. Loa HARM-063 (L.MK.36003) kehtivus on kuni 07.03.2030. a. Uuringute põhiraskus oli Rae freesturbavälja ammendunud osas. Ala on mosaiikne, kohati paljandub savi, samas esineb erineva tüsedusega jääkturba kiht. Maapinnal esineb kive. (Foto 1). Võrdluseks uuriti muldade seisundit ka 2002/03 etetvalmistatud ja 2004. a. rajatud katsealal.

Katseala rajati soo loodeosas paiknevale freesturbavälja ammendatud osale. Katseala on mõlemalt poolt piiratud kuivenduskraavidega, ala laius ca 50 m. Piirdekraavi ääres paikneb 3-4 m ulatuses põhiliselt kaskedega, aga ka raagremmelgate ja haabadega kaetud puude riba. Puude kõrgus 3-5 m.

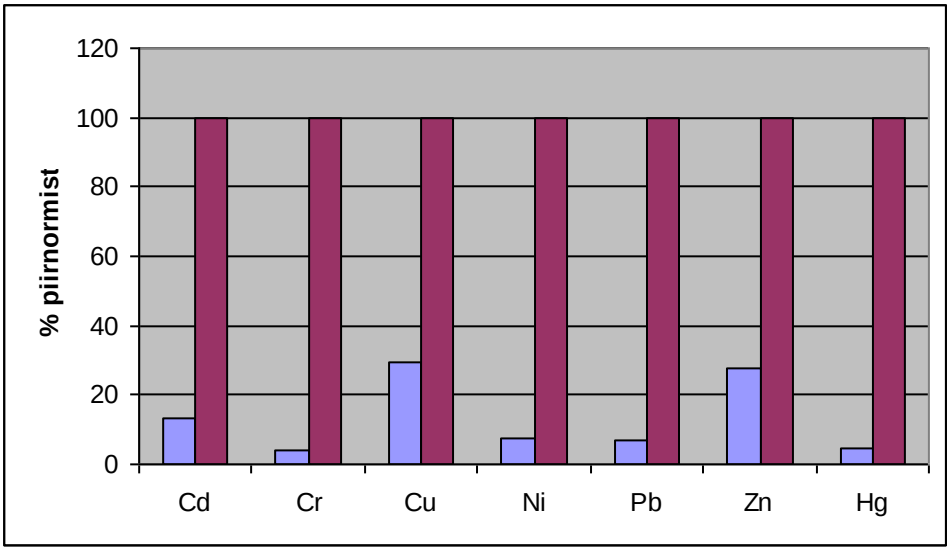
Vanem katseala asub freesvälja lääneosas vahetult turbaväljale mineva tee ääres. Katseala rajati 2002/2003. a. ja puude istutus sellele toimus 2004-2008. a.

Foto 1. Katseala enne maapinna töötlemist jääkmudaga. Ala kaetud erineva tüsedusega turbaga. Vahekraavi kaevamise käigus on välja tulnud kivid.

3.2. Jääkmuda vastavus keskkonnanormidele

Katseteks kasutati Tallinna heitveepuhastusjaama setet (jääkmuda). Setet on anaeroobselt töödeldud, kuivainesisaldus 27-28%, pH 8,4. Esialgselt on muda pastataoline sitke kleepuv aine. See muudab sette töötlemise kohapeal raskeks. Keskkonnaministri 30. detsembri 2002. a. määrusega nr. 78 (Reoveesette põllumajanduses..., 2003) on kehtestatud piirnormid jääkmudas sisalduvatele raskmetallidele (Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Cu ja Zn). Jooniselt 2 näeme, et raskmetallide sisaldus jäi kõigi elementide osas alla Eestis kasutada lubatud piirnormidele, moodustades lubatust 7-29%. Mitmed neist, eelkõige Cu ja Zn, on vajalikud ka taimede elutegevuseks.

Keskmine kasutatud kogus oli 110 t/ha kuivaines.



Joonis 2. Raskmetallide sisaldus jääkmudas võrreldes keskkonnaministri 30. detsembri 2002. a. määrusega nr. 78 kehtestatud piirnormiga.

Raskmetallide vastavust normidele on näidanud ka varasemad uuringud (Pikka, 2004, (Reoveesette...,2010).

3.3. Maapinna ettevalmistamine

Maapinna ettevalmistamine toimus 2011. a. ja 2012. a. talvel. Tingituna turba kõrgest niiskusesisaldusest on võimalik alale pealesaamine ainult külmunud maa korral. Selleks tallati tee sisse traktoritega. 2011. a. ladestati muda aunadesse. Mudale lisati turvast ja mass segati buldooseriga. Kevadel aeti segu buldooseriga laiali. Muda on esialgselt pastataoline kleepuv aine. Seetõttu ei saavutatud ühtlast segamist kogu ala ulatuses.

2012. a. otsustati panna muda vaalu. Muda lükati aprillis peale lume sulamist buldooseriga laiali. Suvel niideti ala. Sügisel künti ala uudismaa adraga ja siis kultiveeriti.

3.4. Katsekultuuride istutamine ja külv

2011. a. istutati osa puid kevadel (mais), osa sügisel (septembris). 2012. a. istutati puid kevadel. Istutatud liigid on ära toodud vastavas peatükis. Puud istutati seaduga 3x3m. Enne istutust tähistati ridade otsad tokkidega. Samuti külvati mõlemal aastal tugeva mudaga kaetud alale hariliku jalaka seemet. Nõrga mudaga töödeldud alale külvati 2011 ja 2012. a. hariliku saare seemet ning hariliku tamme tõrusid, 2012. a. sügisel ka punase tamme tõrusid. 2011.a. külvati aunakohtadesse punase leedri seemet. Arvestades varasemate kogemustega, et töödeldud alad kattuvad tiheda rohuga, kasutati istutamiseks tavapärasest suuremaid taimi.

4. Mulla keemilised ja mikrobioloogilised omadused

4.1. Metoodika

Mullaproovid võeti 28.mail ja 25. septembril 2012.a. Kevadised proovid võeti järgmistest asukohtadest:

1- proovitükk nr. 1 lõunaosast suurte jalakate vahelt
2- sangleppade vahelt tugeva mudaga rohtunud alalt
3- jääkmuda
4- turvas äärekraavi ääres (kontroll)
5- jääkmudaga töötlemata savine ala, kuhu 2011.a. sügisel istutati saared
6- turba ja savisegune ala
7- arukase 2004. a. istutus jääkmudaga töödeldud alal
8- hariliku kuuse 2004. a. istutus jääkmudaga töödeldud alal
9- sanglepa 2004. a. istutus jääkmudaga töödeldud alal, alustaimestikus harilik vereurmarohi
10- 2004. a. kontrollala

Sügisesed proovid võeti järgmistest asukohtadest:

1- proovitükk nr. 1 lõunaosast suurte jalakate vahelt
2- sangleppade vahelt tugeva mudaga rohtunud alalt
3- jääkmuda
4- sangleppade vahelt vähese mudaga alalt
5- turvas äärekraavi ääres jalakad (kontroll)
6- sanglepa istutus 2004. a. jääkmudaga töödeldud alal, alustaimestikus kõrvenõges
7- arukase 2004.a. istutus jääkmudaga töödeldud alal
8- hariliku kuuse 2004.a. istutus jääkmudaga töödeldud alal
9- sanglepa 2004.a. istutus jääkmudaga töödeldud alal, alustaimestikus harilik vereurmarohi
10- 2004. a. kontrollala

Omavahel kattusid kevadised ja sügisesed proovid 1-3 ja 7-10.

Mullaproovid võeti 20 cm sügavuselt mullapuuriga. Alal liiguti S-kujuliselt, koondproov koosnes 25-30 üksikproovist. Koheselt peale proovide võtmist viidi need Sakusse Põllumajandusuuringute Keskusesse keemiliseks analüüsiks. Katsemeetodid: pH_{KCl}- ISO 10390, $N_{üld}$ ISO 10694:1995(elementanalüüs), C_{org} ISO 13878:1998 (elementanalüüs), $P_{üld}$, $K_{üld}$ PMK-JJ-1A, P, K Mehlich III, NO_3-N, NO_2-N ja NH_4-N inKCL.

Mulla mikrobioloogilised uuringud võimaldavad hinnata mikroobide arvu ja tasakaalu mullas, mineraliseerumise kiirust ja sellest tingitud puude kasvu soodustavaid või pidurdavaid protsesse. Proovid mikroorganismide arvukuse määramiseks võeti pealmisest 10 cm mullakihist PMK mikrobioloog Helgi Laitamme poolt, kes määras mulla pH_{H2O}, mulla kuivaine sisalduse % ja mikroorganismide arvukuse 1 g kuivaines. Proovid võeti samadest kohtadest ja samaaegselt mullaproovide võtmisega mullapuuriga. Mikroorganismide arvukus hinnati tuhandetes tükkides 1 g kuiva mulla kohta. Analüüsimiseks kasutati järgmisi söötmeid: mikroseened virdeagaril, *Fusarium* Nash-Snyderil, aktinomütseedid TAA-l, bakterite üldarv PCA-l, nitrifitseerijad bakterid veeagaril, denitrifitseerivad bakterid Hiltayl, tselluloosilagundajad bakterid Hutchinsonil ja desulfureerijad bakterid Starkeyl. Mulla kuivainesisaldus määramiseks kuivatati muld 105° C juures, pH määrati vesilahusest.

Välitööde käigus tehti ka mullakaeveid ja kirjeldati need. Kogu katseala muld oli enne mudaga töötlemist äärmiselt heterogeenne. Paljudes kohtades oli paljandunud savi, äärekraavi ääres oli kohati sügav turbakiht, sama ka idapoolses osas. Vahekraavi kaevamise käigus väljakaevatud pinnas sisaldas nii savi kui turvast. Mudaga segamise käigus tekkis heterogeense koostisega tehismuld. Kokku tehti 15 mullakaevet, mille tulemused on toodud alljärgnevalt tabelis 1.

Tabel 1. Mullakaevete kirjeldused

	Horisondi paksus, cm	Horisondi kirjeldus
Proov 1	0-18	Huumushorisont (turvas+muda) segus saviga (savi esineb laikudena, u. 25%)
(jalaka 1. ja 2. rea vahelt)	18-40	Puhas turvas (hele)
Taimeproov võetud samast	40-	Turvas
Proov 2	0-9	Huumushorisont segus saviga, suhteliselt homogeenne, sisaldab hästi vähe muda
6-nda jalaka juures	9-40	Domineerivalt turvas
Proov 3	0-22	Huumushorisont – rohkelt muda segus turbaga, 10% savi
Sanglepa 4-s rida	22-40	Turvas

Auna keskosa ja ääre vahel		
Proov 4 Auna koht	0-19 19-40	Huumushorisont – muda segus turbaga, sisaldab väga vähe savi Savi
Proov 5 Aunakoht, kõrval külvatud jalakas	0-21 21-22 22-28 28-35 35-	Huumushorisont Lagunemata sete (1-1,5 cm) Savi Turvas Savi
Proov 6 Kontrollala, üle 50 cm Turvast, oblika proovi koht	 0-5 5-50	 Hästi lagunenud turvas Vähem lagunenud turvas
Proov 7 Kaskede teine kordus Ohaka taimeproovi koht	0-26 26-40	Sete on turbaga väga hästi segunenud (hästi mure pealiskiht) Turvas
Proov 8 Kontrollala Oblika taimeproovi koht	0-13 13-	Hästi lagunenud turvas Vähe lagunenud turvas
Proov 9 Sügisene laotus Osja taimeproovikoht	0-8 8-	Puhas muld, setet väga vähe Savi + kiviklibu
Proov 10 Mullaproov nr 5 Osja taimeproovikoht	0-2 2-	Muld (turvas mineraliseerunud) Turvas
Proov 11		

Osja alast metsa poole	0-10 10-	Mineraliseerunud turvas + sete Savi
Proov 12 Kesalille taimeproovi ruut	0-15 15-	Mineraliseerunud turvas + sete Savi
Proov 13 Mullaproov nr 6 Taimestik vaene	0-14 14-	Turvas + imevähe setet Savi
Proov 14 Osi+paiseleht+(pilli)roog	0-7 7-	Sõre kiht, peamiselt hästilagunenud turvas Savi
Proov 15 Puhas oblika kasvuala	0-5 5-	Hästi lagunenud turvas Halvasti lagunenud turvas

Tingituna ala heterogeensusest ja muda segamise tehnoloogiast jäi ala peale töötlemist eriilmeliseks. Mulla profiilid muutusid väga kiiresti. Kohati oli ala kaetud kividega.

4.2. Muldade füüsikalised ja keemilised omadused

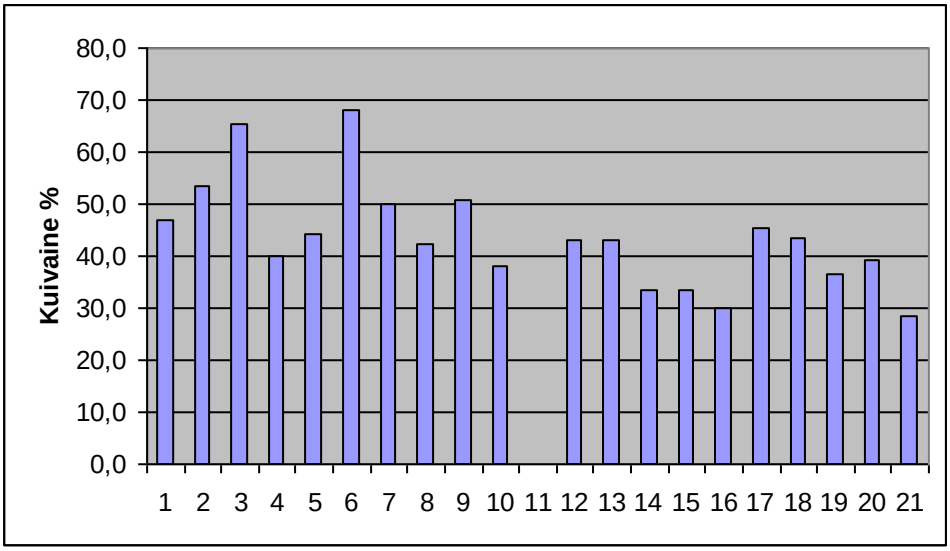
Mulla keemiliste analüüside tulemused on toodud tabelis 2. Töötlemise tagajärjel tõusis kõige rohkem fosfori sisaldus mullas, samuti üldlämmastiku ning nitraat- ja ammooniumlämmastiku sisaldus.

Muldade analüüsi tulemusi on hinnatud eraldi 2011/12 rajatud (uus ala) ja 2002/03. a. rajatud katsealade (vana ala) lõikes. Mulla kuivaine sisaldus kevadiste ja sügiseste proovide võrdluses näitas, et see oli kõrgem kevadel. Põhjuseks vihmane sügis.

Uuel alal on näha, et kuivaine sisaldus oli kõrgem suure jääkmuda sisaldusega proovitükkidel 2 ,3, ning ptk. 6 mis asus savipinnases. Vanal alal oli kuivaine sisaldus kõrgem kõigil mudaga töödeldud proovitükkidel võrreldes töötlemata alaga. Kuivaine sisaldus mullas sõltus ka puuliigist, olles kõrgem arukase ja sanglepa aladel. Ilmselt on see

28.05.12							mg/kg			
Proovi nr.	pH_{kCl}	N %	C %	K(üld)	Kmelh	P (üld)	Pmelh	NH_4-N	NO_3-N	N:P
1	7,1	0,47	12,01	742	44	1136	174	3,9	8,7	4,1
2	6,9	0,94	14,99	1145	90	14475	555	11,0	198,5	0,6
3	6,7	2,47	23,19	1145	219	23083	420	99,2	478,2	1,1
4	6,1	0,81	23,48	1074	56	587	134	5,9	5,2	13,8
5	6,9	0,44	10,78	898	38	1313	47	3,2	2,4	3,4
6	7,1	0,60	11,61	908	47	2319	316	4,3	9,0	2,6
7	6,7	1,29	20,47	792	175	13259	231	6,6	45,2	1,0
8	6,6	1,33	22,51	1117	277	19145	259	8,9	73,3	0,7
9	6,8	1,06	14,36	1008	137	15795	247	6,4	50,0	0,7
10	3,2	0,97	47,15	228	39	341	282	17,0	4,6	28,4
09.25.12										
1	7,0	0,62	12,95	1205	89	3944	591	7,6	38,7	1,6
2	7,0	0,57	10,23	1333	145	4912	577	10,8	119,7	1,2
3	6,5	2,25	22,74	1257	492	24400	564	37,4	237,9	0,9
5	6,9	0,58	18,05	1227	56	1036	84	6,4	3	5,6
4	6,5	0,65	20,16	877	59	1808	306	23	9,7	3,6
6	7,0	0,9	14,95	1388	191	10997	221	15,1	84,1	0,8
7	6,9	0,83	16,18	878	167	9900	309	17	21,8	0,8
8	6,5	1,39	25,67	955	247	14705	201	11,4	88,5	0,9
9	6,5	1,29	22,16	1221	306	13225	208	60,9	120,1	1,0
10	3,4	0,92	45,34	196	87	1364	397	56,1	10,8	6,7

Tabel 2. Muldade keemilised näitajad kevadel ja sügisel.



Joonis 3. Muldade kuivaine sisaldus kevadel (1-10) ja sügisel (12-21). Kuivaine sisaldus sõltub nii mulla omadustest kui taimestikust.

seotud lehtpuude intensiivsemast kasvust võrreldes kuusega ja sellest tingitud suuremast veetarbimisest.

Pikaajalise mõju selgitamiseks võrreldi 2011.a. töödeldud alade muldade keemilisi koostisi 2004. a. rajatud katsekultuuride mullaga (proovid 7-10). 2004. a. istutati alale, mida oli

2002/03. a. töödeldud 1000 t/ha (280 t kuivaines) mudaga, arukased, harilikud kuused ja sanglepad. 2004. a. katseala muld on homogeenne. Võrreldes kontrollalaga on säilinud olulised erinevused nii muldade füüsikalistes, keemilistes kui mikrobioloogilistes omadustes. Oluliseks mulla omaduste näitajaks on pH. Reeglina paraneb toitainete omastatavus happelistel muldadel nende neutraliseerimise korral. Keskkonnakaitseliselt on mulla pH oluline eelkõige seetõttu, et raskmetallid on kergesti liikuvad happelises keskkonnas (Kabata-Pendias, Kabata, 1992). Eestis puudusid andmed sette pikaajalise mõju kohta mulla happesusele. Võrreldes kontrolliga oli pH kõigil proovitükkidel kõrgem 4 ühiku võrra. Arvestades lisaks raskmetallide suhtelist tagasihoidlikku esinemist settes võib väita, et oht raskmetallide sattumise võimalustest loodusesse on minimaalne.

Kontrollalaga võrreldes oli töödeldud aladel kõigi makroelementide sisaldus kõrge. Samas erinesid mulla keemilised näitajad eri puuliikide alt võetud proovides. Kõige kõrgemad olid põhitoitainete (N,P,K) ja lämmastiku eri vormide sisaldused kuuse alal. Seda saab ilmselt siduda sellega, et kuuse biomass ha kohta oli seal kõige väiksem ja tarvitatud toitainete hulk seeläbi väiksem. Sanglepa ja arukase võrdluses oli P ja K sisaldus suurem sanglepa alal, N ja orgaanilise C sisaldus mullas oli suurem arukase korral. See on tingitud erinevast toitainete omastamisest eri liikide poolt. Maismaa ökosüsteemides on kõige olulisemateks taimede kasvu limiteerivateks elementideks lämmastik ja fosfor (Güsewell, 2004). Samuti peetakse oluliseks nende omavahelist suhet mullas. Tingituna fosfori kõrgest sisaldusest settes jäi see kõigil töödeldud aladel vahemikku 0,6-4,1, vanal katsealal vahemikku 0,7-1,0. Vaatamata fosfori suurele osakaalule mullas oli puude kasv hea. Samas võib tulevikus lämmastiku puudus hakata limiteerima puude kasvu.

4.3. Muldade mikrobioloogilised omadused

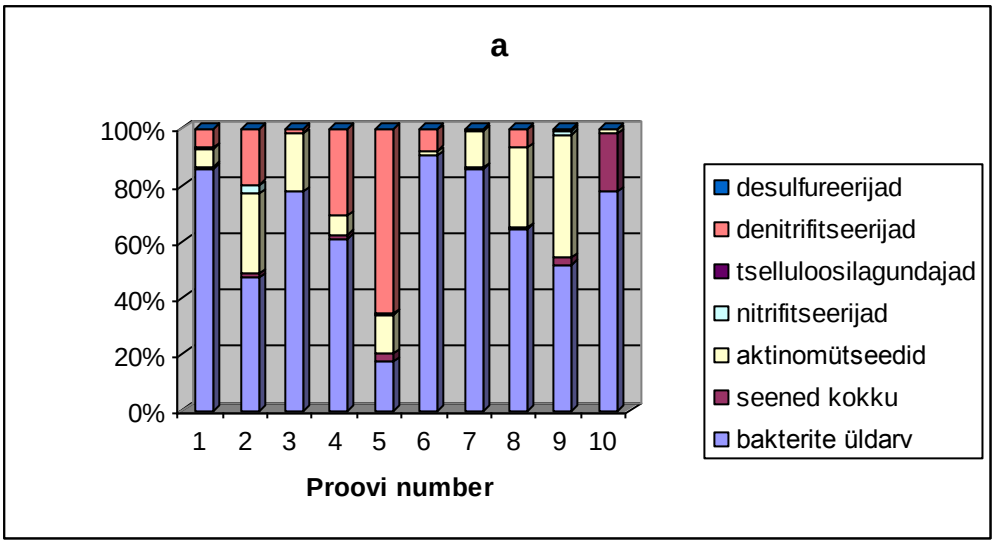
Suur osa toitainest on mudas organilise ainena. Orgaanilise aine ümbertöötlemine on võimalik ainult mikroorganismide abil. Mikroobid on osa mulla elustikust ja nende aktiivsus on väga oluline muldade toimimise seisukohast (Winding jt., 2005). Mulla mikroorganismide arvukus sõltub mulla orgaanilise aine sisaldusest (Kask, 1996). Põhilised uuringud reoveesette mõju kohta mulla mikroorganismide kohta on läbi viidud põllu- või rohumaadel (Mantovi jt., 2005, Sullivan jt., 2006, Rogers & Smith, 2007). Settega töötlemise mõjul suureneb mikroobide üldmass ja nende aktiivsus (Kelly jt., 2007, Selivanovskaya jt., 2001, Selivanovskaya ja Latypova, 2006; Witter jt. 1993), heterotroofsete bakterite, seente ja aktinomütseetide arvukus (Sullivan jt 2006, Pepper jt 2008). On täheldatud mikroorganismide populatsiooni kasvu 34-150 korda peale mulla töötlemist mudaga (Li jt.,

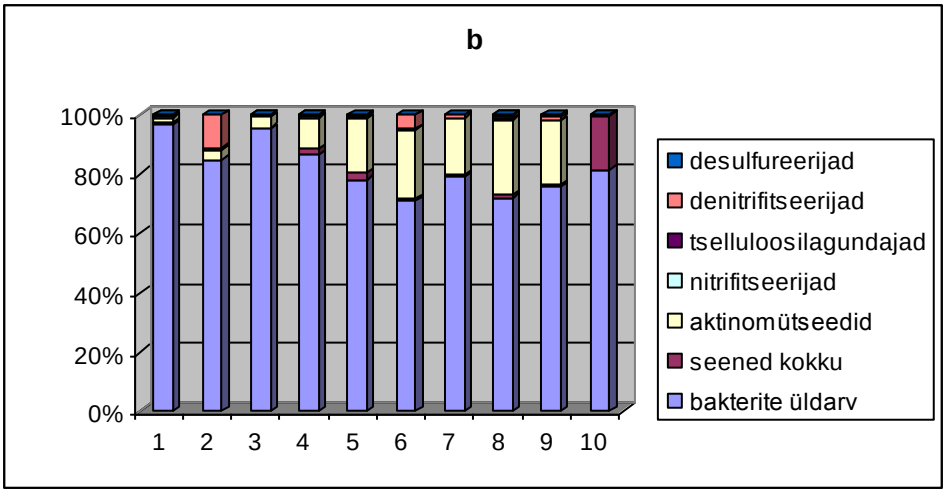
2005). Uuringuid sette kasutamise pikaajalise mõju kohta on tehtud vähe (Zerzghi jt., 2010). Looduslik rabaturvas on mikroorganismide vaene (Gurfel, Lasting, 1966). Mikroobid on tundlikud mullas toimuvatele keskkonnamuutustele. Mikrobioloogilised uuringud on olulised, mõistmaks mullas settega töötlemise tagajärjel toimuvaid protsesse ja selle pikaajalist mõju.

Alljärgnevas analüüsis on kasutatud mõisteid uus ja vana ala. Uue alana vaadeldakse 2011. a. ettevalmistatud ala, vana alana 2002/2003 ettevalmistatud katsekultuuride ala.

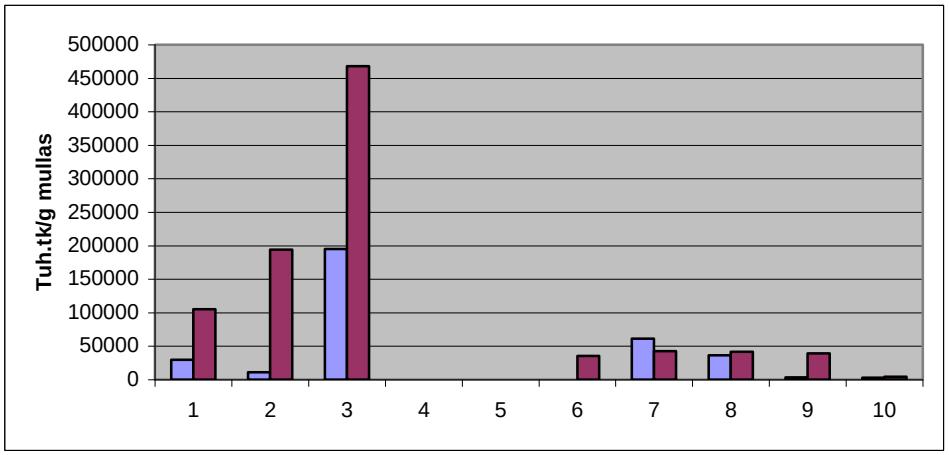
Mikroobide arvukus võetud proovides on väga erinev, erinedes nii töödeldud kui töötlemata aladel, samuti erinesid need uuel ja vanal töödeldud aladel. Kõige madalam oli mikroobide arvukus töötlemata jääksool. Eriti väike oli seal aktinomütseetide, nitrifitseerijate, denitrifitseerivate, desulfureerijate ja tselluloosilagundajate bakterite arvukus. Ainsa grupina oli kõrge mikroseente arvukus. Töötlemine mudaga tõstis mikroorganismide arvukust kordades. Mikroorganismide arvukus ja füsioloogiliste gruppide vahekord oli erinev kevadel ja sügisel (Joonis 4a,b). Mikroorganismide arvukus kõigub eri proovides, nende koguarvus esineb kevadel 65-kordne ja sügisel 95-kordne vahe.

Füsioloogilised grupid. Kõige arvukamaks füsioloogiliseks grupiks on **bakterid** (Joonis 5), moodustades kevadel analüüsitud mikroorganismidest (17)47-90%. Kõige väiksem, 17%, on bakterite osakaal proovis, milline on võetud savisest töötlemata mullast. Bakterite arvukus eri proovides erineb kevadel 130 korda ja sügisel 111 korda. Sügisel kasvas bakterite osakaal, jäädes vahemikku 71-97% mikroobide üldarvust. Sügisestes proovides bakterite üldarv kasvas võrreldes kevadisega uuel alal 1,1-17,5 korda. Nii kevadel kui sügisel oli kõige kõrgem mikroobide, sh. bakterite, arvukus puhtal mudal. Vanal katsealal oli mikroorganismide arvukus stabiilsem ja sügisene arvukuse tõus väiksem võrreldes uue alaga.





Joonis 4. Füsioloogiliste gruppide osakaal analüüsitud mikroobide üldarvust kevadel (a) ja sügisel (b). Sügisestes proovides on tõusnud bakterite osakaal.

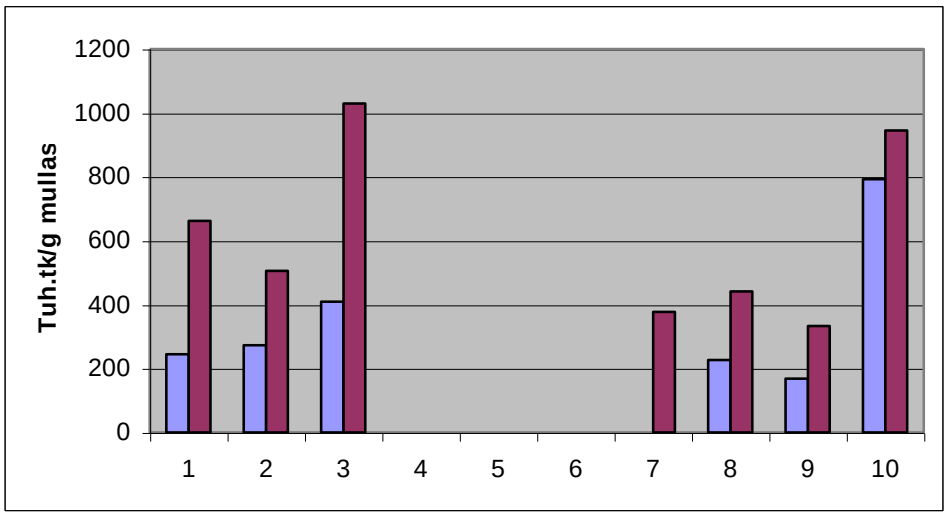


Joonis 5. Bakterite üldarv kevadel ja sügisel. Üldarv on väiksem vanal alal.

Uuel alal bakterite arvukus kasvas, vanal alal oli see stabiilne. Joonistel 5 -11 on toodud proovialad, kus proov on võetud nii sügisel kui kevadel. Täiendavalt toodud proov 6 vanal alal, kus kevadist proovi ei võetud.

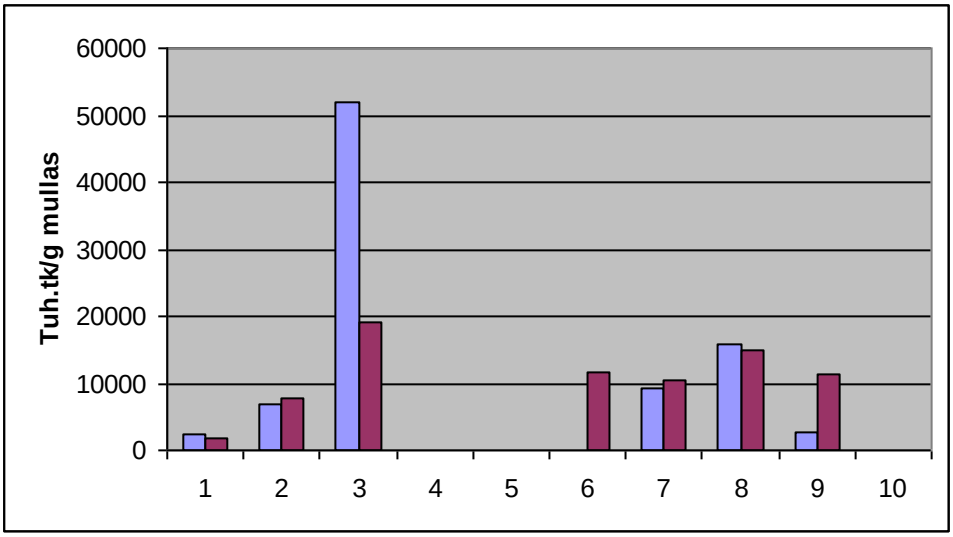
Mikroseened on ainuke grupp, mille arvukus ja osakaal mikroobide üldarvust langes võrreldes kontrolliga tugevalt (Joonis 6). Töötlemata turbas oli seente kogus 1 g mullas kevadel 797,5 tuh.tk ja sügisel 945,9 tuh.tk. Mikroseente osakaal üldarvust oli kevadel 20,5% ja sügisel 18,3%. Koos bakteritega moodustasid nad põhiosa mikroobidest, vastavalt 98% ja 99,6%. Ülejäänud aladel jäi seente osatähtsus 0,2-2,7% vahele. Võrreldes töötlemata turbaga oli ülejäänud aladel seente arvukus kuni 4,7 korda väiksem. Suurem oli seente osatähtsus väiksema mudaga aladel. Erandiks oli seente kõrge arvukus sügisel mudas 1029

tuh. tk. 1 g. Mikroseentest moodustasid põhiosa hallitusseened 94,1-99,2%. Pärmseente osakaal oli 0-4,6% ja fusariumil 0,04-4,6%.



Joonis 6. Mikroseente arvukus oli kõigil juhtudel sügisel suurem kui kevadel.

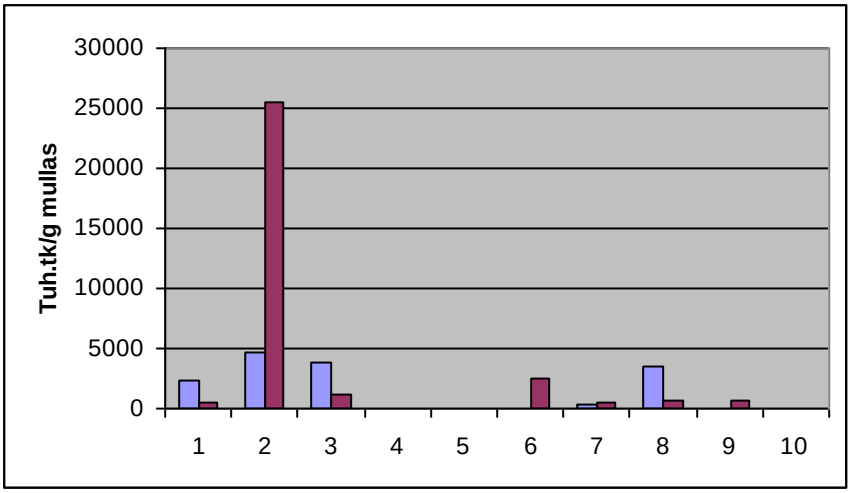
Aktinomütseetide osatähtsus oli 0,4-43,5% üldarvust. Suurem oli aktinomütseetide osakaal kevadel. Sügisel osa proovides nende arvukus langes, osadel tõusis, olles vahemikus 0,4-2,6 kevadisest. Võetud proovidest esineb kõige rohkem aktinomütseete puhtas mudas, kevadel 19100 ja sügisel 52000 tuh.tk/g (Joonis 7).



Joonis 7. Aktinomütseetide arvukus oli kevadel kõrge jääkmudal.

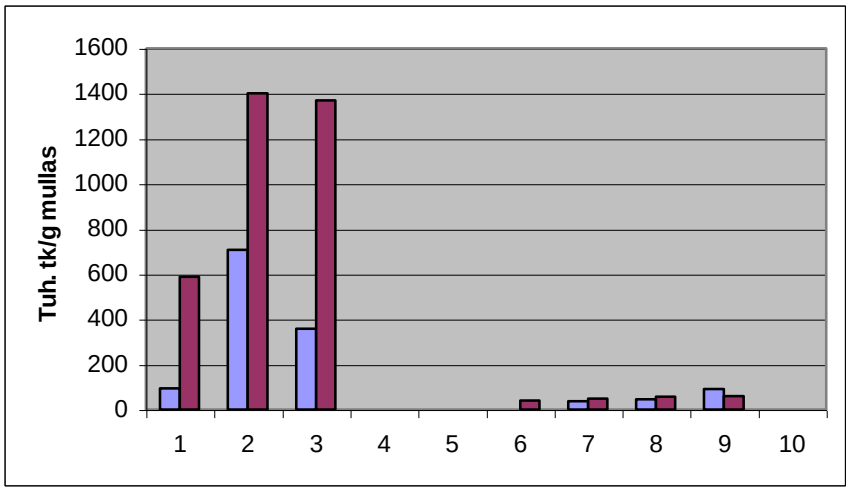
Lämmastikuringe seisukohalt on eriti oluline osa **denitrifitseerijatel ja nitrifitseerivatel bakteritel**. Denitrifitseerijad bakterid toimivad nii ammonifitseerijatena kui

denitrifikaatoritena. Nende arvukus kontrollis oli minimaalne. Denitrifitseerijate arvukus oli reeglina suurem kevadel. Kevadel moodustasid nad 0,03-65,67% mikroobide koguarvust. Sügiseks nende arvukus stabiliseerus, jäädes vahemikku 0,027-11,12% koguarvust. Erandiks on proov 2, kus sügisel on arvukus 5,5 korda suurem kui kevadel (Joonis 8). Reeglina on arvukus kõrgem kevadel. Erandiks on rohke mudaga töödeldud proov 2.



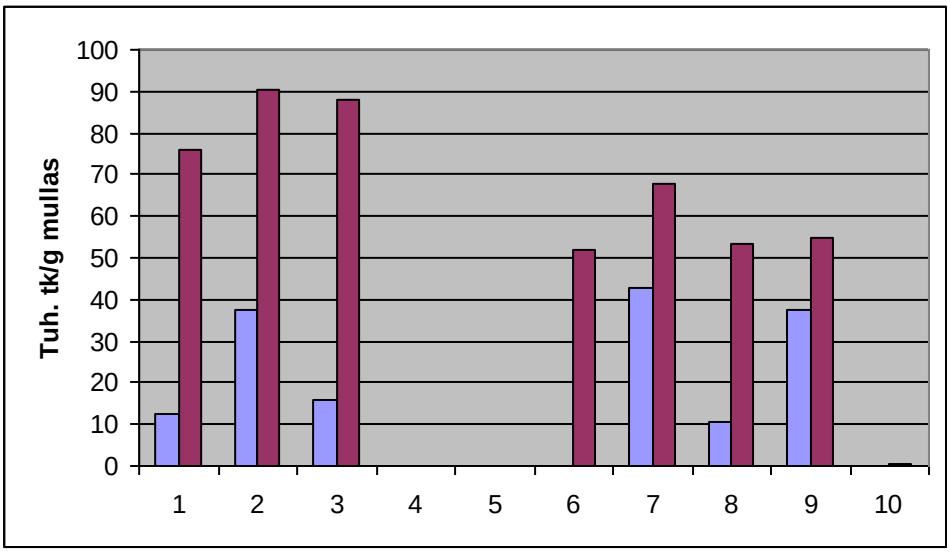
Joonis 8. Denitrifitseerijate bakterite arvukus kevadel ja sügisel.

Nitrifitseerijate bakterite osakaal üldarvust oli väike, jäädes kevadel 0,005-3,01% ja sügisel 0,002-0,61% vahemikku. Nitrifitseerijaid baktereid leidus rohkem sügisestes proovides, uuel alal 2-13,2 korda rohkem kui kevadel. Vanal alal oli arvukus suhteliselt stabiilne. Nende osatähtsus mullas on suur, neid peetakse orgaanilise aine mineralisatsiooniprotsessi lõppfaasi näitajaks (Lasting jt., 1966). Nitrifitseerijate arvukus on kõrge proovis 2 ja 3, s.o. tugeva mudaga töödeldud alas ja mudas (Joonis 9)



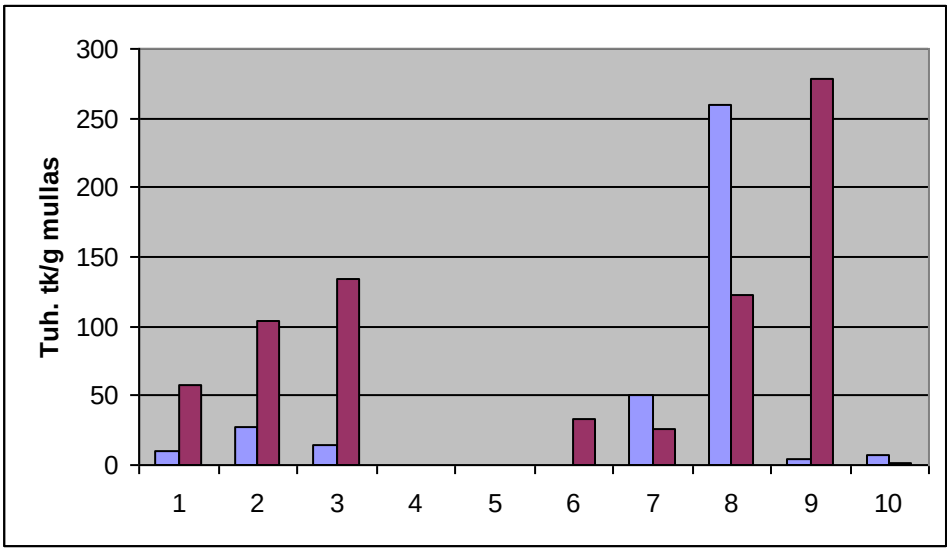
Joonis 9. Nitrifitseerijate bakterite arv kevadel (esimene tulp) ja sügisel (teine tulp). Nitrifitseerijate arvukus vanal katsealal (proov 7-9) on stabiliseerunud.

Tselluloosilagundajate osa mullaprotsessides on oluline, kuna taimejäänuste üheks põhiosaks on tselluloos. Tselluloosilagundajate arvukus sügisel tõusis (Joonis 10). Seda võib seletada sellega, et sügisese proovi võtmise ajal oli osa taimestikust surnud.



Joonis 10. Tselluloosilagundajate arv kevadel (esimene tulp) ja sügisel (teine tulp). Reeglina arvukus kõrgem sügisel.

Desulfureerijad bakterid omavad tähtsust väävliringe seisukohalt. Nende arvukus 1 g kuivas mullas kõigub suurtes piirides, kevadel 1,13-259 ja sügisel 1,58 -279 tuh. tk. (Joonis 11).



Joonis 11. Desulfureerijate bakterite arv kevadel (esimene tulp) ja sügisel (teine tulp). Reeglina arvukus kõrgem sügisel.

Mikroobide koostis risosfääris sõltub mulla keemilistest ja füüsikalistest omadustest, mulla tüübist ja taimeliigist (Kourtev jt., 2002, Wardle jt., 2004).

Uue ja vana katseala võrdluses selgub, et mikroobide arvukus ja koosseis oli tunduvalt stabiilsem vanal alal. Kevadel oli tähelepanuväärne, et teistest tunduvalt erines vanal alal mikroobide arvukus sangleppade all. Eriti väike oli bakterite arvukus, mis oli ligilähedane kontrollala omaga. Madal oli ka denitrifitseerijate bakterite ja desulfureerijate bakterite arv. Samas ületas nitrifitseerijate arv nii kuuse kui arukase aladel oleva. Kuivaine sisaldus mullas ja pH oli praktiliselt võrdne arukase alaga. Tähelepanuväärne oli, et sanglepa ala oli alustaimestikus ainult harilik vereurmarohi (*Chelidonium majus*), arukaskede all harilik kõrvenõges (*Urtica dioica*). On võimalik, et vereurmarohi võib pärssida mikroobide elutegevust. Juureeritiste kogus ja koostis on oluliseks mikroobe mõjutavaks teguriks (Marschner jt., 2004). Seetõttu võeti septembris proovid ka sanglepa alalt, kus alustaimestikus lokkas kõrvenõges. Tulemused näitasid, et mikroorganismide arvukus ja koosseis sõltusid mulla omaduste kõrval ka kasutatud puuliikidest ja alustaimestikust.

5. Settega töötlemise mõju puude kasvule ja arengule

Jääksoo settega töötlemise eesmärk oli selgitada, kuidas mõjutab see puude kasvu ja arengut, millised on sobivad puuliigid ja sobiv istutusmaterjali suurus, võrrelda kevadist ja sügisest istutust, analüüsida kaasnevaid probleeme. Puude istutamine toimus 2011. a. kevadel ja sügisel ning 2012. a. kevadel nii settega töödeldud kui töötlemata jääksoole.

5.1. Kasutatud puuliigid

Puuliikide valikul eelistati kodumaiseid kiirekasvulisi lehtpuuliike – aru- ja sookaske, sangleppa, harilikku jalakat, harilikku ja hübriidhaaba. Samuti istutati harilikku saart, harilikku tamme, üksikud harilikud vahtrad ja raagremmelgad. Kuna Rae raba asub Tallinna külje all ja üheks korrastamisviisiks on puhkemajandus, istutati ka dekoratiivseid liike – hobukastanit, pikalehist paju ja astelpaju. Samuti külvati 2011. a. settega kaetud alale punase leedri seemet, 2011 ja 2012. a. hariliku jalaka seemet.

Arukask (*Betula pendula*) on väga vastupidav erinevates kliimatingimustes ja teda kasutatakse sageli pioneerliigina (Atkinson, 1992, Russell & Cutler, 2004). Arukaske kasutatakse edukalt mahajäetud põllumaade metsastamisel Eestis (Vares, 2005) ja lähiriikides - Soomes (Ferm et al., 1994, Hytönen & Jyhlä, 2005), Lätis (Daugaviete et al., 2003), Rootsis (Karlsson, 2002). Arukaske kasutatakse lühikese raieringiga energiapuistute rajamiseks (Ferm, 1993), ta on kiirekasvuline noores eas ning vastupidav putukatele ja seenhaigustele. (Rebane, 1974). Eesti arukaasikud kuuluvad maailma parimate kaasikute hulka (Henno, 1959). Arukask on sobivaim liik jääksoode metsastamiseks (Pikk, 2001). Arukask on osutunud mudaga töödeldud jääksool sobivaks puuliigiks nii Eestis (Pikka, 2005, 2011) kui Leedus (Gradeckas et al., 1998).

Sookaske (*Betula pubescens*) esineb looduslikult kuivenduskraavide servades ja ümbritsevas metsas. Häid tulemusi on saavutatud Leedus (Gradeckas et al., 1998), kus viieaastane sookase kultuur erinevate koguste mudaga töödeldud jääksool ületas nii kõrguse kui rinnasdiameetri osas arukaske. Samuti kannatas sookask suuremaid mudakoguseid (720 t/ha kuivaines) kui arukask.

Sanglepp (*Alnus glutinosa*) on kiirekasvuline, eriti hea kasv hästilagunenud huumusrikkal madalsoomullal (Laas, 1987). Sanglepp on produktiivne puuliik (Vares et al., 2004; Vares 2005). Lepa lehevaris laguneb Eesti kliimatingimustes kiiresti (Vares, 2001), ta on perspektiivikas puuliik põlevkivikarjääride metsastamisel (Kaar & Raid, 1992; Kaar, 2002). On üsna tundlik põua suhtes (Hainla, 1974). Sanglepp näitas head kasvu 2004.a. rajatud katsekultuuris (Pikka, 2011).

Harilik jalakas (*Ulmus glabra*) kasvab hästi huumusrikastel viljakatel muldadel. Jalaka puit on väga väärtuslik (Laas,1987).Hariliku jalaka puistud Eestis praktiliselt puuduvad. Jalakas on tuntud eelkõige haljastuses. Jalakas näitas head kasvu vanal katsealal.

Perekond papli (*Populus*) esindajad on kiirekasvulised puud. Paplid moodustavad kergesti hübriide, mis erinevad lähteliikidest kiirema kasvu poolest (Margus, Tamm, 1967). Haavad ja hübriidpaplid on näidanud head kohastumist ja kiiret kasvu mudaga töödeldud mullal (Cavaleri et al., 2002, 2004; Kays et al., 1999, 2000, 2007; Moffat et al., 2001). **Hübriidhaab** (*Populus x wettsteinii*) on Eestis paremini kasvanud parasniisketel mineraalmuldadel (Vares et al., 2003). Hübriidhaabade produktiivsus on kõrge (Johnsson, 1967, Tullus et al., 2012). Hübriidhaab osutus parimat kasvu näidanud liigiks Leedus mudaga töödeldud jääksoos, kus viienda aasta juurdekasv oli 12,9 t/ha kuivaines (Gradeckas et al., 1998).

Harilik haab (*Populus tremula*) on mullaviljakuse suhtes nõudlik puuliik. Heades tingimustes on ta kiirekasvuline ja suure produktiivsusega (Tamm, 2005).

Harilik saar (*Fraxinus excelsior*) on Eestis leviku põhjapiiril (Johnson & More, 2005) I kõrgusjärgu puu. Kiirekasvuline, eriti noores eas (Laas, 1987, Tullus, 2001). Eelistab niiskeid viljakaid alasid, kuid kasvab hästi ka kuivematel lubja- ja huumusrikastel muldadel. Kannatab kevadiste hiliskülmade all (Kaar, 1974).

Harilik vaher (*Acer platanoides*) on nõudlik mullastiku ja niiskuse suhtes, kasvab viljakamatel kasvukohtadel (Kaar, 1974; Roht, 2007).

Harilik tamm (*Quercus robur*) on aeglasekasvuline esimesel aastakümnel (Tullus, 2001), kuid 10-20 a. vanuselt kõrguskasv kuni 1 m või rohkemgi (Laas, 1987). Mullastiku suhtes nõudlik.

Punane tamm (*Quercus rubra*) on eelmisest kiirekasvulisem ja vähenõudlikum mulla viljakuse suhtes.

Harilik hobukastan (*Aesculus hippocastanum*) on dekoratiivne puuliik tugeva juurestikuga. Nii harilik tamm kui hobukastan reageerisid positiivselt reoveesette komposti kasutamisele (Tälli & Riispere, 1996). Metsakatsed puuduvad.

Pikalehine paju (*Salix dasyclados*) valiti oma dekoratiivsete omaduste tõttu, arvestades ala võimalikku kasutamist puhkealana.

Raagremmelgas *(Salix caprea*) on kiirekasvuline liik, teda esineb raba kraavikallastel.

5.2. Metoodika

Puude kasvamaminekut hinnati 2012.a. kevadel enne vegetatsiooniperioodi algust ja 2012 sügisel. Samadel aegadel mõõdeti puude kõrgus (H), aastane kõrguse juurdekasv (h) ja juurekaela diameeter (d) nii töödeldud kui töötlemata aladel. Andmed töödeldi statistiliselt. Arvutati ka $Hd^{2.}$ Varasemad uuringud on näidanud, et valitseb oluline seos puude kuivmassi ja Hd^2 vahel. Kogu vegetatsiooniperioodi vältel hinnati visuaalselt puude seisukorda, metskitsede poolt tekitatud kahjustusi, kahjurite esinemist jms.

2012. a. jälgiti ka puude kõrguse juurdekasvu vegetatsiooniperioodi jooksul. Selleks valiti välja igast variandist 5 puud, mille kõrguskasve mõõdeti kord nädalas.

5.3. Puude kasvamaminek

2011.a. kevadel istutatud puude kasvamaminek 2012. a. kevadeks oli kõrge. Väljalangemisi ei esinenud settega töödeldud aladel, küll aga esines üksikuid hukkunud puid töötlemata aladel. Puude seisukord visuaalse vaatluse põhjal oli rahuldav kuni hea. Väikestel jalakatel oli metskitsede poolt söödud ladvakasve. Puude kasvamaminek ja kasv on tugevalt mõjutatud ilmastikutingimustest. 2011 kevad peale puude istutamist oli nende kasvuks eriti ebasoodus. Kuni 13. juunini oli väga kuum põuane periood. Maapinna temperatuur oli pidevalt üle 50° C, tõustes lühiajaliselt üle 60° C. Stressi tõttu oli puude kasv häiritud, osa puudel esines latvade kuivamisi, mistõttu sageli puude kõrgus võrreldes istutusaegse kõrgusega ei muutunud.

Sügisesel istutusel oli väljalangevus samuti minimaalne, kuid puude väljanägemine oli sageli halb. Talvised metskitsede poolt tekitatud kahjustused olid suuremad kui kevadisel istutusel, kahjustatud oli 15-20% jalakatest, kaskedest ja sangleppadest. Osa puid ei olnud korralikult puitunud ja olid kuivanud. 2012.a. suvel ajasid nad uuesti kännuvõsu.

2012.a. kevadel istutatud puud läksid kõik 100% kasvama. 2011. a. istutatud puude osas täiendavat puude suremist 2012. a. ei esinenud.

5.4. Puude kasv

Puude kasv oli kõigil juhtudel parem mudaga töödeldud aladel. Eriti head kasvu näitasid aru- ja sookased, harilik jalakas ja sanglepp. Andmed puude morfoloogiliste näitajate kohta on toodud tabelis.

Tabel 3. Puude keskmised kõrgused (cm), kõrguse juurdekasvud (cm), juurekaela diameetrid (mm) ja Hd^2. 11k näitab istutusaega 2011. a. kevadel, 11 s 2011. a. sügisel.

puuliik	puude kõrgus		puude juurdekasv		juurekaela diameeter		Hd2	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
suur arukask tugev muda	133±11,3	220±19,8	46±4,3	87±9,5	25±2,1	31±2,7	831	2114
suur arukask mudal	163±5,6	208±5,7	76±9,4	45±6,0	22±1,2	26±1,6	937	1406
suur arukask turbal	139±9,7	159±21,0	59±6,5	20±1,8	15±1,2	16±1,9	312,75	407,04
keskmine arukask mudal	103±12,9	181±14,2	44±3,4	78±6,6	14±3,6	26±3	203	1224
keskmine arukask turbal	86±7,7	109±9,2	33±3,6	31±2,9	9±0,9	11±1,2	69,7	144
sookask mudal	95±8,2	187±21,1	42±3,1	92±9,6	17±2,1	26±3,4	273,11	1262,1
sookask turbal	56±6,3	92±8,5	16±2,0	36±3,9	11±1	13±1,5	68	155
sanglepp(11.k)mudal	107±11,5	185±19,2	42±6,4	78±11	18±2,5	32±4,8	346,68	1894,4
sanglepp(11.k)turbal	136±15,3	167±17,1	78±8,3	32±4,4	20±1,7	30±3,7	550,64	1503
sanglepp (11 s)mudal		119±5		46±0		21±1		525
sanglepp(11 s)turbal		100±9,5		45±0,5		20±0		398
suur jalakas mudal	123±11,8	191±21,8	48±6,2	68±8,6	22±3	33±5	1032,3	2080
suur jalakas turbal	107±16,2	132±15	36±5,2	25±3,2	16±1,4	20±3	273,92	743,59
väike jalakas mudal	64±9,0	128±11,0	41±5,9	64±8,7	11±2	16±2	59	367
väike jalakas turbal	37±4,0	57±6,3	11±1,8	20±3,0	7±1,0	9±1,4	4,23	27,93
saar(11 k)mudal	75±6,2	135±14	33±2,7	60±5,8	14±1,6	26±3	147	913
saar(11 k)turbal	65±8,7	85±7,2	11±1,5	20±1,6	10±1,1	16±1,5	65	218
saar(11 s)mudal		68±7,0		22±1,9		13±1,0		115
saar(11 s)turbal		53±5,0		9±1,1		10±2,0		53
haab mudal	115±10,7	163±12,4	44±5,0	48±3,9	12±1	18±1,5	166	528
haab turbal	82±8,7	102±6,1	14±2,0	20±2,2	10±1,3	13±1,5	82	172

Arukask. 2011.a. kevadel istutati erinevate suurustega arukaske nii töödeldud kui töötlemata alale. Tinglikult jaotati puud suuruse järgi kaheks – suured (üle 70 cm) ja väikesed (40-60 cm kõrgused) arukased. 2011 sügisel istutati suuri arukaski.

Töödeldud alale istutatud kaski on järgnevalt vaadatud kahes osas - aunade lähedal asuvad (tugev muda) ja nõrgem muda. Nõrgemal mudal oli nii suurte kui väikeste arukaskede kõrguse juurdekasv esimesel aastal 1,3 korda suurem kui kontrollil. 2012. a. kõrguste juurdekasvud võrreldes kontrollalaga veelgi suurenesid, olles vastavalt 2,3 ja 2,5 korda suurem. Ka juurekaela diameeter oli töödeldud alal suurem esimesel aastal 1,5 ja 1,6 korda ja teise aastal 1,6 ja 2,4 korda. Veelgi suurem vahe oli Hd^2 osas, vastavalt 3,4 ja 8,5 korda. Tugeval mudal kasvanud arukaskede kasv oli veelgi parem, ületades teise aasta sügiseks nõrgemal mudal kasvanud puid juurekaela diameetri osas 1,4 ja Hd^2 osas 1,5 korda. Tähelepanuväärne on, et esimese aasta ebasobivate ilmastikutingimustega kohanesid paremini nii töödeldud kui kontrollalal suured arukased. Teise aasta sügiseks vähenes nõrgemal mudal vahe suurte ja keskmiste puude osas nii üldkõrguses kui Hd^2 osas.

2012. a. 25. mail pandi osa kontrollala arukaskede ümber 1 m^2 ulatuses 20 l setet (6 kg kuivaines). 20. juunil oli nende puude kõrguse juurdekasv 19-22 cm, kontrollpuudel 5-13 cm.

Samuti olid lehed suuremad, tumerohelised. Sügisel ületas kõrguse juurdekasv kontrollala puude oma 1,5 korda ja juurekaela diameeter oli suurem 1,2 korda.

Sookask. Sookaskede istutusaegne kõrgus (40-60 cm) oli lähedane väiksemate arukaskede omale. Kõrguse juurdekasv ületas töödeldud alal kontrolli mõlemal aastal 2,6 korda. Juurekaela diameter ületas kontrollpuude oma esimesel aastal 1,5 ja teisel aastal 2 korda, Hd^2 vastavalt 4,0 ja 8,1 korda. Võrreldes väiksemate arukaskedega oli teise aasta kõrguse juurdekasv neil mõnevõrra suurem.

Sanglepp. 2011.a. kevadel istutati sanglepad (kõrgus 65-90 cm) tugeva settega töödeldud alale ja turbasele alale. Sügisene istutus toimus savisele alale ja turba ning nõrga mudaga töödeldud savisele alale.

Katsete käigus näitas sanglepp ennast perspektivse liigina nii töödeldud alal kui nõrga settega töödeldud savil ja turbal. 2011.a. kevadel istutatud puude kasvamaminek oli nii tugeva mudaga töödeldud kui ülejäänud alal 100%. Puude kasv oli mõlemal alal hea. Samas jäid esimesel aastal kõrguse juurdekasvud tugevalt töödeldud alal 1,9 korda väiksemaks kui nõrgalttöödeldud alal. Teisel aastal olukord muutus, tugeva mudaga töödeldud alal puude

Foto 2. Arukased töödeldud alal teisel kasvuaastal.

Foto 3. Arukased turbal (vasakul) ja töödeldud alal (paremal) teise aasta sügisel.

kõrguse juurdekasv oli 2,4 korda suurem, mõnevõrra suurem oli juurekaela diameeter. Hd^2 oli teise aasta lõpuks tugeva mudaga töödeldud alal 1,6 korda suurem kui nõrgalt töödeldud mudaga alal. See näitab, et istutusjärgselt on sanglepad tundlikumad mudaga töötlemise suhtes. Seda on täheldatud ka varasemate uuringute käigus (Pikka, 2005).

2011.a. sügisene istutus toimus nõrgalt (45 t/ha) töödeldud alale.. Puude seisund 2012. a. kevadel oli vilets. Metskitsede poolt oli latvu kärbitud 15% puudest, osa puudel ei olnud kasvud puitunud. 2012. a. sügiseks olid puud nii kontroll- kui töödeldud alal hästi kohanenud. Mõnevõrra paremat kasvu näitasid puud töödeldud alal.

Oluliseks küsimuseks on, kuidas õigustab end tavapärasemast suuremate puude istutamine. 2004. a. katsekultuuris kasutati kuni 50 cm kõrguseid sangleppi. Võrreldes selle ala morfoloogiliste näitajatega teise aasta sügisel oli puude kõrgus tugeva mudaga töödeldud alal kõrguse osas 1,5, juurekaela diameetri osas 1,6 ja Hd^2 osas 3,8 korda suurem. Kuigi tingimused ei ole täielikult võrreldavad, näitab see, et suuremate istikute kasutamine õigustab ennast.

Foto 4. Sanglepad katsealal teise aasta sügisel. Mõõtelati kõrgus 2 m. Sanglepp on üheks perspektiivikamaks liigiks settega töödeldud jääksool.

Harilik jalakas kasvas hästi ainult tugeva mudaga töödeldud alal. Suurte jalakate kõrguse juurdekasv võrreldes kontrollpuudega oli esimesel aastal 1,3 ja teisel aastal 2,7 korda suurem, väikeste jalakate (30-50 cm) puhul vastavalt 3,7 ja 3,2 korda suurem. Juurekaela diameetri osas olid vastavad arvud 1,4 ja 1,6 ning 1,6 ja 1,3. Jalakate puhul oli selgelt näha suuremate puude kasvueelis. Töötlemata alal oli jalakate morfoloogilised näitajad kui visuaalne pilt viletsad.

2011 ja 2012. a. juunis külvati jalaka seemet taimestumata jääkmudale. Vaatamata ebasoodsatele mullastikutingimustele tõusid jalakatõusmed juba esimesel aastal. Võrreldes aunakohtadele külvatud ja ettevalmistatud peenraid, kuhu 1 m^2 kohta lisati 20 l setet, olid aunakohtades jalaka tõusmed tugevamad ja parema kasvuga. Esialgsetel andmetel on jalakas perspektiivne liik settega töödeldud alade metsastamiseks.

Harilik haab kasvas samuti paremini töödeldud alal, ületades kõrguse juurdekasvu osas kontrollpuid 3,1 ja 2,4 korda, juurekaela diameetri osas mõlemal aastal 1,2 korda ning Hd^2 osas 3,1 korda.

Foto 5. Jalakas on ainuke puuliik, mis annab tulemusi seemne külvamisel jääkmudale.

Harilik saar kõrguse juurdekasv ületas kontrollpuude oma mõlemal aastal 3 korda, juurekaela diameeter vastavalt 1,4 ja 1,6 korda ning Hd^2 2,3 ja 4,2 korda. 2011. a. sügisel istutatud saared ületasid samuti kontrollpuude näitajaid – kõrguse juurdekasv 2,4, juurekaela diameeter 1,3 ja Hd^2 2,2 korda. Selge vahe oli ka puude visuaalses väljanägemises – töödeldud alal kasvanud puud olid ilusad rohelised, kontrollalal kollakad.

Harilik tammed istutati 2012. a. kevadel savisele alale ja vähese mudaga (45 t/ha k.a.) töödeldud alale. Varasemad kogemused on näidanud, et tammed ei talu tugeva mudaga töödeldud muldi. Kuigi tammed on esialgu aeglasekasvulised, ületas töödeldud alal kasvanud puud komtrollala omi kõrguses 1,9 ja juurekaela diameetri osas 1,6 korda.

Hobukastan osutus esimestel aastatel aeglasekasvuliseks liigiks. Puude kõrguskasv oli esimesel aastal nii turbal kui töödeldud alal kõrgem kui teisel aastal. Esimesel aastal ei olnud olulisi erinevusi kõrguse juurdekasvus ja juurekaela diameetri osas. Kuigi teise aasta kõrguse juurdekasvud langesid võrreldes esimese aastaga, oli see töödeldud alal üle 2 korra suurem.

Veelgi suurem erinevus oli juurekaela diameetri osas. Hd^2 oli teise aasta sügiseks 2,8 korda suurem töödeldud alal. Töödeldud alal kasvavad hobukastanid olid ka visuaalselt ilusamad, nende lehed olid rohelised, turbaga alal kahvaturohelised. Kõrguse juurdekasvu langus on tõenäoliselt seletatav juurte eelisarenguga. Hobukastanitel on tugev juurekava (Laas, 1987), mistõttu võib eeldada tulevikus puude intensiivsemat kasvu.

Foto 6. Hobukastan töödeldud alal.

Punane leeder. 03. augustil 2011 külvati leedri seemet paksu mudaga kaetud aladele, mis ei olnud rohtunud. Punane leeder on nitrifiilne liik, milline suudab kasvada ka aladel, mis ei sobi teistele .liikidele. Esimesed leedri tõusmed 17.07.2012. Sügiseks ulatus leedrite kõrgus 1m. Punane leedri kasutamine võib arvesse tulla pioneerliigina. Ta on konkurentsivõimeline kiireltkasvavate rohttaimedega, tõrjudes neid. Varasemad kogemused näitavad, et 3-4 aasta jooksul nende intensiivne kasv lakkab ja nad ei konkureeri istutatud puudega.

Pikalehise paju ja **raagremmelga** välisilme olid ilusad töödeldud alal, nende morfoloogilisi näitajaid ei mõõdetud.

Foto 7. 1-aastased punase leedri põõsad jääkmudal.

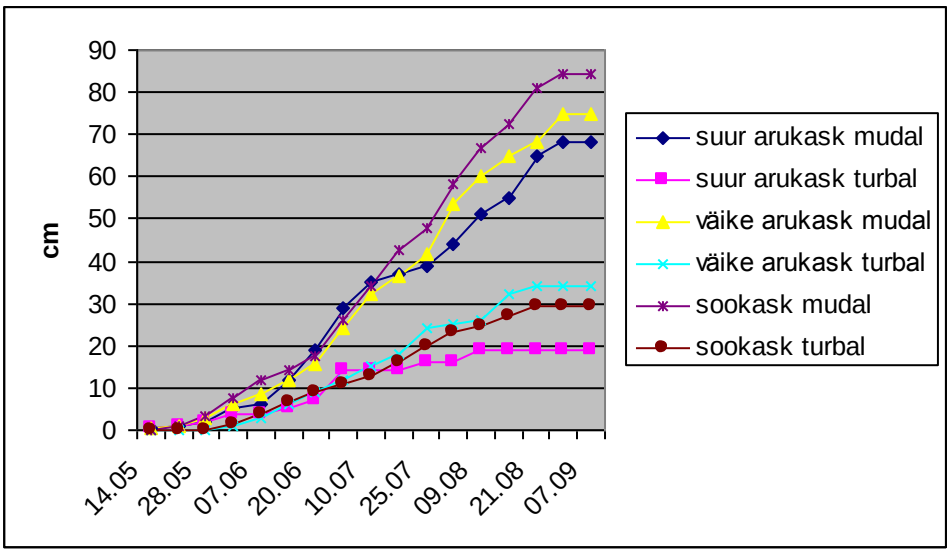
Foto 8. Astelpaju korral on selgelt näha töötlemise positiivne mõju, nad on lopsakad ja ilusa lehestikuga.

Harilik vaher. Töödeldud alal kasvavad puud olid rohelisemad, nende kõrguskasv kestis kauem ja nende morfoloogilised näitajad olid paremad. Siiski oli puude arv liiga väikene, et hinnata vahtrate sobivust jääkmudaga töödeldud alal kasvatamiseks..

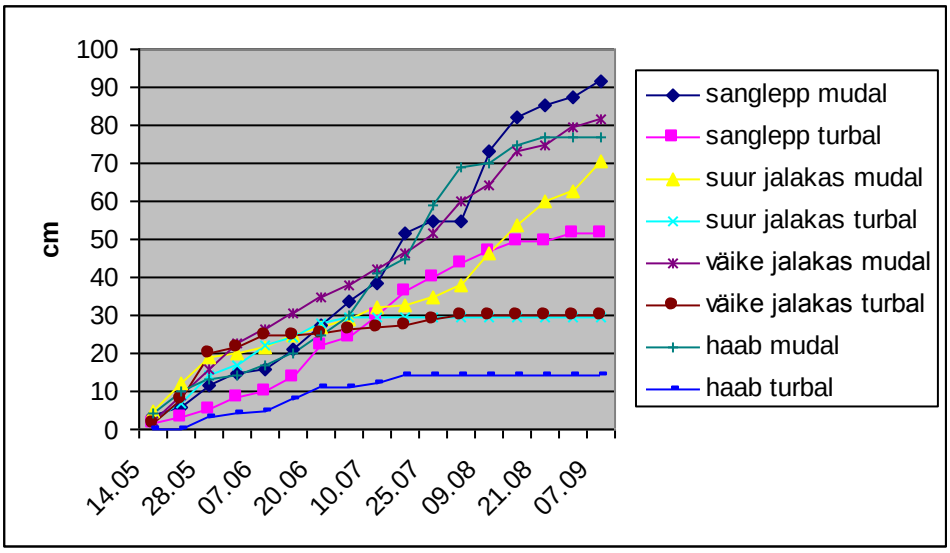
5.5. Puude sessoonne kõrguskasv

Puude kõrguskasvu dünaamika sõltus nii muldade töötlemisest settega kui puuliigist ja osaliselt ka istutatud puude algkõrgusest (Joonised 1-3). Puude kõrguskasv kestis 51 – 117 päeva. Kõige kauem kestis see sangleppadel ja jalakatel. Töödeldud alal algas mõlemal liigil kasv 14. mail ja kestis 7. septembrini, s.o. 117 päeva. Kontrollala sangleppade kasvuperiood kestis 108, suurtel jalakatel 51 ja väikestel jalakatel 81 päeva. Suhteliselt väikest vahet sangleppadel võib seletada sellega, et kontrollala muld oli seal suhteliselt toitainerikkam. Suurte ja keskmiste arukaskede kasv algas 14. mail ja kestis võrdselt 108 päeva. Kontrollala suurtel arukaskedel algas kasv samuti 14. mail ja kestis 88 päeva, s.o. 20 päeva vähem. Väiksematel kaskedel algas kasv alles 1. juunil ja kestis 83 päeva. Töödeldud sookaskede kasv algas arukaskedest nädal hiljem, kuid lõppes samaaegselt. Kontrollala kaskedel kestis see 18 päeva vähem. Analoogselt jalakatega oli suur kasvuperioodi vahe ka harilikul haaval. Töödeldud alal kestis see 100 päeva, kontrollil ainult 52 päeva. Saarte kõrguskasv kestis töödeldud alal kevadise istutuse korral 90 ja sügisese istutuse korral 97 päeva, kontrollpuudelvastavalt 52 ja 62 päeva.

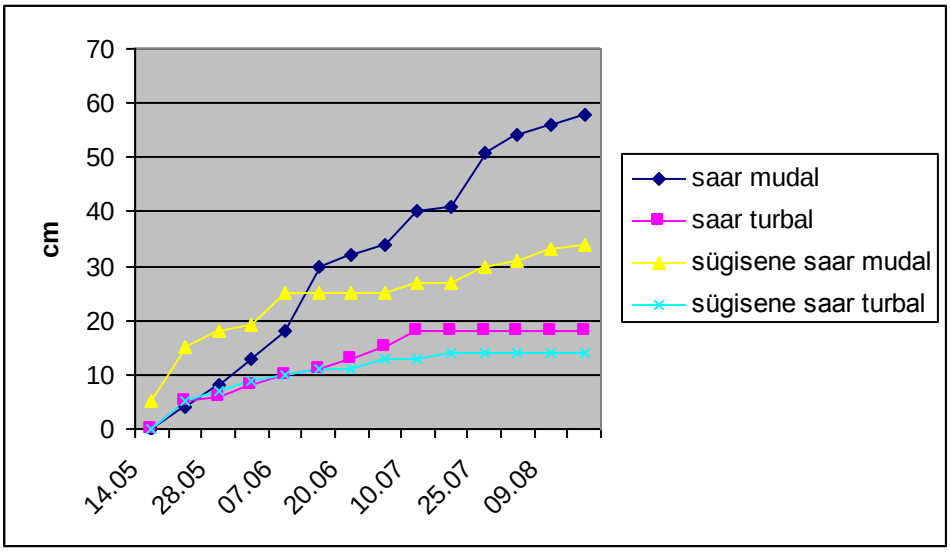
Kokkuvõtvalt võib öelda, et töödeldud aladel algas kõrguskasv sõltuvalt liigist kas samaaegselt kontrollpuude omaga või varem. Kõigil juhtudel lõppes nende kasv hiljem, 9-62 päeva.



Joonis 12. Kaskede kõrguskasv algab töödeldud alal varem ja kestab kauem.



Joonis 13. Kõige kauem (117 päeva) kestis kõrguse juurdekasv sanglepal ja jalakal töödeldud alal. Turbal kestis suurte jalakate kõrguskasv ainult 51 päeva.



Joonis 14. Saarte kõrguskasv oli lühem kui teistel liikidel.

Oluline erinevus oli töödeldud ja kontrollala puude kasvu dünaamikas. Kontrollala jalakatel, haabadel, saartel ja suurtel arukaskedel toimus 74-100% aastasest kõrguskasvust mais ja juunis. Samaaegselt toimus samal ajavahemikul mudaga jalakate, haabade ja suurte arukaskede juurdekasvust 41-46%. Võib väita, et mudaga töödeldud alal kasvavad puud kasutavad tunduvalt intensiivsemalt päikeseenergiat.

	kuni 1.6	1.6.-3.07.	3.7.-2.08.	2.8.-29.8	29.8.- 7.9
suur arukask mudal	7	35	22	35	
suur arukask turbal	21	53	10	16	
väike arukask mudal	8	24	40	28	
väike arukask turbal	3	32	38	26	
sookask mudal	9	22	38	31	
sookask turbal	5	32	41	21	
sanglepp mudal	16	20	23	36	4
sanglepp turbal	16	30	38	15	
suur jalakas mudal	28	13	13	35	11
suur jalakas turbal	58	42			
väike jalakas mudal	28	18	27	24	2
väike jalakas turbal	72	17	12		
saar mudal	22	36	34	7	
saar turbal	44	39	17		
sügisene saar mudal	56	18	18	9	
sügisene saar turbal	64	29	7		
haab mudal	18	21	51	10	
haab turbal	29	50	21		

Tabel 4. Puude kõrguskasv % 2012. a. suvel, sõltuvalt puuliigist, puu suurusest ja ala töötlemisest.

5.5. Kultiveerimismeetodid

Settega töödeldud alad kattuvad kiiresti tiheda rohtkattega, seetõttu tuleb kultiveerimisviisidest arvesse ainult puude istutamine. Erandina andis tulemusi hariliku jalaka ja punase leedri külv paksu mudaga kaetud alale, samuti oli jääkmudal tõusnud paar looduslikku sookaske. Suuremate puude istutamine töödeldud aladele õigustas end. Eriti selgelt avaldus see jalakate korral. Konkurentsis rohttaimedega olid nad vastupidavamad, nad ei jäänud tiheda ja kõrge rohu varju, nende leidmine hooldustööde ajal oli lihtne, puudus vajadus iga puu tähistamiseks. Metskitsede poolt vigastati madalamaid puid. Samuti võib rahul olla suurte puude kasvuga. Puuduseks tuleb lugeda istikute suuremat omahinda, väiksemat jõudlust puude istutamisel, samuti transportimisel. Samas on tagatud kõrgem ellujäämine ja väheneb vajadus hooldamise järele.

6. Leheanalüüsid

Leheanalüüsid on osutunud heaks indikaatoriks, iseloomustamaks puude varustatust ja tasakaalustatust toitainetega. Lehed korjati üheaegselt kõigilt puudelt 17.augustil 2012. a. Kokku võeti lehti 26 varianti. Lehed kuivatati 70° C juures kuivatusahjus. Peale kuivatamist määrati iga variandi korral lehtede kuivkaal. Peale seda lehed peenestati ja viidi analüüsimiseks Põllumajandusuuringute Keskusesse. Kasutatud analüüsimeetodid:
N, C, S – TML TJ-3 Dumas combustion, P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn – PMK-JJ-4C.
Ühe liigi piires erines lehtede toitainete sisaldus ja ühe lehe kuivmass oluliselt, sõltudes ala töötlemisest ja istutusajast (töödeldud ala, kontrollala, vanem katseala). Suured erinevused esinesid ka ühesugustes tingimustes kasvavate eri liikide lehtede keemilises koostises.
Settega töödeldud uutel aladel oli ühe lehe kuivmass suurem kontrollala omast. Harilikul saarel oli vahe 3,0, jalakal 2,3, pikalehisel pajul 2,0, sookasel 1,8, arukasel 1,7, harilikul haaval 1,6 ja sanglepal 1,1 korda. Settega töödeldud noorte ja vanemate puude lehtede kuivmass liigub erisuunaliselt. Hariliku jalaka ja sookase korral oli mass suurem vanematel puudel, vastavalt 1,1 ja 1,2 korda. Harilikul saarel, sanglepal ja arukasel oli nooremate puude lehtede mass suurem vastavalt 1,1, 1,2 ja 1,8 korda.
Tabel 5. Toitainete sisalduse suhe töödeldud alal kasvavate puude lehtedes võrreldes kontrollala puude lehtedega.

	Ksa	Kss	Lm	Ja	Sa	Pa	Hb
N	1,6	1,3	1,2	2,0	1,0	1,4	1,4
P	1,6	1,4	1,2	1,2	1,3	1,2	1,2
K	1,3	1,2	1,5	1,2	0,5	0,6	1,5
Ca	1,0	0,8	0,8	1,1	1,1	1,0	0,7
Mg	0,7	0,9	0,7	1,0	1,2	1,3	0,7
S	1,8	1,2	1,5	1,6	1,6	2,0	1,3
C	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Fe	1,2	1,5	0,9	0,8	0,6	1,1	1,3
Cu	1,5	2,4	1,4	0,7	0,7	1,5	1,0
Zn	1,1	1,3	1,1	1,5	1,3	0,9	0,7

Tabelist 5 näeme, et settega töötlemise tulemusel tõusis oluliselt lehtede varustatus toitainetega. Lehtpuudest tunduvalt väiksem toitainete sisaldus oli kontrollala harilikul kuusel. Seetõttu on võrdlused toodud lehtpuude osas. Võrreldes töödeldud ja töötlemata alal kasvavaid puid, selgus, et kõigil juhtudel oli töödeldud ala puude lehtedes kõrgem

lämmastiku, fosfori ja väävli sisaldus. Ka puude kasv oli kõigil juhtudel parem töödeldud aladel. Lämmastik ja fosfor on kõige olulisemad puude kasvu mõjutavad elemendid (Güsewell, 2004). Süsiniku sisaldus töödeldud ja töötlemata variantides praktiliselt ei erinenud.

Kõige tähtsamaks elemendiks peetakse lämmastikku. Lämmastiku sisaldus oli oluliselt teistest suurem punase leedri lehtedes, 5,53%. Ülejäänud lehtpuudel sõltuvalt liigist, settega töötlemisest ja puude vanusest vahemikku 1,38-3,6%, erinedes 2,6 korda. 2011. a. istutatud puudel tõusis lämmastiku sisaldus lehtedes võrreldes kontrolliga 1,04-2 korda. Praktiliselt ei muutunud sisaldus hariliku saare lehtedes. Sanglepal oli tõus 1,2, sookasel 1,3, harilikul haaval ja pikalehelisel pajul 1,4, arukasel ja kuusel 1,6 ja jalakal 2 korda. Nooremate ja vanemate katseala puude võrdluses oli lämmastiku sisaldus suurem vanemate puude lehtedes jalaka, saare ja sanglepa korral. Suurim vahe oli saare korral 2,4 korda. Vanemate saarte üldilme oli parem ka visuaalsel vaatlusel. Sookase korral oli vahe minimaalne, arukasel oli väiksem sisaldus vanematel puudel. Siin tuleb arvestada, et arukase lehed võeti vanematel puudel alumisest osast. On leitud, et lämmastiku kontsentratsioon arukase lehtedes on kõige väiksem võra alumises osas, fosfori puhul oli vahe väiksem ja kaaliumi puhul puudus (Uri et al., 2007).

P sisaldus jäi eri variantidel vahemikku 0,153-0,546 %, so. 3,6 kordne erinevus. Noorematel puudel oli ühe liigi piires P sisaldus kõrgem mudaga töödeldud aladel 1,2-2,1 korda. Haaval, jalakal, sanglepal ja pajul oli tõus 1,2, saarel 1,3, sookasel 1,4, kuusel ja arukasel 1,6 korda. Kõige suurem oli fosfori sisaldus sookasel – 0,546%. Ka sookase kontrollpuudel oli fosfori sisaldus lehtedes kõrge – 0,383%. Vanemate ja noorte puude võrdluses on ainult vanemate saarte fosfori sisaldus 1,1 korda kõrgem kui noortel puudel. Jalakal ja sanglepal oli kõrgem sisaldus noorematel puudel 1,15 korda, arukase ja sookase lehtedel 2,1 korda.

Lämmastiku ja fosfori sisalduse kõrval on oluline ka nende omavaheline suhe. Sõltuvalt puuliigist jäi suhe vahemikku 3,8-15,7, seda ka kontrollaladel. Eeltoodud viitab heale puude varustamisele fosforiga, analoogselt rohttaimedega (ptk. 7).

K sisaldus oli teistest tunduvalt kõrgem punasel leedril – 2,07%. Ülejäänud variantidel jäi sisaldus vahemikku 0,311-1,06%, s.o. 3,4 kordne vahe. Töödeldud ja töötlemata alade võrdluses jäi kaaliumi sisaldus eri liikidel vahemikku 0,5-1,5. Võrreldes kontrolliga oli väiksem sisaldus saare ja pikalehise paju lehtedes.

Ca sisalduses oli vahe eri variantidel piirides 0,788-3,85%, kusjuures töötlemisest olulisem roll oli puuliigil. Kaltsiumi sisalduse muutused võrreldes töötlemata ala puudega oli

suhteliselt väiksem, jäädes piiridesse 0,7-1,1. Kaltsiumi sisaldus jäi töödeldud ala lehtedes väiksemaks sookase, sanglepa ja haava korral.

Mg sisaldus jäi eri variantidel vahemikku 0,105-0,697%, s.o. 6,6 kordne vahe. Töödeldud variantides jäi magneesiumi sisaldus väiksemaks kui kontrollpuudel aru- ja sookase, sanglepa ja haava korral.

Fe sisaldus erines eri variantidel 2,7 korda, jäädes vahemikku 41,5-111 mg/kg. Sama liigi piires moodustas raud töödeldud ala lehtedes kontrollist 0,6-1,5. Raua sisaldus vähenes töödeldud aladest sanglepa, jalaka ja saare lehtedes.

Cu sisaldus jäi vahemikku 2,49-10,2, s.o. 4,1 kordne vahe. Töötlemise tagajärjel vase sisaldus muutus 0,7 – 2,4 korda. Kõige rohkem tõusis sisaldus sookaskedel, langus oli jalaka ja saare korral.

Zn sisaldus erines eri variantides analüüsitud elementidest kõige rohkem – 40,2 korda, jäädes vahemikku 8,54-343 mg/kg. Töötlemise mõjul ühe liigi piires tsingi sisaldus lehtedes reeglina tõusis kuni 1,5 korda. Pikalehise paju ja haava korral oli tsingi sisaldus suurem kontrollpuude lehtedes. Kontrollala haava lehtedes oli tsingi kontsentratsioon kõige suurem, 343 mg/kg.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et kõigil juhtudel paranes töödeldud aladel puude varustatus toitainetega, eelkõige lämmastiku ja fosforiga. Kaaliumi, kaltsiumi ja magneesiumi sisaldus oli erisuunaline, kuna siin on oluline osa nende elementide omavahelises antagonismis.

7. Rohttaimed

7.1. Materjal ja metoodika

Töö eesmärgiks oli hinnata reoveesette mõju floristilisele mitmekesisusele (liigiline koosseis ja liigirikkus) ja alustaimestiku biomassi moodustumise dünaamikale. Alustaimestikku iseloomustav andmestik koguti puude kasvukäigu uurimiseks rajatud püsiproovialalt Rae ammendatud freesturbaväljalt, kuhu rajati 33 1×1 m püsiprooviruutu, mille kohta koostati soontaimede nimekirjad koos liikide katvusega, kus kogu ruudul kasvanud taimeliikidest eristati eraldi ka domantliik. Alustaimestikule hinnangu andmisel lähtuti mitmepalli skaalas järgmistest karakteristikutest: taimeliigi ohtrus (1-üks taim...5-ohtralt), vitaalsus (0-väga halb...3-väga hea), arengufaas (J-noor taim, Õ-õitseb, V-viljunud), seisund (1-kidur...3-vohav), katvus (1-100, %). Samuti anti üldhinnang taimeruudule, määrati kahjustatud taimede osakaal (%) ja kahjustuse iseloom ning määrati ala mõjutanud antropogeensed tegurid (vana aunakoht, tallamine, trimmerdamine, ebaühtlane sette laotamine) 4 palli skaalas (tugev, keskmine, nõrk, puudub).

Alustaimestiku biomassi formeerumise (toor- ja kuivmass, kuivainesisaldus) dünaamika hindamiseks koguti alates juuni algusest iga 2-e nädala tagant dominantliikide taimeproovid, kaaluti toormassid 0,01 g täpsusega, kuivatati taimeproovid kuni konstantse kuivkaalu saavutamiseni pöörleva õhuga termostaadis kuni 70°C temperatuuri juures. Kuivatatud proovid kaaluti 0,01 g täpsusega, mille järel hinnati dominantliikide kuivainesisaldust ((kuivmass/toormass)×100, %).

Taimeproovid koguti:

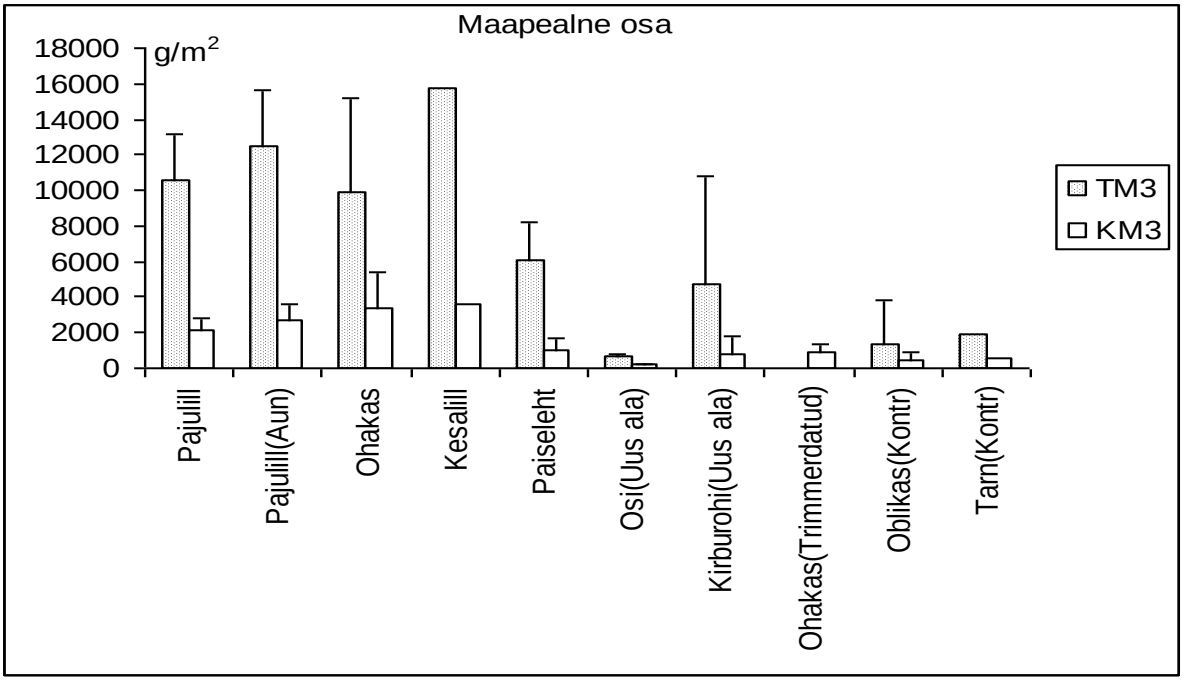
1. Ala I - puud istutatud 2004.a., dominantliikideks alustaimestikus harilik vereurmarohi (*Chelidonium majus*), kõrvenõges (*Urtica dioica*), harilik pilliroog (*Phragmites australis*).
2. Ala II – sete laotatud 2011. aastal, dominantliikideks alustaimestikus pajulill (*Epilobium* spp.), ohakas (*Cirsium* spp.), harilik kesalill (*Matricaria perforata*), osi (*Equisetum* spp.), paiseleht (*Tussilago farfara*), kõrvenõges (*Urtica dioica*); kontrollalal (ilma setteta ala) väike oblikas (*Rumex acetosella*). Lisaks kasvas alal hunditubakas (*Hieracium* spp.), huulhein (*Drosera* spp.), hundinui (*Typha* spp.), ahtalehine põdrakanep (*Epilobium angustifolium*), võililL (*Taraxacum* spp.).
3. Ala III – sete laotatud 2012. aastal, dominantliigiks alustaimestikus kirburohi (*Polygonum* spp.).

7.2. Liigiline koosseis ja liigirikkus

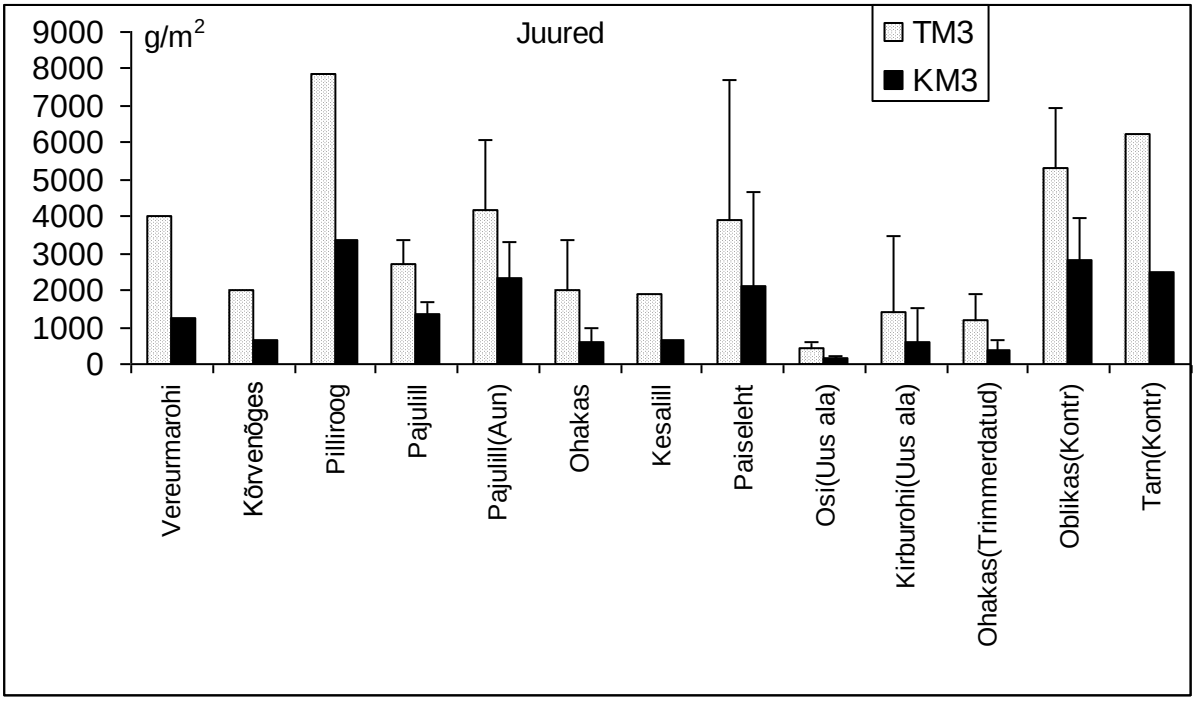
Ammendatud freesturbaväljadel on uuritud reoveesette mõju puude kasvule (Labresque et al., 1995; Moffat et al., 2001), raskmetallide leostumisele (Smilde 1981; Dimitriou et al., 2006) jm., kuid praktiliselt on uurimata mõju soontaimedele. T. Soo ja tema kolleegide (2009) uurimustulemused näitavad, et endisele põllumajandusmaale rajatud noore istandiku alustaimestiku karakteristikuid mõjutasid esialgu istandiku rajamisel rakendatud maapinna ettevalmistusviis ja mullastiku tingimused (mulla happesus, peamiste toitainete NPK sisaldus ja mulla niiskus). Ilmnes, et reoveesette segamine turbasse Rae ammendatud freesturbaväljal mõjutas alustaimestiku liigilist koosseisu: esimesel aastal peale sette segamist turbasse võis täheldada settega kaasatulnud seemnetest tärganud tomatitaimi ning tänu valitsevale valguskullusele domineerivad settega töödeldud ala alustaimestikus rohumaaliigid. Vaatlusalustest taimeruutudest kolmandiku puhul domineeris ohakas (keskmine katvus 57%), kolmandiku puhul pajulill (keskmine katvus 45%) ning ülejäänud ruutudel domineerisid vaheldumisi kesalill, väike oblikas, kõrvenõges ja osi. Kaasliikidest esines kõige enam paiselehte – seda liiki kasvas üle pooltel ruutudel keskmise katvusega 14%, järgnes väike oblikas (13-l taimeruudul keskmise katvusega 15%), pajulill (9-l taimeruudul keskmise katvusega 14%) ja ohakas (12-l taimeruudul keskmise katvusega 6%).

7.3. Biomassi formeerumise dünaamika

Suve keskpaigas (10.07.12) kogutud taimeproovide analüüs näitab, et suurima maapealse toormassiga on soontaimedest ohakas, kesalill ja pajulill (joonis 15). Juuremassi moodustumise osas ilmnesid aga erinevused võrreldes maapealse biomassi formeerumisega: suurima juuremassiga liikideks osutusid settega töödeldud alal pilliroog ja paiseleht, aga ka pajulill (joonis 16).



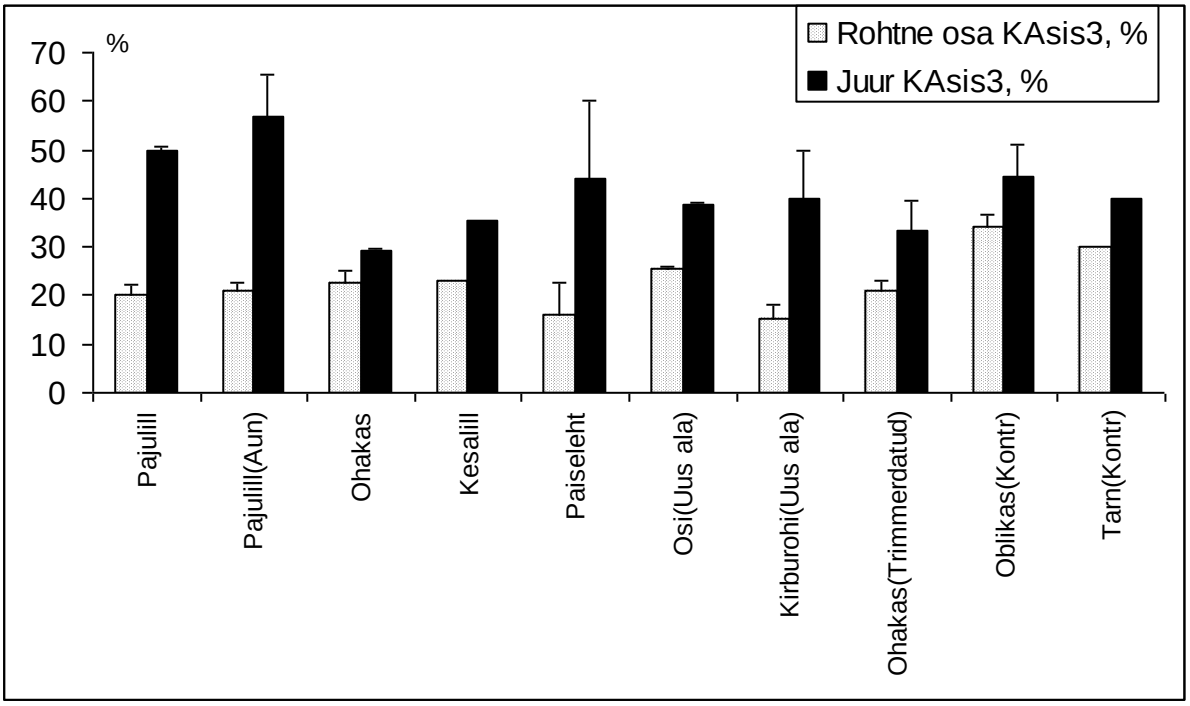
Joonis 15. Erinevate rohttaimede toor- (TM3) ja kuivmassid (KM3) kogutud 10. juulil.



Joonis 16. Erinevate rohttaimede juurte toor- (TM) ja kuivmassid (KM) kogutud 10. juulil.

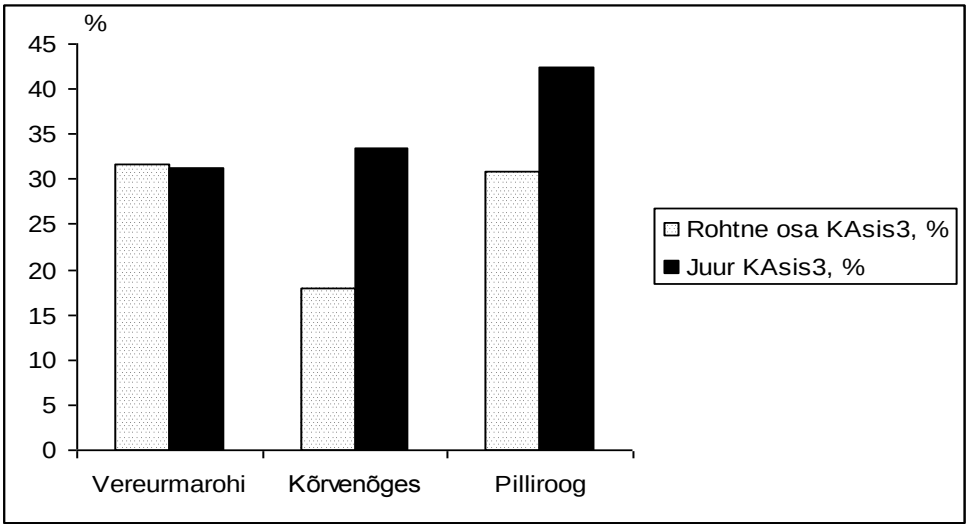
Jooniselt 17 ilmneb, et suurima kuivainesisaldusega on taimede maaalune osa, kusjuures statistiliselt usaldatavad erinevused erinevate taimeliikide vahel puuduvad. Mõnevõrra on diferentseerunud maapealse rohtse massi kuivainesisaldus: suurima kuivainesisaldusega on ilma töötluseta alal kasvav väike oblikas, settega töödeldud alal on suurima

kuivainesisaldusega värskelt settega töödeldud alal kasvav osi, järgnevad 2010. aastal settega töödeldud alal kasvanud ohakas, kesalill ja pajulill.



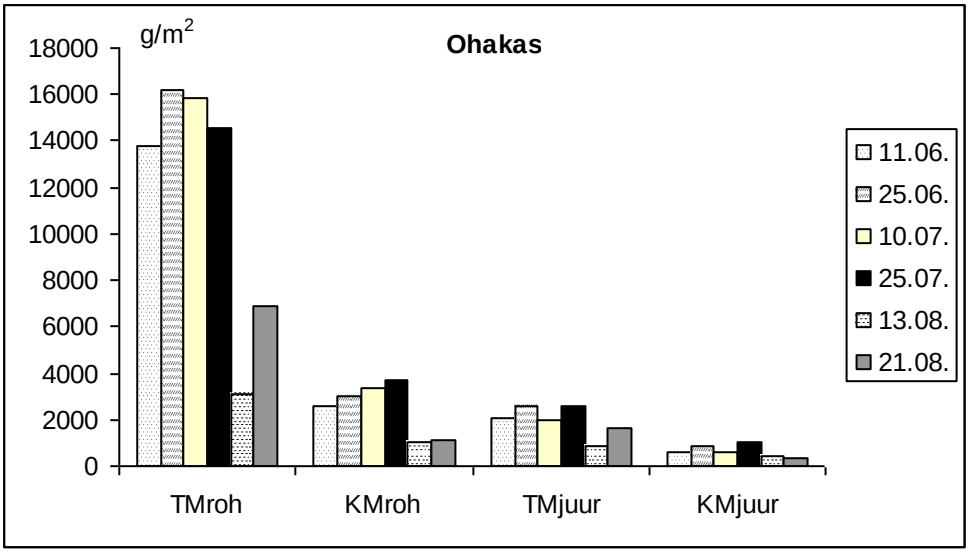
Joonis 17. Erinevate rohttaimede kuivainesisaldus (proovid on kogutud 10. juulil).

Joonisel 18 on käsitletud 2004. aastal rajatud puistu alt kogutud taimeproovide kuivainesisaldused, millest ilmneb, et siin kasvavate taimede maapealse biomassi kuivainesisaldus on suurem kui hiljem settega (2011 ja 2012) töödeldud alal kasvanud taimedel, kuid juurtesse talletunud kuivaine koguse poolest on sellel alal kasvanud taimed väiksemate näitajatega (v.a. pilliroog).

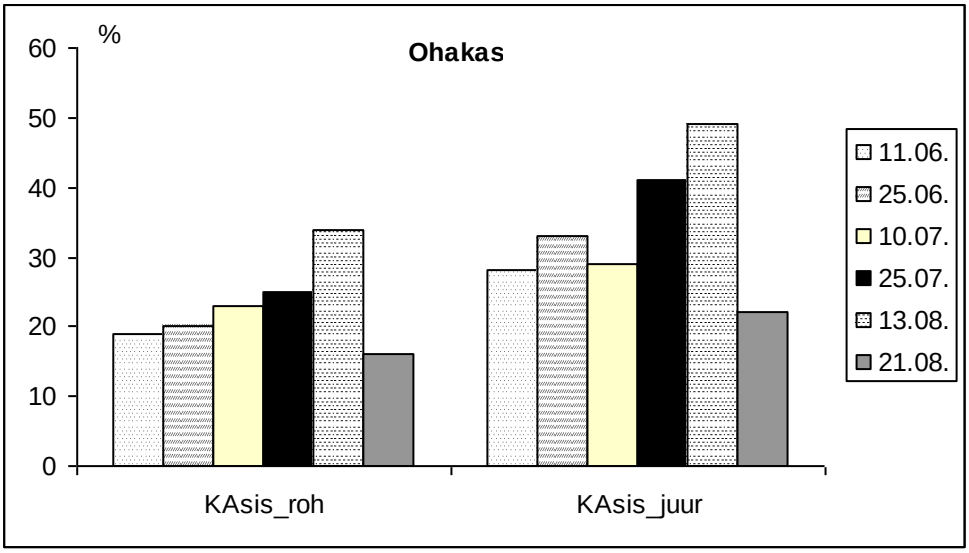


Joonis 18. Settega töödeldud alale 2004. aastal istutatud puistu alt kogutud taimeproovide kuivainesisaldused (proovid on kogutud 10. juulil).

Peale reoveesettega töötlemist hakkas Rae ammendatud freesturbaväljal ühe dominantse liigina kasvama ohakas. Suve jooksul kogutud taimeproovide analüüs näitas, et taime nii maapealse osa kui ka juurte toor- ja kuivmass oli kõige suurem juuni- ja juulikuus ning hakkas langema augustis (joonis 19), mis on otseselt seotud sademerikka perioodiga suve esimeses pooles. Jooniselt 20 ilmneb aga, et kuiv- ja toormassi suhtest tulenev kuivainesisaldus oli jätkuvalt kõrge ka veel augusti alguses nii taime maapealses kui ka maaaluses osas, langedes oluliselt sama kuu lõpuks.

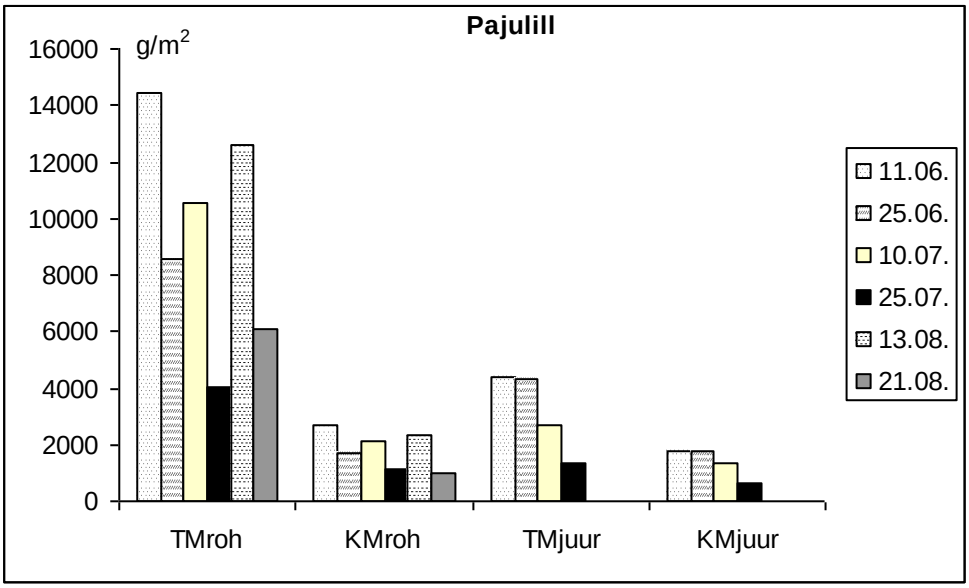


Joonis 19. Ohaka maapealse osa ja juurte biomassi (TM-toormass, KM-kuivmass) dünaamika.

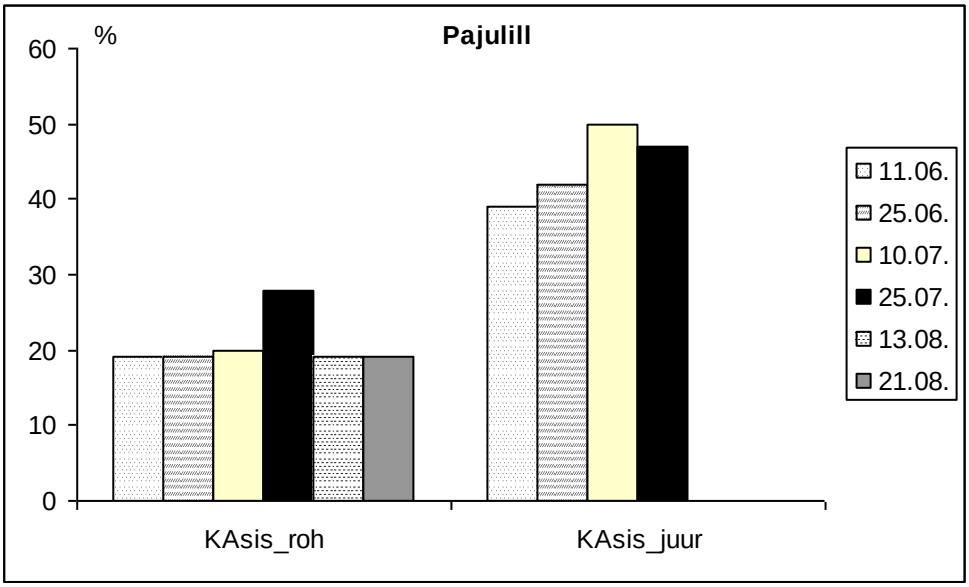


Joonis 20. Ohaka maapealse osa ja juurte kuivainesisalduse dünaamika

Teiseks dominantliigiks reoveesettega töödeldud alal oli pajulill. Taimeproovide analüüs näitab, et maapealse osa toor- ja kuivmass muutuvad väiksemaks juuli lõpus, kuid biomass kasvab jälle augusti alguses, samas kui juurte biomass on maksimumis juunikuus ning sealt edasi langeb (joonis 21). Selle taimeliigi maapealse osa kuivainesisaldus püsib muutumatuna kogu suve jooksul, kuid juurte kuivainesisaldus tõuseb (joonis 22).

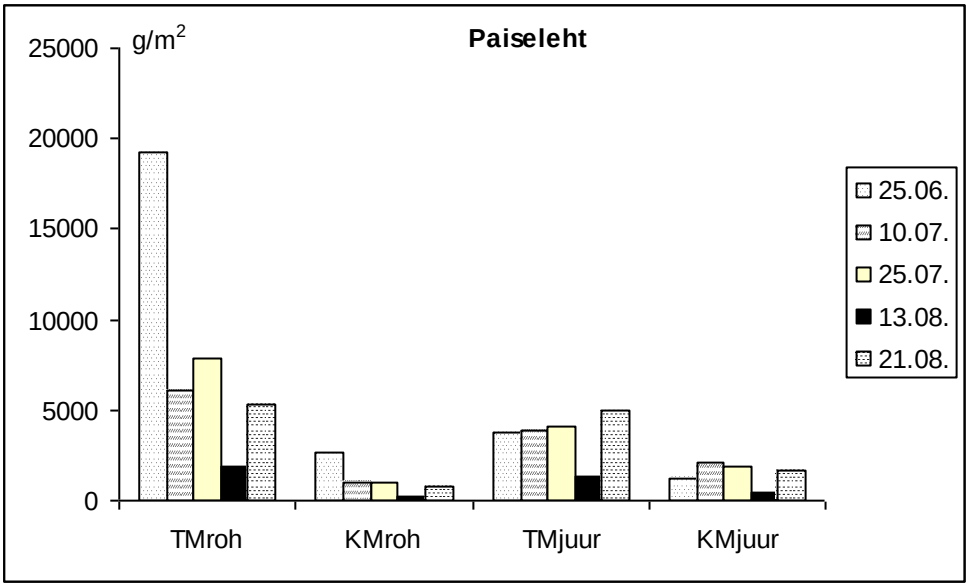


Joonis 21. Pajulille maapealse osa ja juurte biomassi (TM-toormass, KM-kuivmass) dünaamika.

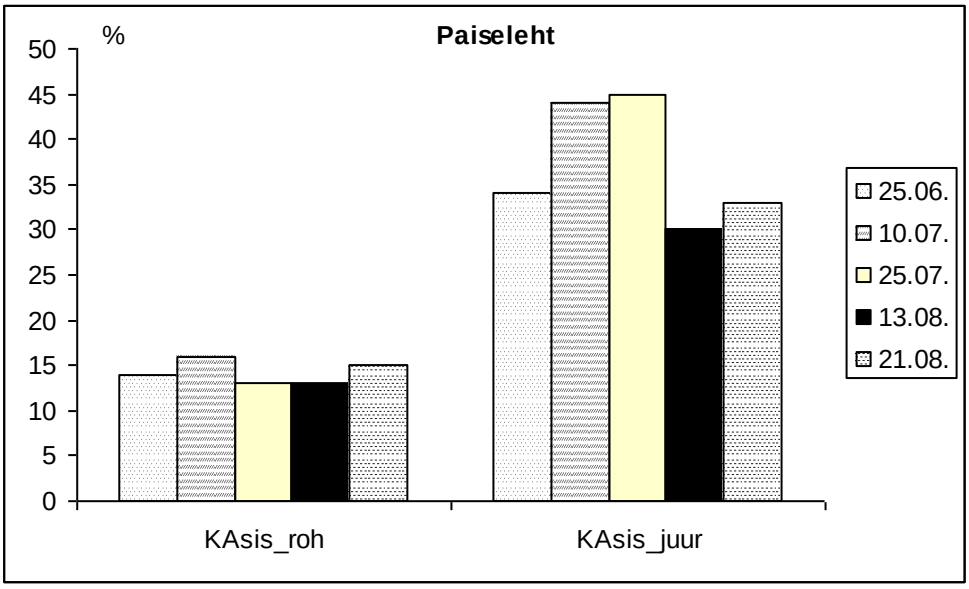


Joonis 22. Pajulille maapealse osa ja juurte kuivainesisalduse dünaamika.

Enamlevinud kaasliigiks osutus settega töödeldud alal paiseleht. Selle taimeliigi maapealse osa kuivmass püsis stabiilsena juuni- ja juulikuus, langes augusti alguses ja saavutas suve esimese poole taseme jälle augusti lõpuks (joonis 23). Taime maapealse osa kuivainesisaldus on püsinud ühtlane kogu suve jooksul, kõikudes vahemikus 13-16%, juurekava kuivainesisaldus langes augustikuus (joonis 24).

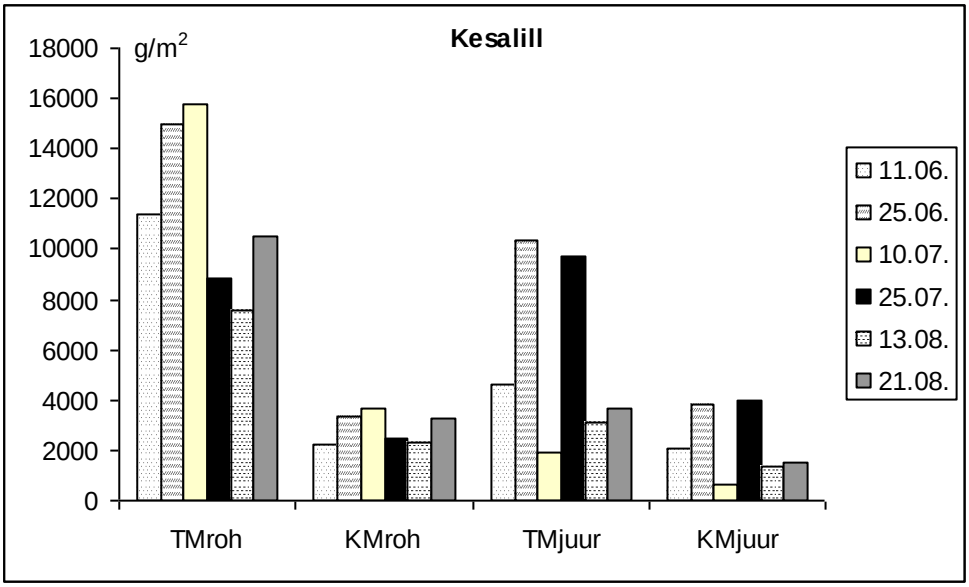


Joonis 23. Paiselehe maapealse osa ja juurte biomassi (TM-toormass, KM-kuivmass) dünaamika.

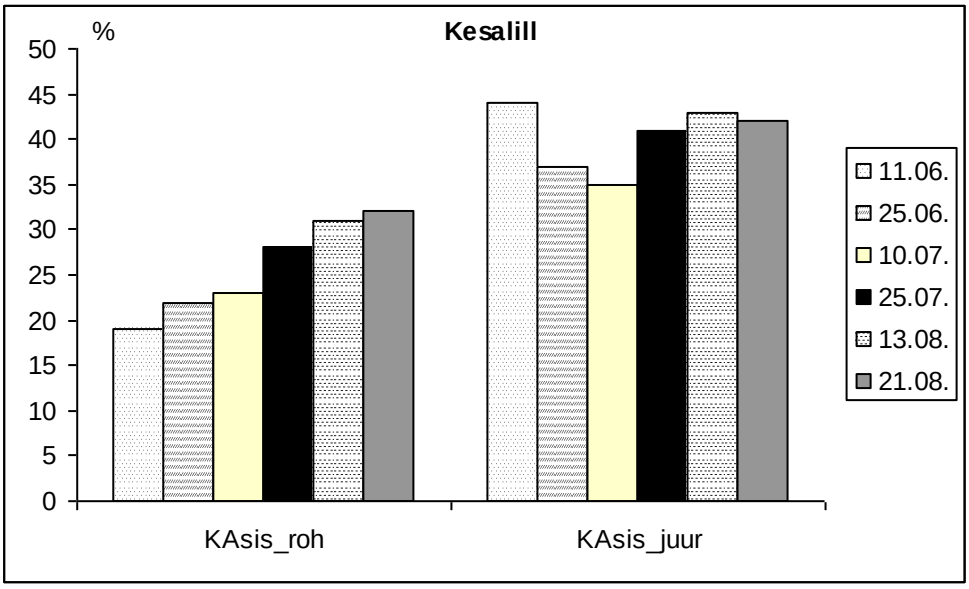


Joonis 24. Paiselehe maapealse osa ja juurte kuivainesisalduse dünaamika.

Kesalille maapealse ja juurekava biomassi formeerumises on täheldatav mõningane erinevus, kui maapealse osa biomass on kasvanud juuni lõpus ja juuli alguses, siis juurte biomass on oluliselt langenud juuli alguses, tõustes juuli lõpus suve alguse tasemele, et siis augustis jällegi langeda (joonis 25). Erinevalt eelnevatest liikidest, millel maapealse osa kuivainesisaldus püsis kogu suve jooksul ühel tasemel, on selle liigi kuivainesisaldus tõusnud 19%-lt 32%-ni, samas kui juurtesse talletunud kuivaine sisaldus püsib vahemikus 35-44% (joonis 26).

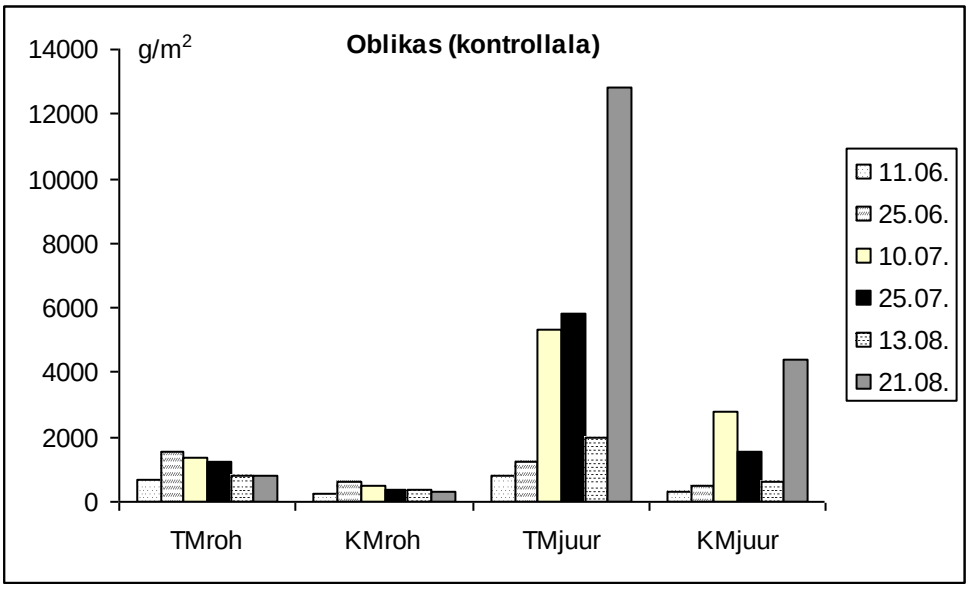


Joonis 25. Kesalille maapealse osa ja juurte biomassi (TM-toormass, KM-kuivmass) dünaamika.

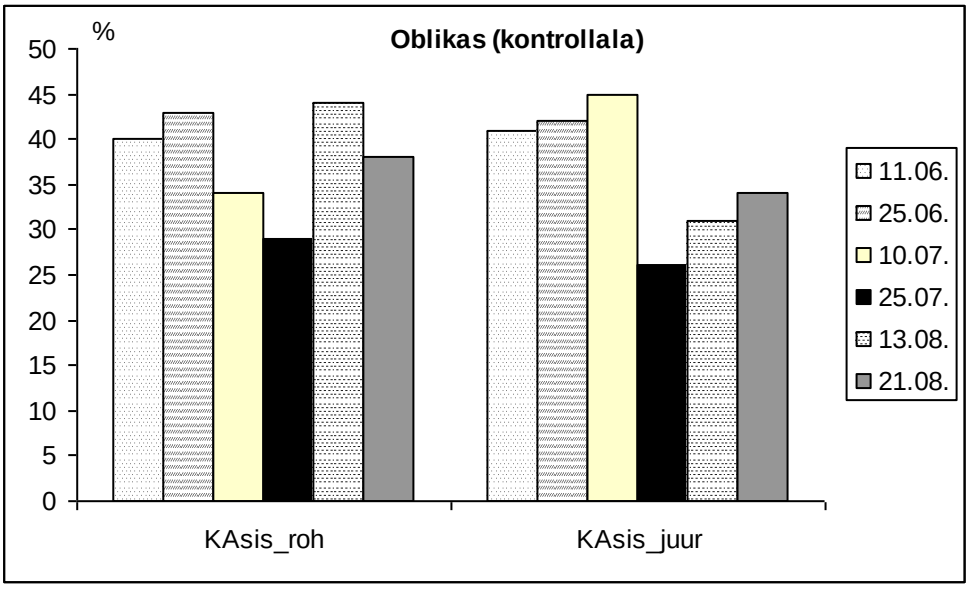


Joonis 26. Kesalille maapealse osa ja juurte kuivainesisalduse dünaamika.

Reoveesettega töötlemata alal domineeris oblikas, mille biomassi formeerumise dünaamika analüüs näitab, et erinevalt settega töödeldud alal kasvanud taimedest on setteta alal kasvanud oblika suuremast osast terve taime biomassist akumuleerunud juurekavasse (joonis 27). Maapealse osa biomass püsib stabiilsena kogu uuritud perioodi jooksul (joonis 27). Kui settega töödeldud alade rohttaimede juurtesse oli akumuleerunud suurem osa kuivainet, siis oblika puhul ei täheldatud statistiliselt usaldatavat erinevust maapealse ja maaaluse taimeosa kuivainesisalduste vahel (joonis 28).



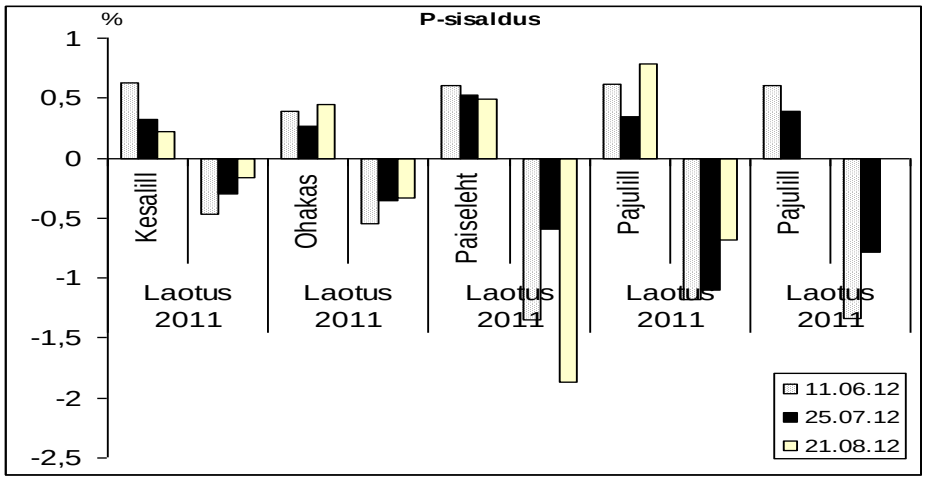
Joonis 27. Oblika maapealse osa ja juurte biomassi (TM-toormass, KM-kuivmass) dünaamika.



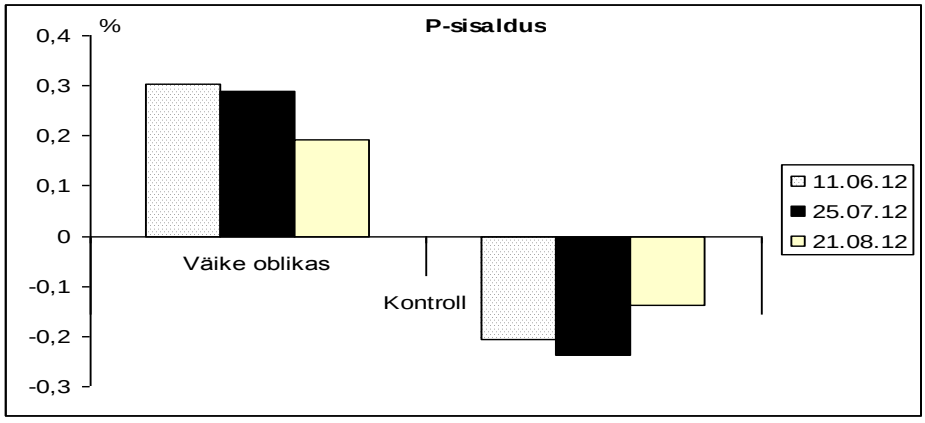
Joonis 28. Oblika maapealse ja juurte kuivainesisalduse dünaamika.

7.4. Elementide (P, N, C) sisaldus ja elementide suhe (N/P) taimedes

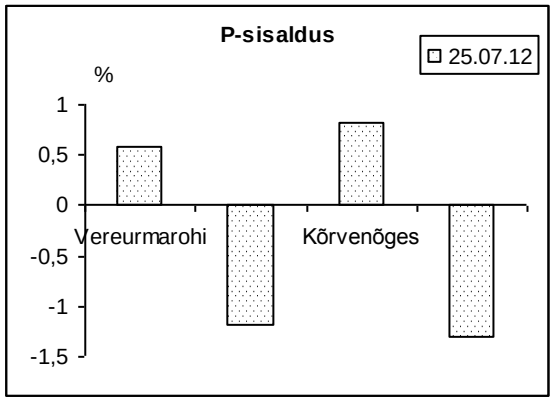
Erinevate taimede analüüs näitab, enamasti on suurema P-sisaldusega taimejuured, eriti P-rikkaks osutusid paiselehe juured, mis sisaldavad P kuni 4 korda rohkem kui taime maapealne osa (joonis 29). Kontrollalal kasvanud oblika maapealse ja maaaluse osa P-sisalduses erinevus puudub (joonis 30), kuid varasema töötlusega alalt kogutud vereurmarohu ja kõrvenõgese juured sisaldavad kuni 2 korda rohkem P kui maapealne osa (joonis 31).



Joonis 29. P-sisaldus erinevate rohttaimede maapealses osas ja juurtes.

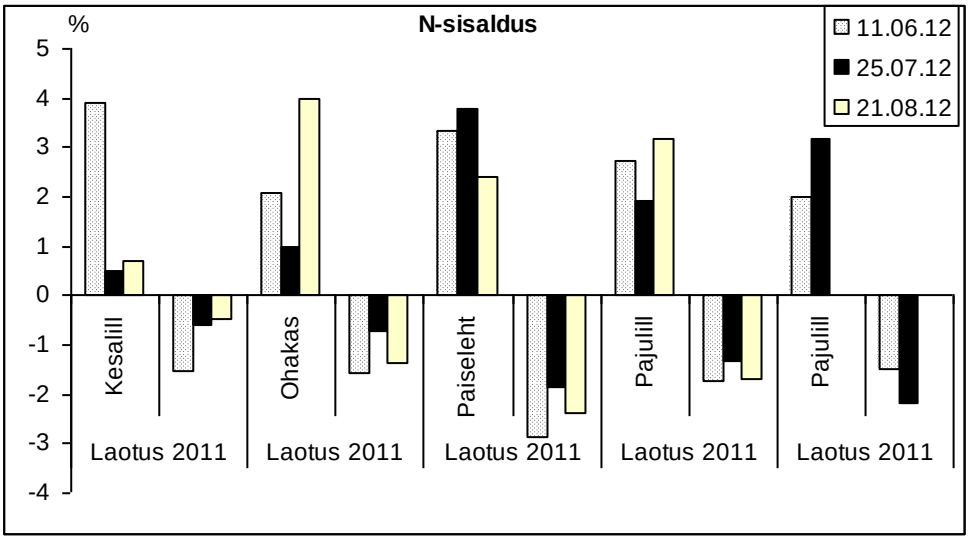


Joonis 30. P-sisaldus oblika maapealses osas ja juurtes.

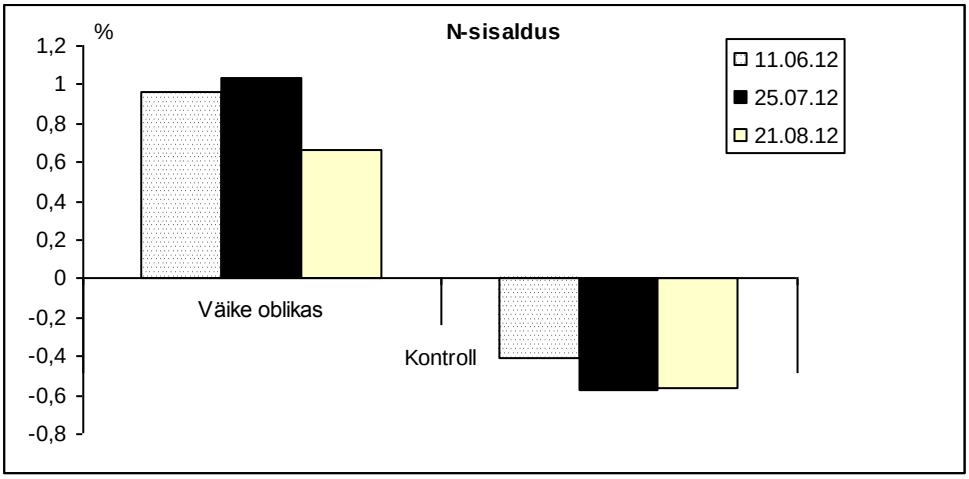


Joonis 31. Settega töödeldud alale 2004. aastal istutatud puistu alt kogutud taimeproovide P-sisaldus.

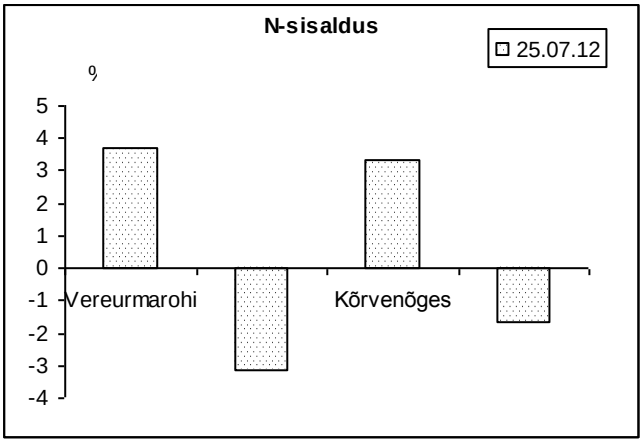
Fotosünteesi intensiivsust kõige enam mõjutav element N on suuremas koguses akumuleerunud taimede maapealsesse ossa nii settega töödeldud kui ka kontrollalal (joonised 32-33). Samasugune vahekord on täheldatav ka varasema töötlusega alalt kogutud vereurmarohu ja kõrvenõgese puhul (joonis 34).



Joonis 32. N-sisaldus erinevate rohttaimede maapealses osas ja juurtes.

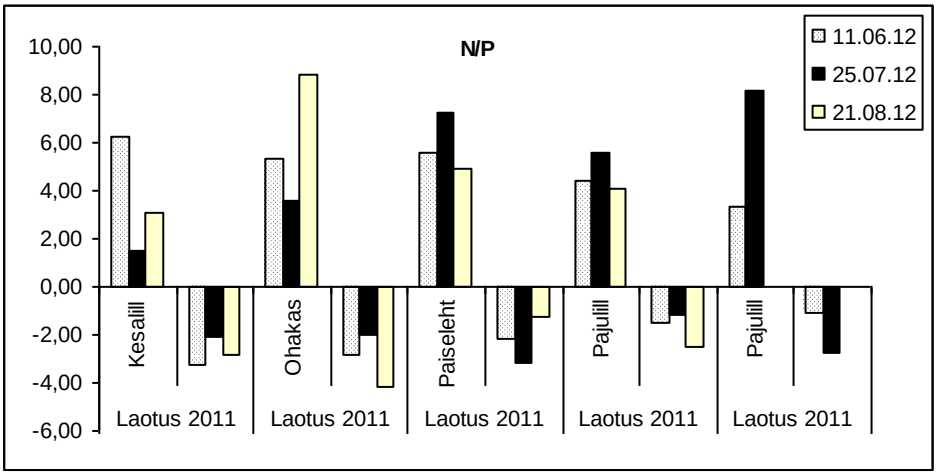


Joonis 33. N-sisaldus oblika maapealses osas ja juurtes.

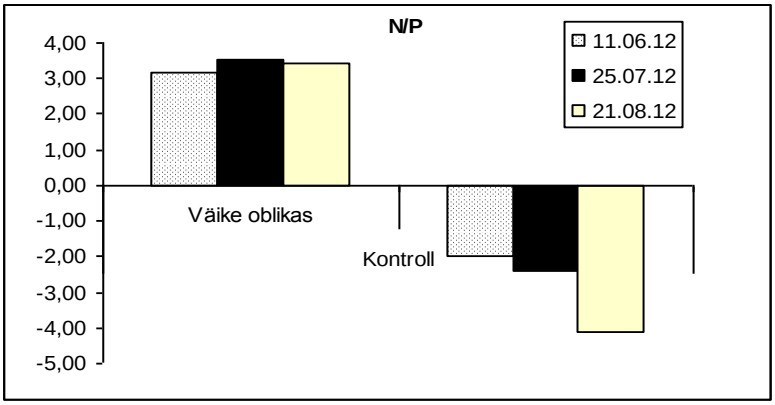


Joonis 34. Settega töödeldud alale 2004. aastal istutatud puistu alt kogutud taimeproovide N-sisaldus.

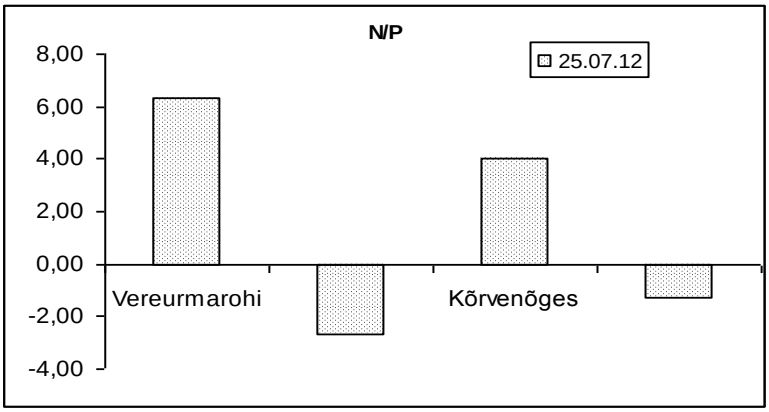
Güsewell (2004) soovitab kasutada taimedes N ja P sisalduse hindamiseks nende elementide suhet, kusjuures suhtarv N/P<10 viitab, et N on taimede kasvu limiteerivaks elemendiks ja sama suhtarv väärtusega >20 viitab omakorda P-le kui taimede arengut limiteerivale elemendile. Koerselman ja Meuleman (1996) täheldasid, et taimede fotosünteesiva pinna N/P suhtarv olles >16 viitab kriitilisele P-sisaldusele turbaaladel. Kõigi kogutud taimeproovides sisaldunud N ja P suhtarv jääb alla 10 (joonised 35-37), viidates, et P-sisaldus ei ole taimede kasvu limiteeriv.



Joonis 35. Suhe N/P erinevate rohttaimede maapealses osas ja juurtes.

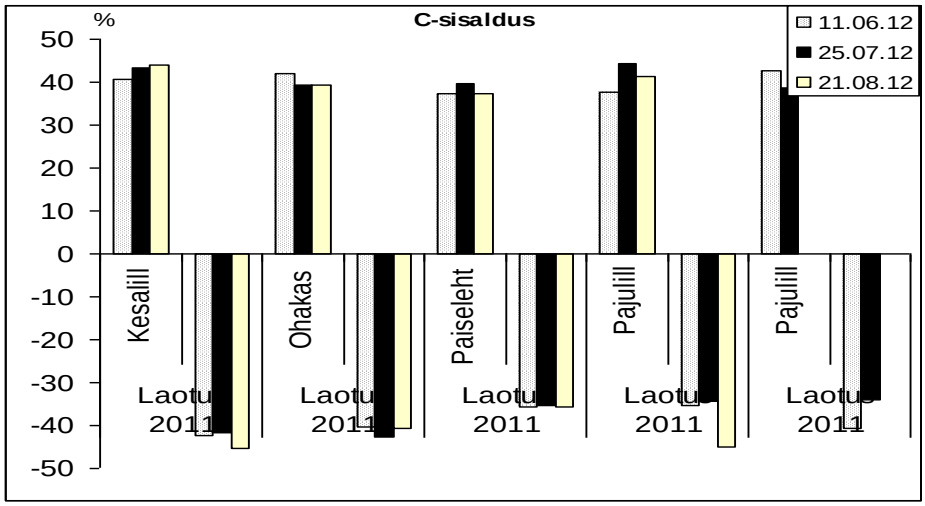


Joonis 36. Suhe N/P oblika maapealses osas ja juurtes.

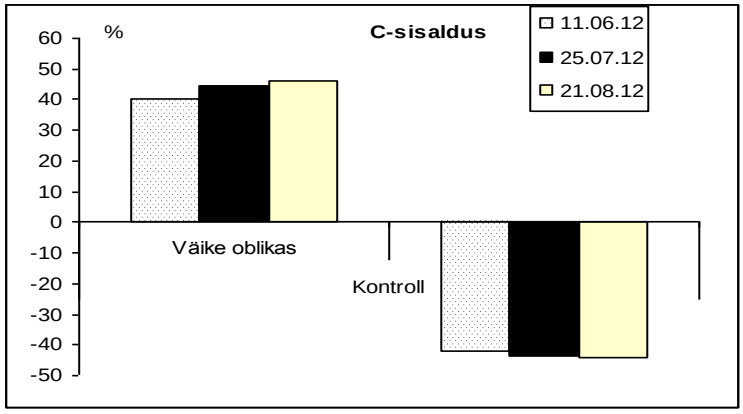


Joonis 37. Settega töödeldud alale 2004. aastal istutatud puistu alt kogutud taimeproovide N/P suhe taime maapealses ja maaaluses osas.

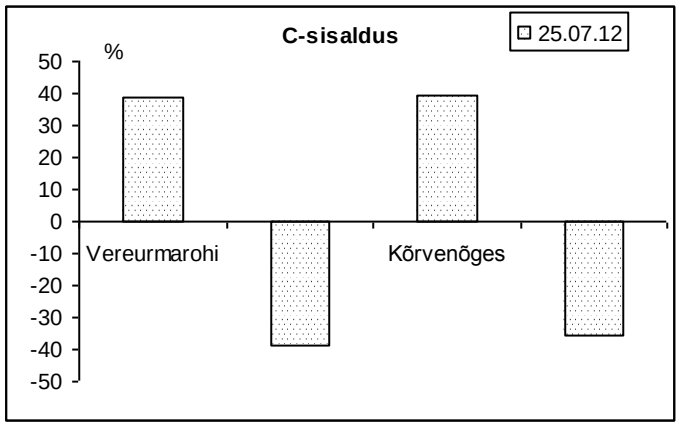
Kogutud taimeproovide keemilise analüüsi tulemused näitavad, et statistiliselt usaldatav erinevus puudub nii erinevate taimede C-sisalduse vahel, kui ka sama taime maapealses ja maaaluses osas sisalduva C vahel, olles vahemikus 35-46% (joonised 38-39). Aastal 2004 settega töödeldud alale rajatud puistu alt kogutud taimeproovides on mõnevõrra vähem C (36-39%) ning puudub statistiliselt usaldatav erinevus taime maapealse ja maaaluse osa C-sisalduses (joonis 40).



Joonis 38. C-sisaldus erinevate rohttaimede maapealses osas ja juurtes.



Joonis 39. C-sisaldus oblika maapealses osas ja juurtes.



Joonis 40. Settega töödeldud alale 2004. aastal istutatud puistu alt kogutud taimeproovide C-sisaldus taime maapealses ja maaaluses osas.

Kokkuvõte

1. Vaatlusalustest taimeruutudest kolmandiku puhul domineeris ohakas (keskmine katvus 57%), kolmandiku puhul pajulill (keskmine katvus 45%) ning kaasliikidest esines kõige enam paiselehte – seda liiki kasvas üle pooltel ruutudel keskmise katvusega 14%, järgnesid väike oblikas, pajulill ja ohakas.
2. Sademeterikas suvi soodustas kiiret rohttaimede kasvu settega töödeldud alal, väga lopsakale kasvule ja suurele veesisaldusele viitavad kõrged maapealse toormassi näitajad võrreldes kuivmassiga, seda eriti juuni- ja juulikuus. Ilma setteta alal (kontrollala) kasvanud oblika puhul sellist nähtust ei täheldatud.
3. Erinevate taimeosade (fotosünteesiv roheline maapealne osa ja juurekava) kuivainesisalduse analüüs näias, et kui maapealse osa kuivainesisaldus on kogu uuritud perioodi (juuni-august) sarnane, siis juurekavas sisalduva kuivaine osa kasvas. Sellist tendentsi ei täheldatud kontrollal kasvanud oblika puhul.
4. Erinevate toitainete sisalduse (P, N, C) ja nende suhte (N/P) analüüs näitas, et P-sisaldus ei ole taimede kasvu limiteerivaks teguriks. N sisaldub rohkem taimede maapealses osas, samas kui P sisaldavad rohkem taime juured. C-sisalduses ei täheldatud erinevusi ei erinevate taimeliikide ega ka erinevust sama taimeliigi maapealse ja maaaluse organi C-sisalduses.

8. Mõju pinnaveele

Rae turbaraba kuivendussüsteemi eesvooluks on Rae-Lagedi peakraav (KKR kood VEE1092100). Peakraav suubub Pirita jõkke 19,8 km suudmest. Põllumajandusuuringute Keskuse (2012) poolt läbiviidud pikemaaegne seire põllualadel näitab, et kõrgema kontsentratsiooniga veeproovid jäid sügistalvisesse perioodi st. põhiline toitainete väljakanne toimub peale vegetatsiooniperioodi lõppu. Katsealal suveperioodil läbiviidud taimestiku uuringud näitasid, et ala oli kaetud tugeva taimkattega, miline minimeeris toitainete kandumise vette. Seda arvestades võeti proovid 26. septembril, 31. oktoobril ja 14. novembril kokku kuuest (seitsmest) kohast.

P. 1. Freesturbaraba kuivendussüsteemi sissetuleva kraavi otsast. Vesi kiirevooluline, kraav mudastumata, suure langusega. Annab põhilise osa kuivendussüsteemi liikuvast veest.

P. 2. Äärekraavist enne lõppkraavi suubumist. Vesi võib olla mõjutatud mudaga töötlemisest, sest töödeldud alalt vee liikumise suund äärekraavi suunas.

P. 3. Äärekraav ülevalpool töödeldud ala. Kraav mudastunud, kraavi kallastel kasvavad puud. Suvel kraav kaetud tiheda lemnega.

P. 4. Vahekraav, milline jääb töödeldud alast kagusse. Proov võetud ülevaltpoolt töödeldud ala. Kraav mudastunud. Suvel kraav kaetud tiheda lemnega.

P. 5. Vahekraav, võib olla mõjutatud töötlemisest. Kraav mudastunud, kraavis kasvavad hundinuiad, penikeeled. Proov võetud enne suubumist lõppkraavi.

P. 6. Lõppkraav, milline suubub ca 3 km pärast Rae-Lagedi peakraavi. Kraav kergelt mudastunud, osaliselt taimestunud (hundinuiad, penikeeled)

P. 7. Eelmise vahekraaviga paralleelselt kulgev kraav, ei ole mõjutatud töötlemisest. Kraav kaevatud 2011. a., kraavis kasvavad hundinuiad.

Veeproovid võeti EKUK-i atesteeritud töötaja Hugo Tangi poolt Jaan Pikka juuresolekul. Vee keemilised analüüsid viidi läbi Eesti Keskkonnauuringute Keskuses. Vee temperatuur, lahustunud hapnik ja pH määrati väljas proovi võtmise käigus. Kasutati järgmisi katsemeetodeid – ammooniumlämmastik SFS 3032, hõljuvaine EVS-EN 872, BHT_7 ISO 5815-2, Püld EVS-EN ISO 6878,sec 7, nitraat EVS-EN ISO 13395, nitrit EVS-EN ISO 13395, Nüld EVS-EN ISO 11905-1, veetemperatuur ISO 5667-6, lahustunud hapnik EVS-EN 25814, pH ISO 10523.

Tabel pinnaveeproovide keemilised näitajad

Tabel. Pinnaveeproovide keemilised näitajad 2012. a.

	pH	BHT7 mg/l	HA mg/l	O2 mg/l	N üld mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	NO2-N mg/l	P üld mg/l
26-sept									
1	7,4	3,5		5	5,5	1,3	0,09	0,15	0,016	0,16
2	7,1	3		21	3,8	4,0	0,96	1,9	0,14	0,14
3	6	5,2		10	5,7	2,7	1,4	0,19	0,014	0,09
4	6,1	4,9		46	5,0	2,6	0,93	0,19	0,015	0,1
5	7	4,1		14	1,7	6,7	1,4	3,4	0,5	0,07
6	7,4	3,6		12	5,5	1,7	0,17	0,32	0,038	0,17
31-okt									
1	7,1	1,6		8	6,3	1,2	0,1	0,07	0,01	0,16
2	7,2	2		15	6,0	1,4	0,22	0,2	0,028	0,16
3	6,3	3		20	4,4	2,4	1,3	0,021	0,017	0,25
4	6,5	3		52	3,9	3,1	1,8	0,07	0,016	0,22
5	7,1	2,2		16	1,0	2,7	2,3	0,097	0,013	0,07
6	7,50	3,1		10	6,3	1,3	0,22	0,068	0,009	0,15
7	6,8	1,8		8	1,7	2,6	1,8	0,16	0,015	0,23
14-nov									
1	7,5	2,3		6	6,8	1,0	0,1	0,064	0,008	0,13
2	6,8	2		7	2,3	3,2	0,82	0,96	0,032	0,09
3	6,7	5,5		6	6,7	2,8	0,97	0,059	0,012	0,14
4	6,8	2,2		9	3,9	4,0	1,5	0,77	0,052	0,18
5	7,3	5		4	6,2	1,5	0,46	0,082	0,01	0,11
6	7,4	2,4		3	7,1	1,3	0,21	0,079	0,009	0,13
7	7,3	2		8	7,3	2,7	1,5	0,13	0,011	0,18

Toitainete sisaldus vees sõltus nii proovi võtmise ajast kui kohast. Kõige stabiilsemad olid näitajad sissetulevas kraavis ja sama kraavi jätkus peale freesväljakutelt sissetulevaid kraave. Lämmastiku sisaldus oli kõigil juhtudel väikseim sissetulevas kraavis, jäädes vahemikku 1,0-1,3 mg/l. Fosfori üldsisaldus oli sissetulevas kraavis vahemikus 0,13-0,16 mg/l. Lõpp-punktis oli lämmastiku üldsisaldus mõnevõrra suurem, jäädes vahemikku 1,3-1,7 mg/l. Fosfori sisaldus jäi vahemikku 0,13-0,17 mg/l. Vahekraavide mõju vee toitainete sisaldusele lõpp-punktis oli minimaalne, kuna freesturbaalalt sissetulevas äärekraavis ja vahekraavis vesi praktiliselt seisis, samas toimus kraavis kasvavate taimede kõdunemine. Suveperioodil elutsesid vahekraavis sinikaelpardi pesakonnad.

Võrreldes töödeldud ala ümbritsevaid kraave ülevalpool ja allpool töötlust, ei ole märgata suuri erinevusi. Toitainete sisaldus konkreetses proovis sõltus oluliselt taimestiku lagunemisest, olles erinev erinevates kohtades eri proovivõtu aegadel. Ka varasemad veeproovid vanal katsealal ei näidanud mudaga töötlemise olulist mõju veekeskkonnale. Seda saab põhjendada intensiivse rohttaimestiku ja puude kasvuga (ptk 7). Sellega kaasneb

toitainete akumuleerumine taimedesse, suurem transpiratsioon ja tunduvalt suurem kuivaine sisaldus mullas.

Näeme, et kõigil juhtudel jäi nitraatiooni kontsentratsioon tunduvalt alla sotsiaalministri 31.07.2001 määrusega nr.82 “Joogivee kvaliteedi- ja kontrollinõuded ning analüüsimeetodid” joogiveele kehtestatud ja 02.01.2003.a. määrusega “Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded” lubatud piirnormile 50 mg/l.

Kokkuvõte

2012.a. läbiviidud uuringud näitasid, et ammendatud freesturbaväljade töötlemisel settega kaasneb rida muutusi olemasolevas ökosüsteemis. Töödeldud ala viljakus tõuseb oluliselt, kuna sete sisaldab kõiki taimedele vajalikke toitaineid. Mulla viljakus on kõrge veel 10. a. peale ala töötlemist. Mulla viljakuse tõusuga suureneb oluliselt mikroorganismide arvukus ja muutub erinevate füsioloogiliste gruppide tasakaal mullas. Ainsana väheneb mikroseente arvukus, nende funktsiooni võtavad üle teised füsioloogilised grupid, eelkõige aktinomütseedid. Mulla pH muutub neutraalseks, pH on neutraalne veel kümnendal aastal peale töötlemist. See on oluline raskmetallide liikuvuse kohapealt, kuna neutraalses keskkonnas nende liikumine on pärsitud.

Ammendatud jääksoode looduslik taimestumine toimub aeglaselt. Settega töötlemise tagajärjel toimub ala intensiivne taimestumine ja muutused soontaimede liigilises koosseisus. Taimestumise intensiivsus, liigiline koosseis ja biomass on olulised nii puude kasvu kui keskkonnakaitselisest aspektist. Rohttaimed on puudele konkurentideks vee ja toitainete osas.

Tiheda rohtkatte all väikesed istikud hukkuvad. Seetõttu on vajalik pidev rohttaimede tõrje. Võib kasutada nii niitmist puude ümbert kui Roundupi kasutamist. Tootmises oleva freesvälja korral, kus toimub aiandusturba tootmine, on vajalik vältida seemnete kandumist tootmisaladele.

Ilmnes seos maapealse taimestiku, mulla viljakuse ja mikroobide struktuuri vahel. Füsioloogiliste gruppide arvukus ja omavaheline suhe sõltuvad nii puuliigist kui alustaimestikust.

Taimestik seob olulisel määral süsihappegaasi, vett ja toitaineid. Uuringutega ei täheldatud negatiivset mõju veekeskkonnale.

Kõik kasutatud puuliigid reageerisid positiivselt muldade töötlemisele, paranes nende varustatud toitainetega ja kasv. Settega töödeldud alal pikenes oluliselt puude kasvuperiood ja efektiivistus päikeseenergia kasutamise efektiivsus. Metsastamiste korral on soovitav kasutada eelkõige kaski, sangleppi ja jalakaid, kuna nende kasv oli kõige intensiivsem ja on näidanud end hästi ka vanemal katsealal. Nende liikide kasuks räägib ka väiksem kahjustusoht ulukite poolt ja kergem istutusmaterjali kättesaadavus. Intensiivse rohukasvu tõttu on parem kasutada suuremat istutusmaterjali, et vältida iga taime tähistamist istutusjärgselt. Suuremad puud on vastupidavamad ümbritsevale rohttaimestikule, nende leidmine hooldamise käigus on lihtsam. Noorelt aeglasekasvulisemate liikide korral tuleb arvestada suurema hoolduse vajadusega.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et settega töötlemise mõju keskkonna seisundile on positiivne.

Kasutatud kirjandus

Atkinson, M. D. 1992. *Betula pendula* Roth. (*B. verrucosa* Ehrh.) and *B. pubescens* Ehrh. J. of Ecology, 80, 837-870.

Baltrėnaitė. E., Butkus, D. 2007. Modelling of Cu, Ni, Zn, Mn and Pb transport from soil seedlings of coniferous and leafy trees. J. of Environmental Engineering and Landscape Management 15 (4): 200-207.

Baltrėnaitė. E., Šerevičienė, V., Paliulis, D. 2009. Variation of carbon and metal concentration in soil amended with sewage sludge. Ekologija 55 (1): 1-8.

Bramryd, T. 2001. Effects of liquid and dewatered sewage sludge to a Scots pine stand (*Pinus sylvestris L.*) in Central Sweden. For. Ecol. and Management, 147(2-3), 197-216.

Cavaleri, M. A., Gilmore, D. W., Mozaffari, M., Rosen, C. J., Halbach, T. R. 2002. Aspen response to forest soils amended with municipal and industrial by-products on two Northern Minnesota sites: experimental design and preliminary results. Staff paper series 162. Deartment of forest resources, University of Minnesota. 23 pp.

Cavaleri, M. A., Gilmore, D. W., Mozaffari, M., Rosen, C. J., Halbach, T. R. 2004. Hybrid poplar and forest soil response to municipal and industrial by-products. J. Environ. Qual., 33: 1055-1061.

Daugaviete, M., Krūmina, M., Kāposts, V., Lazdinš. 2003. Farmland afforestation: the plantations of birch *Betula pendula* Roth. on different soils. Baltic Forestry, 9 (1):9-21.

Dimitriou, I., Eriksson, J., Adler, A., Aronsson, P., Verwijst, T. 2006. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. Environmental Pollution, 142, 160-169.

Ferm, A. 1993. Birch production and utilization for energy. Biomass and Bioenergy, 4(6): 391-404.

Eesti maaelu arengukava 2007-2013 2. telje püsihindamise ülevaade ja seotud uuringud 2011.aastal. Põllumajandusuuringute Keskus, 2012, Saku.

Ferm, A., Hytönen, J., Lilja, S., Jylhä, P. 1994. Effects of weed control on the early growth of *Betula pendula* established on an agricultural field. Scand. J. For. Res., 9: 347-359.

Gradeckas, A., Kubertavičiene, L., Gradeckas, A. 1998. Utilization of wastewater sludge as a fertilizer in short rotation forests on cut away peatlands. Baltic Forestry, vol. 4, No 2, 7-13.

Gurfel, D., Lasting, V. 1966. Mikrofloora muutustest rabade kultuuristamisel. Teaduslike tööde kogumik, 8. Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituut. Tallinn, 70-72.

Güsewell, S. N. 2004. N: P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. New Phytologist, 164, 243-266.

Hainla, V. 1974. Lepp ja lepikud. . Eesti metsad. Koostanud U. Valk ja J. Eilart. Tallinn, Valgus, lk. 139-145.

Henno, O. 1963. Soo- ja arukase diameetri juurdekasvu erinevusest mineraalmaal. Eesti Põllumajanduse Akadeemia teaduslike tööde kogumik, 33. Tartu, lk. 143-146.

Hytönen, J. & Jylhä, P. 2005. Effects of competing vegetation and post-planting weed control on the mortality, growth and vole damaged to *Betula pendula* planted on former agricultural land. Silva Fennica 39(3): 365-380.

Johnson, O. & More, D. 2005.Euroopa puud. Eesti Entsüklopeediakirjastus.

Kaar, E. 1974. Saar ja saarikud. 151-153.

Kaar,1998

Kaar, E. 2002. Põlevkivikarjääride rekultiveerimise tulemustest. Metsandusliku uurimistöö minevik ja tänapäev. Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised, 18. Tartu, lk.123-131.

Kaar, E., Raid, L. 1992. Tasandatud põlevkivikarjääride rekultiveerimise mõningaid tulemusi. Metsanduslikud uurimused, 25. Tartu, 109-117.

Kabata-Pendias, A., Kabata, H. 1992. Trace elements in Soils and Plants. Boca Raton, Ann Arbor, London, CRC Press, Inc. 365.

Karlsson, A. 2002. Site preparation of abonded fields and early establisment of planted small- sized seedlings of silver birch. New Forests, 23: 159-175.

Kask, R. 1996. Eesti mullad. Tallinn, 239 lk.

Kays, J. S., Felton. G., Flamino, E. 1999. Deep-row application of biosolids to grow forest crops on mine spoils: potential utilization for the Baltimore, MD-Washington, D.C. Metro Area.

Kays, J. S., Flamino, E. J., Felton. G., Flamino, P. D. 2000. Use of deep-row biosolids applications to grow forest trees: a case study. In: Henry, C. L., Harrison, R. B., Bastian, R. K. (Eds.), The forest alternative: principles and practice of residuals use. Seattle, WA: University of Washington College of Forest Resources, 105-110.

Kays, J. S., Felton. G. K., Buswell, C. U., Flamino, E. J. 2007. Deep rows incorporation of biosolids to grow hybrid poplar trees on sand and gravel mine spoils in Southern Maryland. Water Practice, 1 (1), 1-15.

Kelly, J., Favila, E., Hundal, L.,Marlin, J. 2007. Assesment of soil microbial communities in surface applied mixtures of Illinois River sediments and biosolids. Applied Soil Ecology, 36, (2-3),176-183.

Kelly, J. J., Policht, K., Grancharova, T., Hundal, L. S.. 2011. Distinct responses in ammonia oxidizing archaea and bacteria after addition of biosolids to an agricultural soil. Applied and Environ. Microbiol. 77(18):6551-6558.

Koerselman, W., Meuleman A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. J. Appl. Ecol., 33, 1441-1450.

Kourtev, P. S., Ehrenfeld, J. G., Häggblom, M. 2002. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. Ecology, 83(11): 3152-3166.

Laas, E. 1987. Dendroloogia. Tallinn.

Labresque, M., Train, I., Teodorescu, S., Daigle, S. 1995. Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation on two Salix species. Plant and Soil, 171, 303-316.

Lasting, V., Kaarli, L., Gurfel, D. 1966. Põhja-Eesti põhiliste mullaerimite mikrofloora ja selle sõltuvus muldade kultuuristamisest. Teaduslike tööde kogumik, 8. Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituut. Tallinn, 7-69.

Li, S., Wu, D., Zhang, J. 2005. Effects of vegetation and fertilization on wheathered particles of coal gob in Shanxi mining areas, China. J. of Hazardous Materials, 124, 1-3, 209-216.

Lu, Q., He Z. L., Stoffella, P. J. 2012. Land Application of Biosolids in the USA: A Review. Applied and Environmental Soil Science, 11p.

Mantovi, P, Baldoni, G., Toderi,G. 2005. Reuse of liquid dewatered and composted sewage sludge on agricultural land: Effects on long-term application on soil and crop. Water Res. 39:289-296.

Margus, M. & Tamm, Ü. 1967. Paplid Eesti NSV-s. Valgus, Tallinn, 219 pp.

Marschner, P., Crowley, D., Yang, C.H. 2004. Development of specific rhisosphere bacterial communities in relation to plant species, nutrition and soil type. Plant and Soil, 261:199-208.

Moffat, A. J., Armstrong, A. T., Ockleston, J. 2001. The optimization of sewage sludge and effluent disposal on energy crops of short rotation hybrid poplar. Biomass and Bioenergy, 20 (3): 161-169.

Orru, M. 1995. Eesti turbasood. Teatmik. Tallinn, Eesti Geoloogiakeskus. 240 pp.

OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus. 2010. Reoveesette töötlemise strateegia väljatöötamine, sh. ohutu taaskasutamise tagamine järelevalve tõhustamise, keemiliste ja bioloogiliste indikaatornäitajate vahendamise ning kvaliteedi süsteemide juurutamise abil. II etapp, Tallinn.

Pepper, I. L., Zerzghi, H., Brooks, J., Gerba, C. P. 2008. Sustainability of land application of class B biosolids. J. Environ. Qual. 37: 58-67.

Pikk, J. 2001. Kased turvasmuldadel. Kogumik "Lehtpuupuistute kasvatamine Eestis". Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised XIV. Tartu, 95-102.

Pikk, J. 2011. Metsastamine. Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine, 69-81.

Pikka, J. 2004. Reoveesette kasutamisest väheviljakate põllumaade metsastamisel. Metsanduslikud uurimused, 41. Tallinn, 62-72.

Pikka, J. 2005. Use of wastewater sludge for soil improvement in afforesting cutover peatlands. Metsanduslikud uurimused, 42. Tallinn, 95-105.

Pikka, J. 2011. Jääksoode metsastamine reoveesette kasutamisega. Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine, 82-88.

Ramst, R., Orru, M., Halliste, L. 2005. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 1. etapp: Harju, Rapla ja Lääne maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Ramst, R., Orru, M., Salo, V., Halliste, L. 2006. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 2. etapp: Ida-Viru, Lääne-Viru, Jõgeva, Järva ja Tartu maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Ramst, R., Orru, M., Salo, V., Halliste, L. 2007. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 3. etapp: Viljandi, Pärnu, Saare, Hiiu maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Ramst, R., Salo, V., Halliste, L. 2008. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 4. etapp: Valga, Võru ja Põlva maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Rebane, H. 1974. Kask ja kaasikud. Eesti metsad. Koostanud U. Valk ja J. Eilart. Tallinn, Valgus, lk. 123-131.

Reoveesette põllumajanduses, haljastuses, ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded. Riigi Teataja Lisa, 2003, 5, 48. Keskkonnaministri määrus nr.78 30.12.2002.a.

Roht, U. 2007. Lehtpuud I osa. AS ATLEX, Tartu. 380 pp.

Tony Russell & Catherine Cutler. 2004. Maailma puude entsüklopeedia. Sinisukk.

Rogers, M. and Smith, S.R. 2007. Ecological impact of application of wastewater biosolids to agricultural soil. Water Environ. J. 21:34-40.

Selivanovskaya, S. Y., Latypova, V. S., Kiyamova, S. N., Alimova, F. K.. 2001. Use of microbial parameters to assess treatment methods of municipal sewage sludge applied to grey forest soils of Tatarstan. Agriculture, ecosystems & environment, 86, 2, 145-153.

Selivanovskaya, S. Y., Latypova, V. S. 2006. Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. Waste Manag., 26(11): 1253-1258.

Smilde, K.W. 1981. Heavy-metal accumulation in crops grown on sewage sludge amended with metal salts. Plant and Soil, 62, 3-14.

Soo, T., Tulles, A., Tullus, H., Roosaluste, E. 2009. Floristic diversity responses in young hybrid aspen plantations to land-used history and site preparation treatments. Forest Ecology and Management, 257, 858-867.

Sullivan, T. S., Stromberger, M. E., Paschke, M. W., Ippolito, J. A. 2006. Long-term impacts of infrequent biosolids applications on chemical and microbial properties a semi-arid rangeland soil. Biol. Fertil. Soils, 42:258-266.

Tamm, Ü. 2000. Haab Eestis. Eesti Loodusfoto, Tartu, 257 pp.

Tälli, P., Riispere, A. 1996. Kommunaalmuda kasutamisest ilupuude ja –põõsaste kasvatamisel. Metsanduslikud uurimused XXVII. Tartu, 102-111.

Tullus, H. 2001. Lehtpuupuistute kasvatamine. Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised,14: 5-23.

Tullus, A., Rytter, L., Tullus, T., Weih, M., Tullus, H. 2012. Shortrotation forestry with hybrid aspen (*Populus tremula L. x P. tremuloides* Michx.) in Northern Europe. Scandinavian J. of forest Research, 27: 10-29.

Uri, V., Lohmus, K., Ostonen, I., Tullus, H., Lastik, R., Vildo M. 2007. Biomass production, foliar and root characteristics and nutrient accumulation in young silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand growing on abandoned agricultural land. European J. Forest. Res. 126 (4): 495-506.

Vares, A. 2001. Sanglepa *(Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) lehevarise lagunemine ja lämmastiku dünaamika Eesti kliimatingimustes. Metsanduslikud uurimused, 35:149-155. Tartu.

Vares, A., Uri, V., Tullus, H. 2003. Broadleaved trees species on abandoned agricultural land in Estonia. Proc. Of the international conference: Afforestation in Europe – experiences and prospects, 101-111.

Vares, A., Tullus, H. , Lõhmus, K. 2004. Maapealse osa biomass, produktsioon ja peamised mineraaltoitained erineva tihedusega noortes sanglepikutes (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Metsanduslikud uurimused, 40: 165-175.

Vares, A. 2005. The growth and development of young deciduous stands in different site conditions. The thesis for applying the doctor`s degree in agricultural sciences in forestry. Tartu, Estonian Agricultural University.

Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., van der Putten, W. H., Wall, D. H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. Science, 304:1629-1633.

Winding, A., Hund-Rinke, K., Rutgers, M. 2005. The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. Ecotoxicology and Environmental Safety, 62, 2, 230-248.

Witter, E., Mårtensson, A. M., Garcia, F. V. 1993. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different n-fertilizers and organic manures. Soil Biology and Biochemistry., 25, 6, 659-669.

Zerzghi, H., Gerba, C. P. H., Brooks, J., Pepper, I. L. 2010. Long-term effects of land application of class B biosolids on the soil microbial populations, pathogens, and activity. J. Environ. Qual., 39:402-408.