

# **Jääsood, nende kasutamine ja korrastamine**

**Koostanud ja toimetanud: Jaanus Paal**

Tartu, 2011

Käesolev raamat valmis Keskkonnainvesteeringute Keskuse toetusel.

Keeletoimetaja: Marja Unt.

**Autorid:**

**Katre Hein**, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool  
**Katrin Heinsoo**, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool  
**Bert Holm**, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool  
**Mati Ilomets**, Ökoloogia instituut, Tallinna Ülikool  
**Mari Ivask**, Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledž  
**Edgar Karofeld**, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool  
**Vesta Kõpp**, OÜ Inseneribüroo STEIGER  
**Elina Leiner**, Keskkonnaamet  
**Elve Lode**, Ökoloogia instituut, Tallinna Ülikool;  
Rootsi Põllumajandusteaduste Ülikool, Uppsala  
**Indrek Melts**, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool  
**Erki Niitlaan**, Eesti Turbaliit  
**Mall Orru**, Eesti Geoloogiakeskus  
**Jaanus Paal**, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool  
**Taimi Paal**, Metsandus- ja maaehitusinstituut, Eesti Maaülikool  
**Jaak Pikk**, Metsandus- ja maaehitusinstituut, Eesti Maaülikool  
**Jaan Pikka**, Keskkonna ja Metsanduse Arenduskeskus  
**Kalev Raadla**, Projekteerimisbüroo Maa ja Vesi AS  
**Rein Raudsep**, Eesti Keskkonnaministeerium  
**Tiit Saarmets**, AS Tootsi Turvas  
**Triin Triisberg**, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool

## SISUKORD

Sissejuhatus (J. Paal) .....	6
<b>1. EESTI SOOD</b> .....	8
1.1. Mis on soo ja mis on turbaaala (J. Paal, E. Lode) .....	8
1.2. Mis on turvas? (J. Paal, E. Lode) .....	9
1.3. Kuidas sood tekivad? (J. Paal) .....	10
1.4. Milliseid soid meil esineb? (J. Paal) .....	14
1.5. Eesti looduslikud olud ja soode levik (J. Paal) .....	19
<b>2. SOODE KUIVENDAMINE</b> .....	20
2.1. Soode kuivendamise viisid (E. Lode) .....	20
2.2. Soode kuivendamine Eestis (J. Paal) .....	21
<b>3. EESTI SOODE PINDALA JA TURBAVARU (M. Orru, E. Lode, J. Paal, E. Niitlaan)</b> .....	23
<b>4. TURBA KAEVANDAMINE JA KESKKONNAPOLIITIKA</b> .....	28
4.1. Turba kaevandamine (M. Orru, J. Paal, E. Niitlaan) .....	28
4.2. Turba kaevandamist reguleerivad õigusaktid (R. Raudsep) .....	34
4.3. Turba kaevandamine ja riiklik keskkonnapoliitika (J. Paal) .....	40
<b>5. JÄÄKSOOD</b> .....	43
5.1. Jääksoo ja turba jääklasund (J. Paal, E. Lode, T. Triisberg) .....	43
5.2. Jääksoode tüübid ja arengusuunad (E. Lode) .....	48
<b>6. JÄÄKSOODE LOODUSLIK TAIMESTUMINE</b> .....	54
6.1. Karjäari-jääksoode taimestumine (E. Lode) .....	54
6.2. Frees-jääksoode taimestumine (J. Paal, E. Leiner, T. Paal, T. Triisberg)....	57
6.3. Meetmed jääksoode taimestumise kiirendamiseks (J. Paal, E. Lode) .....	67
<b>7. JÄÄKSOODE KASUTAMINE</b> .....	68
7.1. Marjakasvatuse rajamine (T. Paal) .....	68
7.1.1. Jõhvikate kasvatamine .....	68
7.1.2. Kännasmustikate kasvatamine .....	71
7.2. Metsastamine (J. Pikk) .....	74
7.3. Jääksoode metsastamine reoveesette kasutamisega (J. Pikka) .....	88
7.4. Energianiidu rajamine (J. Paal) .....	96
7.4.1. Kasvukoht, selle ettevalmistamine .....	96
7.4.2. Külvamine .....	97
7.4.3. Kasvamine .....	97
7.4.4. Umbrohutõrje, haigused .....	98
7.4.5. Lupjamine ja väetamine .....	98
7.4.6. Saagikus .....	99
7.4.7. Saagi koristamine .....	100
7.4.8. Esimesed kogemused Eestis (T. Saarmets) .....	103
7.4.9. Võrdluskatsed päideroo kasvatamisega jääksool ja mineraalmullal (K. Heinsoo, K. Hein, I. Melts, B. Holm, M. Ivask) .....	105
7.5. Jääksoode kasutamine turbakaevandamisalade kuivendusvee puhastamiseks (K. Raadla, V. Köpp) .....	111
7.5.1. Näiteid puhastuslodudest .....	114
7.5.2. Vee kvaliteedi seire puhastuslodudes .....	119
<b>8. TINGIMUSTE LOOMINE TAASSOOSTUMISEKS</b> .....	120
8.1. Kogemusi maailmast (E. Karofeld) .....	120
8.1.1. Kanada meetodika .....	122
8.1.1.1. Pinnase ettevalmistamine .....	123

8.1.1.2. Taimefragmentide kogumine .....	126
8.1.1.3. Taimefragmentide laotamine jääsoole .....	129
8.1.1.4. Taimefragmentide katmine multšiga .....	131
8.1.1.5. Väetamine .....	132
8.1.1.6. Kuivenduskraavide sulgemine .....	133
8.1.1.7. Laugaste kujundamine .....	134
8.1.1.8. Seire .....	136
8.1.1.9. Probleemidega toimetulek .....	136
8.1.1.10. Jääksoode korrastamise maksumus .....	138
8.1.1.11. Kanada kogemustest õppimine .....	139
8.2. Kogemusi Eestist (M. Ilomets) .....	141
8.2.1. Jääksood Eestis .....	141
8.2.2. Taastamisplaani koostamine ja ala ettevalmistamine .....	143
8.2.4. Diaspooride kogumine, külv, väetamine ja multšiga katmine .....	144
8.2.5. Veetaseme tõstmine .....	144
8.2.6. Lõpetuseks .....	145
<b>ÜLDISED SOOVITUSED JA SEIRE KORRALDAMINE (E. Lode) .....</b>	<b>150</b>
9.1. Üldised soovitused .....	150
9.2. Seire .....	152
<b>KIRJANDUS .....</b>	<b>156</b>

## SISSEJUHATUS

Sood, mis parasvöötme põhjapoolses osas olid kuni 20. sajandi alguseni inimtegevuse poolt suhteliselt vähe mõjutatud looduskompleksid, on viimase poolsajandi jooksul paljudes piirkondades muutunud aktiivse majandustegevuse objektiks. Madal- ja siirdesood on leidnud kasutamist metsa- ja põllumajanduse laiendamiseks, kõrgsood ehk rabad aga alusturba ja aiandusturba kaevandamiseks. Peale selle on turvas oluliseks energiaressursiks (kütteturvas, brikett). Muidugi kaasneb sellega soode pindala kiire vähenemine (tabel 1), maastike ja nende ökoloogiliste väärtuste degradeerumine ning konflikt soode kasutajate/evitajate ja looduse kaitsjate/taastajate vahel. Mitmetes riikides (nt Hollandis, Belgias) olid sood peaaegu täielikult hävitatud juba 19. sajandi lõpuks või isegi varem.

Tabel 1. Maailma soode (v.a troopilised sood) pindala vähenemine ning seda põhjustanud antropogeensed ja looduslikud mõjurid (Joosten, Clarke, 2002).

Mõjurid	Soode pindalaline vähenemine	
	tuhat km <sup>2</sup>	osatahtsus, %
Põllumajandus	250	50
Metsandus	150	30
Turba kaevandamine	50	10
Linnastumine	20	5
Üleujutused	15	3
Muud (nt erosioon, põlengud)	5	1
Kokku	490	100

Nüüdisaegse turbakaevandamise tulemusena jäävad soodest järele suhteliselt tiheda kraavivõrgustikuga, taimkatteta ning õhema või paksema turbakihiga (jääkturbaga) tasased alad, mida nimetatakse jääksoodeks (Paidla, 1975). Nimest hoolimata jääksood tegelikult enam sood ei ole (vt 1.1.) – tegemist on teatud tüüpi turbaaladega, mille nimetuse teise poolde on traditsiooniliselt jäänud püsima 'soo'. Kui intensiivselt kasutuses olnud taimkatteta soosalad on muudetud rohumaadeks, põldudeks või metsaks, s.t kaetud sekundaarse taimkattega, on nende esteetiline ja ökoloogiline seisund turba kaevandamiseks kasutatud või kasutatavate soodega võrreldes üldjuhul märgatavalt parem.

Jääksoode korrastamise seisukohast on eriti halvas olukorras freesturba kaevandamisega ammendatud jääksood, mille maastikuline korrastamine on nende suure pindala ja tasase pinnamoe tõttu projektimahukas ning kulukas. Frees-jääksoode looduslik taastaimestumine võib toimiva kuivendussüsteemiga jääksoos kesta aastakümneid ning ka siis võivad kujuneda võsastunud alad või tekkinud taimkate erineda oluliselt looduslike rabade omast. Lisaks sellele on paksema jääkturbalasalundiga ning suhteliselt madala vabavee ehk soovee tasemega jääkväljad tuleohtlikud ning olulised CO<sub>2</sub> emissiooni allikad. Jääksoode kaevandamisjärgne korrastamine on Eestis küll seadusaktidega nõutud (vt 4.2.), kuid probleemi kauaaegse ebapiisava teadvustamise ning sellest tulenevalt puuduliku finants- ja juhtimissüsteemi tõttu on rakenduslikud kogemused niisuguste tööde läbiviimiseks suhteliselt napid.

Käesoleva ülevaate eesmärgiks on tutvustada erinevaid jääksoode kasutamise võimalusi ning maastikulise korrastamise (rehabiliteerimise) meetodeid. Tutvustatakse teiste maade sellealast praktikat ning käsitletakse ka Eesti tingimustes end juba õigustanud kogemusi. Ehkki praeguseks on ilmunud mitmeid küllatki detailseid soode korrastamise ja taastamise käsiraamatuid (nt Larson, 1991; Wheeler et al., 1995; Heikkilä, Lindholm, 1995, 1997; Heikkilä et al., 2002; Klötzli, Grootjans, 2001; Quinty, Rochefort, 2003), on vastavad juhised vahetult rakendatavad siiski vaid teatud loodusoludes ning suunatud konkreetse piirkonna sotsiaalsete ja majanduslike nõudluste rahuldamiseks. Seetõttu on allpool nende detailsest „ümberjutustamisest“ hoidutud, soovi korral võib viidatud raamatud kas internetist vahetult alla laadida või siis mõne internetipoe kaudu osta.

Meetodite parema mõistmise ning tööde kavandamise huvides esitatakse raamatu esimeses pooles lühike ülevaade meie looduslikest soodest, nende peamistest omadustest, turbavarudest ja turba kaevandamisest Eestis. Kuna raamatu autorite kollektiiv on üsna arvukas, ei saanud jääksoode kasutamist ja korrastamist käsitlevates peatükkides vältida vähest kordamist. Samas võimaldab see mõnel juhul üht ja sama probleemi vaadelda veidi erinevate nurkade alt.

Raamat on mõeldud abiks spetsialistidele, kes tegelevad turba kaevandamisega, maastike ja looduskasutuse planeerimisega. Abiks on see ka maaomanikele, kellel on kavatsus rajada jääksoosse marjaistandik või energianiit, ehk siis jääksoo metsastada. Peale selle pakub raamat üldist teavet meie soodest, nende kasutamisest ja soomaastike kaitse probleemidest.

# 1. EESTI SOOD

## 1.1. Mis on soo ja mis on turbaala?

Soo on selline maastik, kus alalise veerohkuse ja hapniku vaeguse tõttu mullas jääb osa orgaanilist ainet lagundamata ning see ladestub sobivate akumulatsioonitingimuste korral ajapikku soomulla ehk turbana (Kitse jt., 1962; Masing, 1992). Maastiku niisugust muutumist nimetatakse soostumiseks, vastavat mullatekkeprotsessi aga turvastumiseks (Masing, 1988). Seega on sood akumulaatiivset tüüpi ökosüsteemid, kus teatud osa elusorganismide poolt päikeseenergia arvel loodud orgaanilist ainet väljub turba kujul aineringest. Kui turba moodustumine pikemaks perioodiks (kümnekonnaks aastaks) katkeb, soo-ökosüsteem hävib. Viimast silmas pidades võib **sood** määratleda lühidalt kui **turbaala kus turbakihi paksus on üle 30 cm ning selle ladestumine ei ole katkenud**.

Soid on kartograafiliselt ja/või majandustegevuse planeerimise eesmärkidel piiritletud üsnagi erinevate kriteeriumide põhjal (Masing, 1982; Succow, Joosten, 2001; Joosten, Clarke, 2002). Tänapäeval loetakse soodeks kokkuleppeliselt enamasti niisuguseid kuivendamata alasid, kus turbalasundi paksus on vähemalt 30 cm (mõnes piirkonnas/riigis ka 40 cm), sellest õhema turbaga alasid käsitletakse soostunud või soostuvate biotoopidena (Masing, 1988). Niisuguse määratluse korral jäävad soode käsitlesest välja soomaastike äärealad, mille pindala võib paiguti olla n-ö „päris“ soodest isegi ulatuslikum.

Mõnede uurijate, eeskätt soohüdroloogide arvamusel kohaselt tuleks soode määratlemisel ja eristamisel lähtuda turbalasundi paksuse nn nullkontuurist, mille puhul loetakse soodeks kõik turbaga (soomullaga) alad selle paksusest sõltumata (Ivanov, 1975). Just niisugune kriteerium oli kehtestatud soode piiritlemiseks ka Eesti Geoloogiakeskuse poolt aastatel 1971–1987 läbi viidud Eesti soode revisjoni puhul. Üldisema käsitluse puhul kasutatakse tänapäeval sel puhul siiski mõistet 'turbaala', s.t **turbaalad on kõik kuitahes paksu turbalasundiga kaetud maastiku osad sõltumata sellest, kas seal turba ladestumine jätkub, on katkenud või turbalasund hoopiski degradeerub**.



## 1.2. Mis on turvas?

Turvas on osaliselt lagunenuid taimejäänustest ja huumusest koosnev mullahorisont, mis tekib soostuvate või soomuldade veerohkes ning hapnikuvaeses pindmises kihis. Looduslikus soos sisaldab turvas keskmiselt 90% vett, õhkuivas turbas on vett 30–40%. Turba keemiline koostis sõltub paljudest teguritest (Valk, 1988b; Succow, Joosten, 2001; Orru, Orru, 2003):

- \* soo toitumisest – kas põhja-, pinna- või sadeveest;
- \* soo geomorfoloogilisest asendist – kas lavamaal, lammil, orus või nõos;
- \* turvast moodustavate taimede füüsikalise-keemilistest omadustest;
- \* soos toimuvatest geoloogilistest, geobotaanilistest ja mikrobioloogilistest protsessidest.

Madal- ja siirdesoodes on turba tuhasus 5–7%; lammissoodes, mida rikastavad mineraalainetega tulvavete poolt perioodiliselt toodavad setted, võib turba tuhasus olla kuni 20%. Rabaturbas, millesse mineraalained kantakse sisse peamiselt sademete ja tuultega, on tuhasus turbalasundi ülemistes kihtides 1–3%. Väikseim mineraalainete sisaldus (0,8–1%) on iseloomulik lavamaal kujunenud turbalasunditele (nõmmrabadele), kus need lasuvad vahetult mineraalsel aluspinnal (Orru, Orru, 2003).

Turba olulisteks omadusteks on selles leiduvate taimejäänuste botaaniline koosseis ja lagunemisaste. Kõige vähem taimeliike on esindatud sademetest toituvates rabades, liigirikkaimad on aga Põhja- ja Lääne-Eesti karbonaatsetel aluskivimitel kujunenud madal- ja siirdesoo turbalasundid. Mida rohkem sisaldavad taimed valku, kaltsiumi, kergesti omastatavaid süsivesikuid, mida madalam on taimedes süsiniku-lämmastiku suhe ja mida vähem sisaldavad nad lagundamist takistavaid biokeemilisi ühendeid (terpeene, fenooli, vaike, hemitselluloosi, eeterlikke õlisid jm), seda kergemini taimed lagunevad (Allikvee, 1988). Kergesti lagunevad on näiteks ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), rabamurakas (*Rubus chamaemorus*), sinikas (*Vaccinium uliginosum*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), soo-sõnajalg (*Thelypteris palustris*), soopihl (*Potentilla palustris*), soovõhk (*Calla palustris*), mistõttu nende taimede jäänuseid säilib turbas vähe. Keskmiselt lagunevate taimede hulka kuulub enamik kõrrelisi (*Poaceae*) ja tarnu (*Carex* spp.), samuti puude varis (oksad, okkad). Raskesti lagunevate taimede rühma moodustavad peamiselt rabataimed: turbasamblad (*Sphagnum* spp.) ja tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*) maa-alused osad.

Rabades omavad turbatekitajaina suurimat tähtsust turbasamblad, teistes sootüüpides tarnad ja tupp-villpea, põõsastest pajud (*Salix* spp.), puudest mänd (*Pinus sylvestris*) ja sookask

(*Betula pubescens*). Eesti soode taimkatte primaarproduktioonist akumuleerub soodes turbana keskmiselt 10–15%, maksimaalselt 20% (Ilomets, 1982). Ülejäänud osa orgaanilisest ainest lõhustub lagunemise käigus ja lendub gaasidena, ehk siis kantakse vees lahustunud kujul soost välja või kasutatakse taimede poolt taas uue orgaanilise aine sünteesiks. Turbasamblaist jääb lagunemata kuni 80% nende biomassist.

Turbas leiduvates orgaanilistes ühendites on ülekaalus süsinik ja hapnik, tunduvalt vähem sisaldavad need vesinikku ja lämmastikku.

Turvaste kõige üldisem liigitus toimub nende kujunemispaiaks olnud soo põhitüübi ning turba botaanilise koosseisu järgi – eristatakse madalsoo-, siirdesoo- ja rabaturvast (Masing, Trass, 1955; Masing, 1988). Madalsooturbaist on meil kõige levinumad puuturvas, puu-pilliroo-, puu-tarna- ja tarnaturvas, siirdesooturbaist puu- ja puu-tarnaturvas, rabaturbaist ülekaalukalt põhiliselt pruunist turbasamblast (*Sphagnum fuscum*) tekkinud nn fuskumiturvas.

Turba juurdekasv sõltub kliimaatilistest tingimustest ning erinevatel kliimaperioodidel ei ole see olnud ühtlane. Turba juurdekasv võib tunduvalt varieeruda ka eri piirkondade ja isegi sama soo üksikute osade vahel. Eesti madalsoodes on turba aastane juurdekasv M. Ilometsa (1994) andmetel keskmiselt 0,5 mm/a ja rabades 1,5 mm/a. Kokku moodustub Eesti soodes aastas 0,92–1,42 miljonit tonni turvast (keskmise niiskusesisaldusega 40%).

### 1.3. Kuidas sood tekivad?

Soode tekkimine ja turba ladestumine on määratletud 1) kliima, 2) pinnamoe ja pinnakatte ning 3) hüdrogeoloogiliste tingimustega. Kõige soodsamad on soostumistingimused neil aladel, kus nimetatud kolme komponendi koosmõjul püsivad maapinnal piisavalt pikaajaliselt veega küllastunud tingimused. Soode tekke ja arenemise geograafilisi iseärasusi määravaks kliimafaktoriks on nn efektiivne niiskus, mis iseloomustab seda, kui palju ületab käsitletavas piirkonnas aastane sademete hulk aurumist. Oluline osa on õhutemperatuuri aastasisesel jaotusel, mis mõjutab nii orgaanilise aine juurdekasvu ja lagunemist kui ka aurumist (Streefkerk, Casparie, 1989).

Euroopas on kõige rohkem soid põhja- ja loodeosas okasmetsade, osalt ka segametsade vööndis neil aladel, kus kliima on mereline. Metsavööndist põhja pool takistab soode kujunemist orgaanilise aine vähene juurdekasv, samas soodustab seda aga maapinna külmumine, mille tõttu

soode areng on aeglane, kuid laialdane. Metsavööndist lõuna pool on soode teke võimalik ainult erilistes soodsa veerežiimiga tingimustes, samuti mäestike neis kõrgusvööndeis, kus tingimused on metsavööndiga sarnased. Subtroopilise ja troopilise kliimaga tasandikel kujunevad sood orgaanilise aine kiire lagunemise tõttu ainult madalates seisuvetes, kus lagunemine aeglustub, või paikades, kuhu koguneb eriti rohkesti taimseid jäänuseid; kuival aastaajal võivad troopilised sood täiesti ära kuivada.

Teine soostumise põhieeldus kliima kõrval on vete äravoolu takistav pinnamood. Tasase reljeefiga aladel on äravool aeglane, vesi koguneb väiksemategi tõkete taha. Seiskunud vesi on hapnikuvaene; taimejäänuste lagunemisprotsessid niisuguses vees pidurduvad, mille tulemusena hakkab ladestuma muda, hiljem turvas.

Kolmandaks soostumise eelduseks on mulla või selle all oleva lähtekivimi veepidavus, s.o niisugune struktuur, mis takistab vee nõrgumist (infiltreerumist) sügavamale ning tingib lokaalsete soostumiskollete kujunemise. Soostumist soodustavad leetmuldade nõrgkivikihid, mulla lähtekivimi vettpidavad savi-vahekihid, kuid ka igikelts Euraasia mandri põhja- ja siseosades.

On kaks põhilist soostumisviisi: 1) sood võivad tekkida kas arumaa (mineraalmaa) soostumise või 2) veekogude kinnikasvamise tagajärjel. Viimase puhul võib eristada järvetekkelisi ehk limnogeenseid, soodi- ja laguunitekkelisi soid. Ligikaudu 60% Eesti soodest on kujunenud arumaa soostumise tulemusel, ülejäänud 40% on järvelise päritoluga (Orru, 1995).

Arumaade soostumine toimub üldjoontes kahel viisil. Esimesel juhul kujuneb nõgudes veega küllastunud mulla pikaajalise gleistumise tulemusena vettpidav gleihorizont ning soostumine kulgeb järgides skeemi: madal soo → siirdesoo → raba. Teisel juhul tekib tasasel või kergelt nõgusal liivasel alal, kus puudub äravool, mulla leetumise tulemusena vettpidav horisont (nõrgkivi ehk ortstein). Nõrgkivi teke on Eestis enamasti seotud metsapõlengutega. Niisuguse soostumise korral madal sood ei kujune, vaid soostumine algab siirdesoo- või rabafaasiga (Masing, 1988).

Järv võib hakata kinni kasvama kas põhjast või siis pealt õõtsikuga kattudes. Viimane saab toimuda vaid tuulte eest varjatud väikeste järvede kallastel. Kõige levinum on järvede üheaegne kinnikasvamine nii põhjast kui kaldailt. Kõrge produktiivsusega eutroofsetes järvedes settib osa seal toodetud orgaanilist ainet järvemudana veekogu põhja. Tihenedes moodustub järvemudast enamasti rohekaspruuni värvusega sete – sapropeel. Kui järve veetase ei tõuse, siis sapropeelikihi kasvades vaba vee sügavus järves aegamööda väheneb ning veekogu põhja asustavad taimekooslused.

Enamasti järgneb veekogu kinnikasvamisele soo minerotroofne arengufaas, kus esinevad mitmesugused madalsookooslused. Järveline sooteke on enamasti (kuni 40% juhtudest) alanud madalsoo tarna-, rohu- või pillirooturba moodustumisega, harvemini siirdesoo tarnakoosluste arenemisega. Sage on ka pruunsambla- või sfagnumiõõtsiku tekkimine (~30%) (Valk, 1988c).

Arumaa nõgude soostumisel valgub reljefi kõrgematelt osadelt vesi soo pinnakihis nõo kõige madalamatesse osadesse, kus väheliikuv vesi vaesustub hapnikust ja pidurdab seega lagundavate mikroorganismide tegevust. Selle tulemusena on soo kõige madalamates osades turba juurdekasv suurim. Madalsoo algselt nõgus pind hakkab aegamisi tasanduma, mis omakorda põhjustab pinnavee voolu aeglustumist ja turba suurema juurdekasvuga võõndi laienemist. Soopinna tasandudes ei jõua ümbritsevatelt kõrgematelt nõlvadelt valguv vesi enam soo keskosani ning ainsaks toitainete allikaks jääb seal sadevesi ja selle poolt adsorbeeritud tolm. Turbalasundi edasisel kasvamisel soopind kõrgeneb veelgi ning pinnamoe kõige madalamatest osadest alanud soostumine laieneb ümbritsevatele aladele.

Liikuva põhjavee poolt toodud toitainete vähenemine põhjustab soo keskosa taimkattes mitmeid muutusi. Rohkelt toitaineid nõudvate (eutroofsete) madalsoo taimekoosluste konkurentsivõime langeb ning ilmuvad toitainete suhtes vähenõudlikud (oligotroofsed) taimeliigid. Eelkõige tekib toitenappus soopinna kõrgematel osadel; seal pidurdub tarnade ja rohundite kasv, neid asendavad turbasamblad. Viimased kasvavad padjandiliselt ja suudavad kinni hoida palju vett. Mättavahedes on toitaineid mõnda aega rohkem ning seal säilivad madalsoo taimeliigid. Niisugune mosaiikse taimkattega siirdesoo ei ole tavaliselt soo pikaajaline arengufaas. Teatud tingimustes, näiteks veetaseme aeglase tõusu puhul, võib siirdesoo faas siiski kesta aastatuhandeid: Emajõe Suursoo mõnedes osades küünib siirdesoo kestus maapinna neotektoonilise vajumise tulemusel enam kui kolme tuhande aastani.

Rabaökosüsteemi normaalse funktsioneerimise eeltingimuseks on piisav vabavee olemasolu kogu rabalaamas, mida saab hinnata nii soovee taseme põhjal kui ka taimestiku muutuste alusel. Lühiajalistele, ilmastikuoludest tingitud veetasemete muutustele reageerib rabaökosüsteem turbasammalde tiheduse muutumisega, säilitades nii üldise hüdroloogilise tasakaaluseisundi. Pikaajalised kliimaatilised muutused peegelduvad aga älveste ja peenarde pindala muutumistes.

Raba pinna kumerdumisega ja samaaegse laienemisega toimuvad soo veebilansis ja struktuuris suured muutused (Ivanov, 1975; Loopmann, 1988, 1996a). Kui madalsoo faasis valgub toiterohke pinna- ja põhjavesi soo servaaladelt keskosa poole, siis rabafaasis muutub pinnavee voolusuund ja see hakkab valguma keskosast serva suunas. Rabafaasile on omane ka

erinev vete kemism ja päritolu – tegemist on toitevaeste sadevetega, mis soos muutuvad happelisteks.

Turbalasundi pindmisel, kuni 0,5 m paksuse osa – akrotelmi ehk turbatekkekihi – veeläbilaskevõime ületab kuni tuhandeid kordi alumise osa – katotelmi – veeläbilaskevõime (Romanov, 1953; Streefkerk, Casparie, 1989; Eggelsmann et al., 1993). Katotelmi äärmiselt väikese veejuhtivuse tõttu toimub akrotelmis sadevee ümberjaotus ning turbalasundis sisalduv vaba vesi koguneb soopinna madalamatesse osadesse. Nii tekivad suured vesised lohud – älved, mille pinnalt auramine on umbes 40% suurem kui rabapeenrailt. Älvestes muutub ka turbasammalde koosseis – neis saavad kasvada liigid, mis on kohanenud kasvama veerikkas keskkonnas või päris vees. Sõltuvalt raba pinnalangude ning mikrovormide jaotusest kujunevad soomaastikele omased pinnakattemustrid (Romanov, 1953; Ivanov, 1975; Loopmann, 1979; Heathwaite et al., 1993).

Peenra-älve- ja peenra-laukakompleksid võivad säilitada oma struktuuri mitmete aastatuhandete vältel. Niisuguste pinnakoosluste suure püsivuse tagab nende koosnemine väga erinevate hüdrofüüsikaliste omadustega mikromaastikest – rabapeenardest, älvestest ja laugastest (Ivanov, 1975; Masing, 1988).

Soode arengust tulenevalt on turbaliikide järgnevus meie soode turbalasundeis soo põhjast alustades tavaliselt järgmine (Allikvee, 1988):

madalsooturbad

puu-tarnaturvas

puu-pillirooturvas

puoturvas

siirdesooturbad

puoturvas

tarna-sfagnumiturvas

tarnaturvas

rabaturbad

fuskumiturvas

villpea-sfagnumiturvas

männi-sfagnumiturvas.

Holotseeni kestel on meie kliimatingimused mitmel korral muutunud, millega on kaasnud ka soovee taseme muutumised. Kõrg-Eestis ulatub mõnede soode vanus kuni 10 000 aastani, Madal-Eestis algas soostumine umbes 1500 a hiljem, s.o 8500 a tagasi. Esimesed sood

tekkisid valdavalt arumaade soostumise tagajärjel; intensiivsem järvede kinnikasvamine algas alles umbes 6500 a tagasi (Ilomets, 1999).

Rabafaasi jõudsid esimesed sood umbes 8000 a tagasi (nt Teosaare raba Endla soostikus). Esimene märgatav rabastumise suurenemine algas Kõrg-Eestis ligikaudu 7000 a eest, Madal-Eestis võttis soode rabastaadiumi jõudmine 2500–3000 a kauem aega. Rabade moodustumiseks kõige soodsamad tingimused olid Eestis 4000–2000 a tagasi, subboreaalsel kliimaperioodil ja subatlantilise kliimaperioodi algul. Liivastel aladel toimunud maismaa rabastumine oli kõige intensiivsem üsna kitsas ajalõigus: ligi kolmandik sel viisil tekkinud rabadest hakkas arenema 3000–2500 a tagasi (Ilomets, 1992, 1999).

## 1.4. Milliseid soid meil esineb?

Sood on kompleksed ökosüsteemid, mida võib klassifikatsiooni eesmärgist sõltuvalt tüpiseerida erinevate kriteeriumide või omaduste alusel. Laialdaselt on kasutusel C. Weberi (1902, 1908) esitatud soode morfoloogial ning arengustaadiumil põhinev kolmikjaotus:

- 1) madalsood (foto 1),
- 2) siirdesood (foto 2),
- 3) kõrgsood ehk rabad (foto 3).

See soode jaotus koos mõnede täiendavate karakteristikutega on kasutusel ka Eestis (tabel 2).

Veerežiimi ning valitsevate hüdrokeemiliste tingimuste alusel võib Eesti sood jaotada järgmiselt (Masing, 1975; Mazing, 1980):

- 1) minerotroofsed sood, mis saavad oma vee nii sade- kui ka põhjaveest;
  - \* soligeensed sood (allikasood) – need on valdavalt allikalise toitumisega;
  - \* topogeensed sood (nõosood) – siin on valdav põhjaveeline toitumine;
  - \* limnogeensed sood kujunevad veekogude kinnikasvamisest (õõtsiksood) või pinnaveekogudega piirnevatel aladel, kus neile on iseloomulik perioodiline üleujutus tulvavetega (lammisood);
- 2) ombrotroofsed sood, mis toituvad üksnes sadeveest.



Foto 1. Niitja tarna (*Carex lasiocarpa*) domineerimisega madalsoo Otepää maastikukaitsealal (foto K. Remm).



Foto 2. Sookaskede (*Betula pubescens*) ja tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*) domineerimisega puis-siirdesoo. Luhasoo Valgamaal (foto J. Paal).



Foto 3. Mätta-älve-laukaraba. Põltsamaa raba (foto J. Paal).

Mikstroofsetele ehk segatoitelistele siirdesoodetele, mis ümbritsevad sageli rabasid, on iseloomulik kaheksugune toitumus: mikroreljeefi kõrgematel vormidel (mätastel, peenardel) kasvavad taimed toituvad valdavalt sademetega toodud toitainetest, mätta- ja/või peenravahedes saavad taimed enamiku toitaineid põhjaveest. Vastavalt puurinde olemasolule/puudumisele jaotatakse siirdesood omakorda puis-siirdesoodeks ja rohu-siirdesoodeks (foto 2).

Kui soos kasvavate puude võrad katavad maapinnast üle 30% (puurinde liitus on üle 0,3) ning puude keskmine kõrgus ületab 4 m, käsitletakse niisugust sood harilikult soometsana, näiteks madalsoo-kaasik, rabamännik jne. Viimane on iseloomulik eelkõige rabade servaalale, ent rabakoosluse väljakujunemise algperioodil võib männipuistu katta kogu soola.

Rabal kui maastikuvormil võib eristada jalamit, nõlva ja lava ehk platood. Järsu nõlva ja selle vastas oleva arumaa vahel võib kujuneda ülimärg servamäre. Lava pinnamuster võib olla väga mitmesugune. Kõigepealt paistavad seal silma kõrgemad puhmastike või ka mändidega kaetud piklikud mätaspeenrad, mille vahel on märjemad alad. Peenrad vahelduvad älvestega (piklike märgade lohkuudega) või laugastega (foto 3). Niisuguseid korrapäraselt korduvaid väikesi maastikuosi nimetatakse soo-mikromaastikeks (soofaatsiesteks, soopaikadeks), nende komponente aga maastike mikrovormideks. Seega saame soomaastike liigestamisel järjest ühtlasemateks allosadeks rea: soostik – soolaam – soo-mikromaastik – mikrovorm; samas on ilmne, et iga soomaastik kujutab endast mikromaastike kompleksi,



mida saab iseloomustada üksikute osiste ehk komponentide esinemise osatähtsuse põhjal (joon 1).

Tabel 2. Soo põhitüüpide võrdlus nende troofsuse ja taimkatte alusel (Laasimer, Masing, 1995).

Tunnus	Soo tüüp		
	Madalsoo	Siirdesoo	Kõrgsoo ehk raba
Veerežiim ja sellest tulenev toitumus (troofsus)	sademed, põhja-, pinna- ja tulvaveed; rohketoitelisus (eutroofsus)	sademed, nõrgem põhja- ja tulvavete osas; segatoitumus, kesktoitelisus (mesotroofsus)	ainult sademed; vähetoitelisus (oligotroofsus)
Pinnamood	tasane või nõgus	tasane	kumer
Mikroreljeef	tasane või tarna- mätastega	kõrgete sambla- ja vill- peamätastega	vahelduv; mättad, peenrad, älved
Puurinne	sookask, kohati sang- lepp ja kuusk, harvem mänd	ainult sookask ja mänd	mänd, harva sookask
Põõsarinne	madal kask, porss, pajud, paakspuu	madal kask (harva), porss (Lääne-Eestis)	puudub
Puhmarinne	puudub	kanarbik, sookail, sinikas, kukemari, küüvits, jõhvikas, hanevits	
Rohurinne	liigirohke (angervak- sa jt rohunditega) või liigivaene (tarnadega)	lohkudes madalsootai- med (soopihl, ubaleht jt), mätastel raba- taimed	liigivaene: tupp-vill- pea, murakas, valge nokkhein, rabakas, mudatarn
Samblarinne	valdavalt nn pruun- samblad (pärisleht- samblad)	mitmekesine, mätastel turbasamblad	valdavalt turbasamblad
Turvas	valdavalt puitu sisal- davad turbad	valdavalt tarna- ja sfagnumiturvas	valdavalt sfagnumiturvas

## Komponendid

Rabamets	Puisraba	Mättakooslused puurindeta raba- peenrail, raba- nõlval	Älvekooslused vesistes lohkudes või läbivooluala- del (märedes)	Veekooslused ujutaimedest (laugastes, niredes)
<b>Me</b>	<b>Pu</b>	<b>Mä</b>	<b>Äl</b>	<b>Ve</b>

↓      ↓      ↓      ↓      ↓

## Valdavalt ühe komponendiga ühtlikud ehk homogeenised kasvukohad

Rabamets	Puisraba	Mättaraba	Älveraba	Laukaraba
----------	----------	-----------	----------	-----------

## Kahe komponendiga liitelised ehk kompleksed kasvukohad

<b>Pu + Mä</b> Puis-mätta- (peenra-)raba	<b>Mä + Äl</b> Mätta-(peenra)- älveraba	<b>Äl + Ve</b> Älve-laukaraba
	<b>Mä + Ve</b> Mätta-(peenra)- laukaraba	

## Kolme komponendiga liitelised kasvukohad

<b>Pu + Mä + Äl</b> Puis-mätta-(peenra)-älveraba
<b>Pu + Mä + Ve</b> Puis-mätta-(älve-)laukaraba
<b>Mä + Äl + Ve</b> Peenra-älve-laukaraba

## Nelja komponendiga liitelised kasvukohad

<b>Pu + Mä + Äl + Ve</b> Puis-mätta(peenra)-älve-laukaraba
---

Joonis 1. Eesti rabade maastikulised ja fütotsöoloogilised osised ehk komponendid ning nendevahelised kombinatsioonid rabalaamal (Masing, Paal, 1998).

## 1.5. Eesti looduslikud olud ja soode levik

Eesti paikneb Ida-Euroopa lauskmaa loodeosas, kus valdab tasandikuline pinnamood; kõrgustikud ja lavamaad vahelduvad madalike, nõgude ja orunditega, kuid kõrgusvahed ei ületa tavaliselt 20 m, 50-meetrilisi või suuremaid kõrgusvahesid esineb harva. Maapinna keskmine kõrgus merepinnast on 50 m piires; ligemale 40% territooriumist jääb kõrgusvahemikku 50–100 m, üle 100 m ulatub vähem kui kümnendik territooriumist (Raukas, Rõuk, 1995). Iseloomulik on üsna tihe vooluvete võrk ja järvede suur arv: vooluveekogude tihedus on  $0,72 \text{ km/km}^2$  (Hang, Loopmann, 1995), rohkem kui 0,1 ha suurusi järvi on üle 1500 (Mäemets, Saarse, 1995).

Eesti kliima on üleminekuline mereliselt mandrilisele ja oluliste kliimakarakteristikute samajooned järgivad üldjoontes rannajoone kontuuri (Jõgi, Tarand, 1995). Keskmise ööpäevase õhutemperatuuriga üle  $+5^\circ$  ulatuva vegetatsiooniperioodi pikkus on 170–185 päeva, aktiivse taimekasvu periood, mille vältel keskmine õhutemperatuur on üle  $10^\circ$ , kestab suuremal osal territooriumist 120–130 päeva; selle perioodi ööpäeva keskmiste temperatuuride (nn aktiivsete temperatuuride) summa ületab Kagu-Eestis ja läänerannikul  $1900^\circ$ , Põhja-Eestis aga jääb alla  $1700^\circ$  (Naan, 1978). Aasta jooksul sajab 155–190 päeval. Aastane sademete hulk on suurim Lõuna-Eestis ja Pandivere kõrgustikul (kuni 700 mm) ja madalaim suurtel saartel (~550 mm) (Eesti NSV kliimaatlas, 1969).

Sobivad hüdrogeoloogilised tingimused, lauskjas pinnamood ja aurumist ligi kahekordselt ületav sademete hulk on loonud Eestis soostumiseks head tingimused. Turbaaladega kaetuse poolest on Eesti maailmas Soome järel teisel kohal (Allikvee, Ilomets, 1995).

A. Truu jt. (1964) andmetel hõlmasid enne ekstensiivse soodekuivendamise algust Eestis kõige suurema pindala madalsood – 515 000 ha ehk 57% soode kogupinnast; siirdesoid leidis 114 000 ha (12%) ja rabasid 278 000 ha (31%). Ulatuslikumad madalsood paiknevad Lääne- ja Kesk-Eestis; samas piirkonnas ning lisaks veel Kirde- ja Edela-Eestis asuvad ka suuremad rabad. Liigirikkaid madalsoid leidub peamiselt lubjarikka põhjaveega aladel Saaremaal ja mandri lääne- ning loodeosas. Liigivaesed madalsood on iseloomulikumad Eesti idaosale. Allikasoid on kogu Eestis säilinud suhteliselt vähe. Rohkem leidub neid Pandivere ja Sakala kõrgustiku äärealadel ning Saaremaal, kus survealine põhjavesi on sageli kaltsiumirikas. Rohu-siirdesoid, mille taimeistus domineerivad tarnad, kohtab eeskätt Lääne- ja Kesk-Eestis. Seda tüüpi soid esineb enamasti kinnikasvavate järvede ümbruses. Puis-siirdesoo turbasambla–tupp-villpea kooslused ümbritsevad sageli võõna suuri rabalaamasid, eriti Põhja-Eestis.

## 2. SOODE KUIVENDAMINE

### 2.1. Soode kuivendamise viisid

Soode metsa- või põllumajandusliku kasutamise, samuti turbakaevandamise põhiliseks eeltöök on nende kuivendamine. Selleks rajatakse lahtiste ja/või kinniste kuivenduskraavide võrgustik. Kraavide sügavus ning kraavivõrgu tihedus sõltub turbalasundi morfoloogiast ning hüdrofüüsikalistest omadustest, samuti ala edasise majandamise viisist. Metsakuivendusega alandatakse ombrotroofsetes ja vähelagunenud turvasmuldades vabavee tase turba pinnast vähemalt 35–40 cm sügavuseni (Päivänen, Paavilainen, 1996; Valk, 2005), minerotroofsetes ja hästilagunenud turvasmuldades aga vähemalt 55 cm sügavuseni (Päivänen, Paavilainen, 1996). Sellest tulenevalt on boreaalsete soometsade kuivenduskraavide sügavuseks tavaliselt 80–90 cm (Päivänen, 1984). Kui metsa- ning põllumajanduslike kuivendussüsteemide ülesandeks on luua kultiveeritavatele taimeliikidele juurestiku sügavuses sobivad niiskus- ja aeratsioonitingimused, siis turba kaevandamise puhul on oluline masinatele soodsate töötingimuste loomine.

Põllumajanduslikel eesmärkidel rajatud kuivendussüsteem peab vegetatsiooniperioodi alguseks tagama veetaseme alanemise kuni 1 m sügavuseni, kuid aktiivse vegetatsiooniperioodi jooksul peab veetase orgaanikarikka pinnase (sapropeeli ehk gütja) või hästilagunenud madalsooturba puhul olema maapinnast 40–50 cm sügavusel, vähemlagunenud turvaste puhul 60–70 cm sügavusel (Berglund, 1996).

Kuivendatavale soolale kraavivõrgu rajamine algab tavaliselt eesvoolu ehk jõkke suubuva magistraalkraavi kaevamisega. Magistraalkraavi teine ots ühendatakse äravoolukraavidega, millesse omakorda suubuvad pinnasekraavid. Vastavalt sellele, kas tegemist on pinnasekraavi või magistraalkraaviga, ulatuvad kraavide vahekaugused paarikümnest tuhande või enama meetrini ja sügavus 1,2–2,5 meetrini (Üksvärav, 1960). Kaevandamisele mineval alal on kraavide vahekaugus tavaliselt 20 m ning nendega jaotatakse kogu ala ristkülikukujulisteks väljadeks. Lahtise kraavivõrgustikuga võib turba looduslik ~95%-ne veega küllastatus turbalasundi pindmises poolemeetrises kihis langeda kuni 80%-ni (Frilander et al., 1996). Kaevandusväljadele 5–10-meetriste vahedega paigaldatud dreanaažitorude abil (kinnise dreanaaži korral) on võimalik niiskustaseme alanemise kiirust turbalasundis suurendada kuni 20%. Kuigi kinnise dreanaaživõrgustiku kasutamine on drenivees sisalduva suhteliselt vähese hõljumi tõttu

lahtisest kraavitusest keskkonnasõbralikum, saab seda meetodit rakendada ainult tasastel, suuremate kivideta ja väheste puukändudega sooladel.

Pärast esialgset kuivendamist võetakse kaevandusväljadelt maha puistu, eemaldatakse põõsad, juuritakse välja kännud ja eemaldatakse ka ülejäänud taimkate. Tekkinud augud täidetakse turbaga; kui on vaja väljakutelt sadevett kiiremini ära juhtida, siis kraavidevaheline pind tasandatakse ja profileeritakse kumeraks (Üksvärav, 1960).

Kaevandamiseks sobiv turba niiskuse tase saavutatakse kuivendusvõrguga väljal tavaliselt 4–6 aasta möödudes (Frilander et al., 1996).

## 2.2. Soode kuivendamine Eestis

Soode kasutamine põletusturba hankimiseks ja põllumajanduslikuks otstarbeks algas Eestis 17. sajandil. 18. sajandi lõpul kuivendati ja puhastati võsast soid märkimisväärses ulatuses Saaremaal, kusjuures riikliku rahalise toetuse abil (Sepp, 1995). 19. sajandi algul kuivendati ja aletati soid põllumajanduslikel eesmärkidel mitmetes mõisates, sajandi keskpaigast alates võeti neid töid ette üha laialdasemalt (Valk, 1988b; Sepp, 1995; Juske, 1996).

Aastatel 1918–1940 melioreeriti valdavalt põllumajanduslikuks otstarbeks rohkem kui 350 000 ha maid (Ratt, 1985). Metsastamisele läks kogu kuivendatud alast vähem kui 5%. Pärast 1947. a, kui võeti kasutusele võimsamad masinad, hakkas soode kuivendamine kiiresti laienema. 1970. aastate alguses kuulus kolhoosidele ja sovhoosidele kokku 379 800 ha turbaalasid (Kokk, Rooma, 1974). Kuue aasta jooksul (1970–1975) rajati kuivendatud soomullaga aladele 31 600–47 000 ha heinamaid, 10 700–11 600 ha karjamaid, 1900–42 800 ha põllumaid (Homik, 1982). Madalsoode servaalasid, kus turbakihi paksus oli alla 40 cm ning mis moodustasid madalsoode kogupindalast 20–25%, seejuures ”päris” soodeks ei peetud ja nende mulda nimetati turvastunud mullaks. Samal perioodil kuivendati igal aastal metsamajanduslikul eesmärgil 15 000–20 000 ha (Kollist, 1988).

1980. aastate lõpuks oli Eestis maaparandusega hõlmatud kokku 1 006 300 ha, sealhulgas 338 400 metsa- ja 584 400 ha põllumajanduslikku maad (Ratt, 1985). Teistel andmetel (Pikk, 1997) oli kuivendatud metsamaade kogupindala Eestis ligikaudu 560 000 ha, millest ca 60 000 ha moodustas endiste põllumajandite metsakuivendus.

Kuivendamine nagu iga teinegi maaparandusvõte ja looduse muutmise viis mõjutab mitte ainult vahetult kraavitatud ala, vaid ka selle ümbrust. Põhjavee taseme alandamine mõjutab naaberalade veerežiimi ning mikrokliimat, taimestikku ja loomastikku. Mõju ulatus sõltub kuivendusobjekti asukohast soos, soo suuruselt ja tüübist (kas madalsoo või raba). Enamasti moodustab kuivenduse kaudse mõju ala 20–150% kuivendusobjekti pindalast.

Bioloogilise mitmekesisuse seisukohast kaasneb kuivendusest tuleneva kasvukohatingimuste ühtlustamisega ökosüsteemide degradeerumine nii liikide, koosluste kui ka maastike tasemel. Nagu eespool mainitud, on loodusliku soo-ökosüsteemi tähtsaim funktsionaalne iseärasus turba ladestumine; kui turba moodustumine ja akumulatsioon kuivendamise tagajärjel lakkab, teiseneb soo hoopis teistsuguste omadustega sekundaarseks ökosüsteemiks.

Põllumajanduslikult kasutatavate turbaalade pikaajaline seire on näidanud, et mineraliseerumise tagajärjel võib neis igal aastal hävida hektari kohta 10–15 tonni orgaanilist ainet (Tomberg, 1992). See mass on vähemalt 4–5 korda suurem sama aja jooksul looduslikus soos juurde tekkiva turba massist. Eestis mineraliseerub kõigil kuivendatud turbaaladel aastas kokku 2,5–6 miljonit tonni turvast, mis on vähemalt kaks korda rohkem kui siin aastas keskmiselt turvast on kaevandatud (Ilomets, 2005b). Kuivendatud turbaaladelt lendub aastas ligikaudu 5 miljonit tonni CO<sub>2</sub> (Ilomets, 1996). Seega on need alad üheks peamiseks kasvuhoonegaaside (eelkõige CO<sub>2</sub>) allikaks Eestis; aasta jooksul CO<sub>2</sub> koostises lendunud süsiniku hulk ületab ligikaudu kümme korda looduslikena säilinud soodes sama aja kestel fotosünteesi käigus seotava süsinikukoguse. Läbikuivanud turbamass on peale selle ka äärmiselt tuleohtlik.

### 3. EESTI SOODE PINDALA JA TURBAVARU

M. Orru (1992) andmetel on Eestis ühest hektarist suuremaid turbaalasiid 9836, nende kogupindala on 1 009 101 ha, mis moodustab 22,3% vabariigi pindalast. Tuleb rõhutada, et see hinnang hõlmab mis tahes turbalasundi paksusega kuivendatud ja kuivendamata alasid ning pole selge, millise osa moodustavad sellest „päris“ sood turbalasundi paksusega vähemalt 30 cm. 1995. a andmetel (Allikvee, Ilomets, 1995) oli Eestis 10 hektarist suuremaid turbaalasiid 1626 ning enam kui 1000 ha katvaid soid 143. Äsja lõppenud Eesti puis- ja lagesoode seisundi ja looduskaitseliste väärtuste inventeerimise tulemuste põhjal (Paal, Leibak, 2011) on meil poolest hektarist suuremaid seda tüüpi soid (s.t ilma soometsi ning äralõigatud Setumaa-alasid ja Narva jõest ida poole jäävaid alasid arvestamata) vähemalt 11 000; nende kogupindala on 240 000–245 000 ha ehk ca 5,5% vabariigi pindalast.

Turbaalasiid käsitleva kirjanduse ning seadusandluse paremaks mõistmiseks on vaja teada vastavat terminoloogiat. Selgitame järgnevalt mõningaid olulisemaid mõisteid.

\* **Mäeeraldis** on kaevandamislooga maavara kaevandamiseks määratud maapõue osa.

\* **Maardla** on vastavalt 01.04.2005 jõustunud maapõueseadusele üldgeoloogilise uurimistöö või geoloogilise uuringuga piiritletud ja uuritud ning keskkonnaregistris arvele võetud maavara lasund või lasundi osa, kusjuures maardlana võetakse arvele kogu lasund või lasundi osa, mis sisaldab maavara koos vahekihtidega.

\* **Tarbevaru** on maapõueseaduse kohaselt maavaravaru, mille geoloogilise uurituse maht võimaldab saada vajalikud andmed maavaravaru kaevandamiseks ja kasutamiseks; see määratakse geoloogilise uuringu alusel.

\* **Reservvaru** on maavaravaru, mille geoloogilise uurituse maht võimaldab saada vajalikud andmed maavaravaru perspektiivi hindamiseks ja edasise geoloogilise uuringu suunamiseks; reservvaru määratakse üldgeoloogilise uurimistöö alusel. Kui reservvaru piirneb vahetult tarbevaruga või paikneb tarbevaru lamamis või lasumis, võib keskkonnaminister tunnistada reservvaru kaevandatavaks ja kasutatavaks maavaravaruks.

\* **Prognoosvaru** on maavaravaru, mille uurituse mahu määrab üldgeoloogiline uurimistöö. Prognoosvaru eraldatakse maardlaga piirneval alal väljaspool tarbe- ja reservvaru kontuuri või piirkonnas, kus maavarailmingute esinemise põhjal võib eeldada uue maardla olemasolu. Prognoosvaru võimaldab hinnata maardla maavaravaru suurendamise või uue maardla kindlakstegemise võimalust ning on aluseks maavara otsingu ja geoloogilise uuringu suunamisel.

Tarbe- ja reservvaru jagunevad nende kasutamisevõimalikkuse ja majandusliku tähtsuse alusel aktiivseks ja passiivseks.

\* Maavaravaru loetakse **aktiivseks**, kui selle kaevandamisel kasutatav tehnoloogia ja tehnika tagavad maapõue ratsionaalse kasutamise ja keskkonnanõuete täitmise ning maavara kasutamine on majanduslikult kasulik.

\* Maavaravaru on **passiivne**, kui selle kasutamine ei ole keskkonnakaitselistel põhjustel võimalik või puudub vastav tehnoloogia, kuid tulevikus võib see osutada kasutuskõlblikuks.

Prognoosvaru detailsemalt ei jaotata. Nõuded maavaravarude kategooriatele kehtestab keskkonnaminister lähtudes maavara uurituse astmest, võimaliku keskkonnamõju ulatusest, kaevandamise võimalikkusest ja majanduslikust otstarbekusest.

Kui meie turbaaladest arvata maha need, kus kuivendamise tulemusena enam turba juurdekasvu ei toimu, on enam-vähem looduslikus seisundis turbaalade pindala M. Ilometsa ja R. Pajula poolt 2004. a kaardimaterjali põhjal koostatud hinnangu kohaselt 325 000 ha, mis moodustab Eesti territooriumist 7,2% (tabel 3).

Majandamise ja ka looduskaitse seisukohast pakuvad suuremat huvi 520 turbaala, kus on tehtud ka põhjalikumad turbauuringud. Need alad katavad **turbalasundi nullkontuuri piires** kokku 776 548 ha, kusjuures turbamaardlad turbalasundi paksusega >0,9 m hõlmavad sellest 482 889 ha (Orru, 1995).

1996. a hakati Keskkonnaministeeriumi tellimisel Eesti Geoloogiakeskuses koostama riigi maavarade katastrit (hiljem riiklik maavarade register). Kõikide sellesse kantud maardlate kohta on koostatud registrikaart ning lisatud digitaalne maardla plaan. Käesoleval ajal on see keskkonnaregistri maardlate nimistu osa. Eesti Maa-ameti andmetel on maavaravarude koondbilansis ja keskkonnaregistris arvel oleva 279 turbamaardla (üldpindalaga 358 555 ha) koguaru 31.12.2010 seisuga 1,6 miljardit tonni, sh:

- \* aktiivne tarbevaru 199 567 000 t;
- \* passiivne tarbevaru 58 492 000 t;
- \* aktiivne reservvaru 764 100 000 t;
- \* passiivne reservvaru 585 603 000 t.

Võrreldes erinevat tüüpi soode pindala 1950. ja 1990. aastatel (tabel 3), ilmneb, et vähemalt 2/3 ulatuses looduslähedases seisundis suuremaid soid oli säilinud umbes 320 000 ha (Ilomets, 1993, 1994). Erinevate andmete analüüsi põhjal oli 1990. aastate alguseks kuivendatud või kuivendamisest sedavõrd mõjutatud, et seal turba edasine ladestumine oli peatunud, ligikaudu 70% Eesti soodest (Ilomets et al., 1995).



Tabel 3. Erinevat tüüpi turbaalade levik 1950. ja 1990. aastatel (Ilomets et al., 1995, muudatustega) ja peamised mõjufaktorid nende pindala vähenemisel.

Sootüüp	Ligikaudne pindala, ha		Mõjufaktor
	~1950	~1990	
1. Minerotroofsed sood ehk madalsood	65 0000	58 000	
1.1. Soligeensed sood	1500	400	naaberalad kuivendatud
1.2. Topogeensed sood	334 200	40 000	
1.2.1. Lagedad liigirikkad madalsood	74 900	7000	enamasti põllumajanduslik kuivendus
1.2.2. Lagedad liigivaesed madalsood	152 300	30 000	metsanduslik ja põllumajanduslik kuivendus
1.2.3. Soometsad madalsooturbail	10 700	3000	metsanduslik kuivendus
1.3. Limnogeensed sood	84 300	2500	
1.3.1. Õõtsiksood	1300	1300	
1.3.2. Lammisood	83 000	1000	enamasti põllumajanduslik kuivendus
1.3.3. Lodud ja lodumetsad (liikuva põhjaveega)	500	50	metsanduslik kuivendus
1.4. Segatoitelised ehk siirdesood	230 000	18 000	
1.4.1. Lagedad siirdesood	76 200	10 000	osaliselt põllumajanduslik kuivendus
1.4.2. Puis-siirdesood ja siirdesoometsad	151 800	8000	enamasti metsanduslik kuivendus
2. Ombrotroofsed sood ehk rabad	383 000	250 000	
2.1. Nõmmrabad ja nõmmraba-männikud	3000	1500	enamasti metsanduslik kuivendus
2.2. Sügavaturbalised rabad	380 000	250 000	
2.2.1. Lagerabad	80 000	60 000	metsanduslik kuivendus, tööstus
2.2.2. Puisrabad	170 000	125 000	Tööstus

2.2.3. Rabametsad	130 000	65 000	metsanduslik kuivendus
Kokku	1 033 800	310 000	

Kõige enam ohustatud sootüüpideks osutusid madalsood, eriti allikasood ning lubja- ja liigirikkad madalsood, millest on looduslikus seisundis säilinud vähem kui 10%. Mõnevõrra parem on olukord rabadega, seda eeskätt 1970. aastatel ajakirjanduses toimunud nn “soode sõja” tõttu, mille tulemusena 60–65% rabadest võeti riikliku kaitse alla ja nad on säilinud heas seisundis (Ilomets, 1994a). A. Loopmann (1994) vaidlustas M. Ilometsa esitatud hinnaguid: aastatel 1975–1995 polevatki kuivendatud turbaalade pindala kuigi suures ulatuses muutunud ning looduslikus seisundis sood hõlmavat oma esialgsest pindalast 71%. Tuleb siiski märkida et A. Loopmanni analüüs põhines statistikaameti andmetel, milles ei kajastunud vähem kui 30 cm turbakihi paksusega kuivendatud rohumaad ja vähem kui 50 cm paksuse turbakihiga kuivendatud metsamaad.

Keskkonnaregistri andmeil oli Eestis 31.12.2010 seisuga kaevandamiseks eraldatud 107 mäeeraldist (turbatootmisala) kogupindalaga 20 281 ha; vastavate maardlate turbavarust moodustab vähelagunenud turvas 26,1 miljonit tonni ja hästilagunenud turvas 74,5 miljonit tonni (tabel 4).

Tabel 4. Maakondade turbavaru mäeeraldiste piires keskkonnaregistri maardlate nimistu andmetel (31.12.2010 seisuga).

Maakond	Mäeeraldiste arv	Mäeeraldiste pindala, ha	Varu, tuh. t		
			vähelagunenud	hästilagunenud	kokku
Harju	21	2776	3115	10 769	13 884
Hiiu	1	201	107	459	565
Ida-Viru	3	1710	802	5203	6 005
Jõgeva	3	452	334	1359	1693
Järva	9	1164	568	3913	4481
Lääne	5	923	437	1608	2045
Lääne-Viru	9	997	878	1897	2775
Põlva	5	570	571	1541	2112
Pärnu	14	5117	6405	21 199	27 603
Rapla	8	1156	1827	3102	4929
Saare	3	551	159	1147	1306
Tartu	6	2340	1783	7232	9015
Valga	3	341	665	762	1427
Viljandi	13	1591	2 567	6829	9396
Võru	5	394	600	1047	1647
Kokku	108	20 281	20 817	68 066	88 884

## 4. TURBA KAEVANDAMINE JA KESKKONNA-POLIITIKA

### 4.1. Turba kaevandamine

Eestis on turba kütteks kasutamisel kauaaegne kogemus. Juba 19. sajandi keskel võeti arvele rohkem kui 300 käsitsi kaevandatud turbaauku. Need asusid põhiliselt mõisamaadel.

Alates 1860. a kasutati Sindi kalevivabrikus masinatega lõigatud turvast. Üsna pea alustasid tööd veel Karula, Luunja, Sõmerpalu, Päinurme jt turbavabrikud. 19. sajandist on teateid ka alusturba kasutuselevõtu kohta. 20. sajandi algul suurenes turba kasutamine kütusena ka elektri tootmisel. Aastail 1909–1917 asutati Eestis 20–30 turbaühisust, mis on ~3 korda rohkem kui seni arvatud ja nii mõnigi ühisus (nt Lehtse) rajas oma turbavabriku. 1920. aastatel oligi elektrijaamades põhiliseks kütteeneks turvas; 1926. a moodustas see kogu tööstuses kasutatud kütusest 10% (Ilomets et al., 1995).

1922. a loodi riiklik ettevõtte Riigi Turbatööstus, mille eesmärgiks oli organiseerida ja koordineerida turba kaevandamist ning mis ühendas Lavassaare, Aruküla ja Ellamaa turbatööstused, hiljem ka Pööravere (praeguse Tootsi) briketitehase. Riigi Turbatööstus oli riigimaksudest vabastatud ning pidi tasuma ainult kohalikke makse (Riigikogu rahanduskomisjoni otsus 14.12.1926); oldi seisukohal, et see ei anna turbatööstusele teiste ettevõtete ees konkurentsieelist. Väiksemad turbatootjad ühinesid kohalikeks ühistuteks, nende arv ulatus 1939. a 916-ni (Juske, 1995b). 1920.–1930. aastatel tõi turbaelektrijaamade täiustamine (nt Ellamaal) kaasa tarbijatele müüdava elektri hinna odavnemise.

Seoses puidu osakaalu tõusuga küttemajanduses toimus aastatel 1925–1935 turba osatähtsuse vähenemine. Et pidurdada kasvavat metsaraiet, algatas valitsus 1936. a kütusereformi, mis nägi ette turbakütuse osakaalu suurendamist 27,6%-ni. Tegelikult tõusis turba osatähtsus kütuste üldkogusest 11,8%-ni. 1939. a alustati Tootsis turbabriketi valmistamist; vabriku tootlikkus oli 50 000 tonni briketti aastas (Juske, 1995a).

Freesturba kaevandamist alustati Eestis 1938. a (Luberg, 1995).

Enne Teist maailmasõda kaevandati Eestis turbaühistuile ja üksiktootjaile välja renditud 422 soos 14 003 hektaril allapanuturvast. 1939. a oli selle kaevandamise maht 1,77

miljonit m<sup>3</sup> (Raudsepp, 1946). Tänapäevaks on need turbakarjäärid maha jäetud ja enamasti kinni kasvanud.

Pärast Teist maailmasõda kasvas paljudes kohaliku tööstuse ettevõtetes turba kasutamine kütusena märkimisväärselt; tehaste juurde loodi kokku 20 turbakaevandamisüksust. 1959. a käivitus Tootsis uus briketitootmiskompleks aastase tootmisvõimsusega 420 000 tonni. 1964. a hakkas tööle Oru briketitehas, mis tootis aastas kuni 250 000 tonni briketti, ja 1975. a Sangla briketitehas aastase toodanguga 50 000 tonni (Paal jt., 1999).

Alates 1957. aastast on turba kaevandamine Eestis täielikult mehhaniseeritud. Vedelkütuse osatähtsuse suurenedes hakati alates 1962. aastast väiksemaid turbakaevandamise ettevõtteid sulgema. Üheks kütteturba tootmise vähenemise põhjuseks oli ka tükkturba väikesemahuliseks kaevandamiseks sobivate masinate puudus: Nõukogude Liidus valmistatud masinad olid projekteeritud kaevandama aastas vähemalt 20 000 tonni turvast. 1982. a lõpetati tükkturba varumine, kuid 1987.–1988. a alustati sellega taas (Paal jt., 1999).

Seoses nõudlusega alusturba järele hakkasid aastatel 1950–1960 jõudsasti kasvama freesturba kaevandusmahud. 1960. aastatel loodi kõigis rajoonides põllumajandustehnika koondised (EPT-d) ja turba kaevandamist hakati finantseerima riigieelarvest. Uute maardlate kasutuselevõtu tulemusena suurenes kaevandamisalade pindala kiiresti ja moodustas koos aastail 1967–1968 lisandunud alusturba kaevandamisaladega 1969. a 28 059 ha (tabel 5).

1975. a kaevandati 96 turbaväljal 1,26 miljonit tonni 40%-lise niiskusesisaldusega alusturvast ning freesturvas moodustas kogu aastasest turbakaevandamise mahust 98,6%. 1980. aastaks oli Eestis kaevandatud kokku 8,5 miljonit t ehk üle 21 miljoni m<sup>3</sup> turvast (Luberg, 1995). 1990. a tehti algust aianduslikuks otstarbeks kasutatava plokkturba kaevandamisega; viimastel aastatel on selle osakaal järjest suurenenud.

Maavaravarude bilansi andmetel, mida hakati järjekindlalt koostama 1953. a, on Eestis turvast kaevandatud 77,5 miljonit tonni, sellest hästilagunenud turvast 41,4 miljonit tonni ja vähelagunenud turvast 36,1 miljonit tonni (tabel 5).

Tabel 5. Turba kaevandamine aastatel 1953–2010 Eesti maavaravarude bilansi andmetel (koostanud M. Orru, E. Niitlaan).

Aasta	Kaevandus- alade arv	Kaevandus- alade pindala, ha	Kaevandati, tuh t		
			vähelagu- nenud turvas	hästilagu- nenud turvas	kokku
1953	18	8901	andmed puuduvad	475	475
1954- 1960	andmed puuduvad	andmed puuduvad	1800	2400	4200
1961	12	andmed puuduvad	151	404	555
1962	10	8500	104	133	237
1963	17	23 205	138	761	899
1964	17	23 205	165	828	993
1965	17	23 205	174	831	1005
1966	17	23 205	307	1086	1393
1967	36	20 206	354	902	1256
1968	76	26 582	642	1078	1720
1969	72	28 059	710	1091	1801
1970	70	26 570	899	735	1634
1971	69	25 130	970	1248	2218
1972	69	16 683	866	938	1804
1973	71	10 745	1084	1320	2404
1974	81	11 935	145	752	897
1975	74	11 522	1210	1321	2531
1976	72	12 360	1079	1109	2188
1977	70	12 702	1239	1020	2259
1978	74	12 612	909	1543	2452
1979	75	10 466	1328	1120	2448
1980	78	15 615	1325	544	1869
1981	74	11 883	596	718	1314
1982	74	11 320	1351	830	2181
1983	75	13 540	1552	1190	2742
1984	75	13 100	1394	768	2162
1985	73	12 920	1042	969	2011
1986	75	11 243	1497	1339	2836
1987	76	10 285	1362	1243	2605
1988	74	10 250	1100	1250	2350
1989	70	10 300	640	850	1490
1990	68	12 000	440	550	990
1991	46	15 000	391	536	927
1992	66	15 000	656	690	1346

1993	63	15 000	197	335	531
1994	56	15 000	616	629	1245
1995	47	15 000	389	623	1012
1996	58	15 000	437	687	1124
1997	59	15 000	480	594	1074
1998	60	15 000	145	188	334
1999	62	15 000	834	566	1400
2000	63	20 000	151	609	760
2001	62	20 000	718	125	843
2002	62	20 000	174	334	1508
2003	62	20 000	479	533	1012
2004	60	20 000	400	362	762
2005	63	20 549	415	659	1074
2006	60	19 944	551	706	1256
2007	59	20 050	385	516	901
2008	67	20 128	350	352	702
2009	68	20 281	380	462	842
2010	70	20 281	399	524	923
Kokku			36 121	41 375	77 495

Kaevandamise maht oli maksimaalne (kuni 2,8 miljonit tonni) 1980. aastatel, mil asuti kaevandama ka väetusturvast. Briketitoodang oli kõige suurem (340 000 tonni) 1976. a. Alates 1990. aastate algusest pole turba kaevandamise aastane maht ületanud 1,5 miljonit tonni (v.a 2002. a). Ehkki Eestis oli taasisesisvumise ajal tööstuslikku potentsiaali toota briketti kuni 420 000 tonni aastas, töötavad briketitehased vähendatud koormusega, Oru briketitehas aga on suletud, töö on lõpetanud Kiviõli Keemiatööstuse OÜ briketitsehhi ning 2011. a suleti ka Tootsi briketitehas. Kuigi turbabriketi kasutamine väheneb, siis küttureurba üldine nõudlus on suurenenud. 2009.–2010. a on lastud käiku kolm efektiivselt biokütuseid kasutavat koostootmisega soojuselektrijaama (Tartus, Tallinnas ja Pärnus). Turbale kui kohalikule ja stabiilse hinnaga kütusele on üle viidud ka mitemetete väikesemate asulate katlamaju.

Kui kodumaine freesturba kasutamine 1990. aastate alguses vähenes, siis kaevandamine ekspordiks suures 116 000 tonnilt 1993. a 400 000 tonnini 1996. a. Viimasel ajal püsib aastane turba eksport suurusjärgus 600 000–700 000 t aastas (tabel 6). Peamisteks sihtriikideks on Holland, Belgia ja Saksamaa – kokku 50% ekspordist. Kuigi eksport Euroopa riikidesse moodustab 96%, siis üldse eksporditakse Eesti turbatooteid enam kui 100-sse riiki. Võrreldes 1990. aastatega on suurenenud turba kohapealne väärindamine. Valminud on mitmed kasvusubstraatide valmistamise ja pakketsehhid, kus toodetakse kvaliteetseid kasvumuldasiid. Eesti turbatooted on ühtlase ja hea kvaliteediga ning suuremates

taimekasvatustriikides laialdaselt nõutud. Seetõttu leiab praegu enamik Eestis kaevandatud turbast tarvitamist kas siseriiklikult või eksporditakse lõpptoodanguna. Lahtise freesturba eksport päriselt siiski ei kao, sest paljud tootjad/turustajad sihtriikides eelistavad vajalikke kasvusubstraate endale ise valmistada.

Tulevikus võib eeldada, et turbatööstus keskendub enam kas mahajäetud jääksoodele või kuivendatud turbaladele ning loodulikus olekus soid suures ulatuses kasutusele ei võeta. Võib eeldada, et turba kaevandamine toimub Eestis lähiaastatel stabiilselt. Turbatööstuses ja sellega seotud valdkondades saab peamiselt maapiirkondades tööd 1500–2000 inimest.

Tabel 6. Turbatootmine Eestis kodumaiseks tarbeks ja ekspordiks (tuhandetes tonnides) (koostanud M. Orru ja E. Niitlaan).

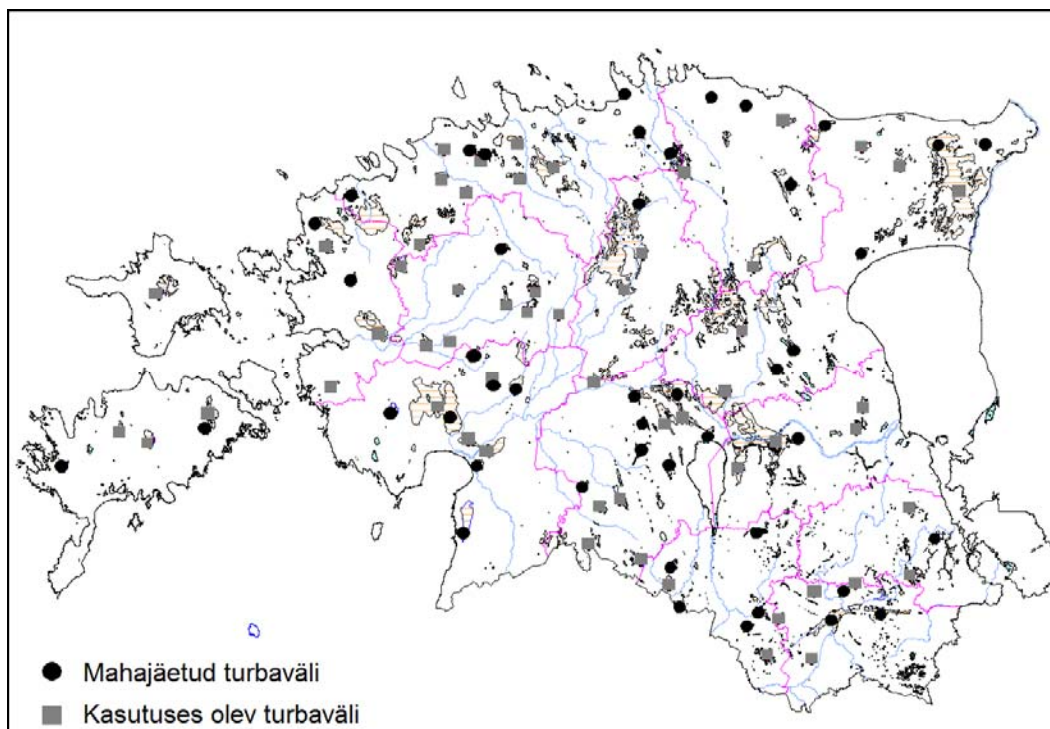
Aasta	Kodumaiseks tarbeks	Ekspordiks
1993	505	116
1994	816	237
1995	653	367
1996	724	400
1997	andmed puudu	andmed puudu
1998	andmed puudu	594
1999	andmed puudu	424
2000	andmed puudu	789
2001	andmed puudu	868
2002	andmed puudu	1022
2003	andmed puudu	992
2004	andmed puudu	andmed puudu
2005	andmed puudu	583
2006	andmed puudu	620
2007	andmed puudu	879
2008	andmed puudu	1004
2009	andmed puudu	739



Praegu on Eestis freesturbavälju ligikaudu 20 000 ha (foto 4) ning neid kasutab ~35 erinevat ettevõtet. Kaevandamise jätkumisega suureneb aasta-aastalt ka ammendatud ja mahajäetud turbaväljade pindala. Praegu on see ~9400 ha (Ramst, Orru, 2009; joon 2). Järelikult on otseselt turba kaevandamisega hävitatud ligikaudu 30 000 ha rabasid. Enam-vähem sama palju on kahjustatud kaudselt, turbatootmisega kaasneva kuivendamise tagajärjel. Seega võib turbakaevandamise eesmärgil kuivendatud rabade pindala ulatuda Eestis 60 000 hektarini (Paal jt., 1999).



Foto 4. Kaevandatav freesturbaväli Sangla rabas (foto J. Paal).



Joonis 2. Kaevandatavad ja kaevandamisest väljalangenud turbaalad (koostanud M. Orru).

## 4.2. Turba kaevandamist reguleerivad õigusaktid

Turba geoloogiline uurimine, kaevandamine ja kaevandatud alade korrastamine on reguleeritud peamiselt järgmiste õigusaktidega:

- 1) säästva arengu seadus;
- 2) maapõueseadus ja sellel põhinevad rakendusaktid;
- 3) kaevandamise seadus.

Lisaks nimetatutele seonduvad turba kaevandamise probleemidega ka keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus, looduskaitse seadus jt.

### Säästva arengu seadus

Säästva arengu seaduse (1995) eesmärgiks on tagada looduskeskkonna ja loodusvarade säästlik kasutamine, et inimestele oleks säilitatud rahuldav elukeskkond ning majanduse arenguks vajalikud ressursid looduskeskkonna seisundit ja mitmekesisust oluliselt

kahjustamata. Turvast loetakse Eestis senini taastuvaks loodusvaraks ja seetõttu, tuginedes säästva arengu seaduse §-s 5 sätestatule, peetakse arvestust selle kriitilise varu ning kasutatava varu üle.

**Taastuva loodusvara kriitiline varu** on selle väikseim hulk, mis tagab loodusvara taastumise, loodusliku tasakaalu, kaitseriimide täitmise ning bioloogilise ja maastikulise mitmekesisuse säilimise. Taastuvale loodusvarale kehtestatud kriitilisest varust ülejääv osa on **taastuva loodusvara kasutatav varu**. Majandustegevuse kavandamisel ei tohi kasutatava varu suurus ületada kehtestatud piirmäära. Taastuva loodusvara kriitilise varu suuruse, kasutatava varu suuruse ning aastased kasutusmäärad kehtestab Vabariigi Valitsus.

## Maapõueseadus

Maapõueseadus (2004) sätestab maapõue ja maavarade (sh turba) üldgeoloogiliste uurimistöode, geoloogiliste uuringute ja kaevandamise reeglistiku. Keskkonnahoiu seisukohalt omavad erilist tähtsust seaduse 7. peatükis (§ 62 ja § 63) maapõue ja maavarade kaitse põhinõuded.

Maapõueseaduse § 64 lõike 1 ja säästva arengu seaduse § 5 lõike 5 alusel on Vabariigi Valitsus kehtestanud 12. detsembril 2005. a määruse nr 293 “Turba kriitilise varu ja kasutatava varu suurus ning kasutusmäärad”. Vastavalt sellele on turba

- \* kriitilise varu suurus 1 590 000 000 tonni,
- \* kasutatava varu suurus 573 100 000 tonni,
- \* aastane kasutusmäär 2 653 000 tonni.

Osutatud varude suurused on jagatud kõigi viieteistkümne maakonna vahel.

Maapõueseaduse § 64 lõike 3 alusel kehtestati 13. jaanuaril 2011. a keskkonnaministri määrus nr 7 “Kaevandamisega rikutud mahajäetud turbaalade nimekiri”. Selles nimekirjas on turbaalad, mis on erinevatel põhjustel hüljatud ja peremeheta. Keskkonnahoiu huvides on otstarbekas sealt turbakiht (jääklasund) lõpuni kaevandada ning hiljem need alad korrastada. Mahajäetud turbaalad on juba kuivendatud ning seetõttu on nende kasutuselevõtu peamiseks eesmärgiks kasvuhoonegaaside emissiooni ohjamine ja turba kaevandamine säästlikul moel.

Maapõueseaduse 4. peatükis on sätestatud üldgeoloogilise uurimistöo ja geoloogilise uuringuga rikutud maa korrastamise (§-d 45–47) ning kaevandatud ala korrastamise põhinõuded (§-d 48–51). Maapõueseaduse § 45 lõike 2 ja § 48 lõike 5 alusel on keskkonnaminister 26. mail 2005. a kehtestanud määruse nr 43 “Üldgeoloogilise

uurimistööga, geoloogilise uuringuga ja kaevandamisega rikutud maa korrastamise kord”. Kuni praegu kehtiva maapõueseaduse jõustumiseni 1. aprillil 2005. a kehtis keskkonnaministri 28. detsembri 1995. a määrus nr 44 “Turba tootmisalade rekultiveerimise kord”. Määrus kehtestati sel ajal jõus olnud maapõueseaduse § 39 lõike 1 alusel.

Praegu kehtivas maapõueseaduses (§-d 45–47) on üldgeoloogilise uurimistöö ja geoloogilise uuringuga rikutud maa korrastamise peamised nõuded järgmised:

1. Üldgeoloogilise uurimistöö<sup>1</sup> loa ja uuringuloa omanik on kohustatud korrastama uuringuruumi teenindusala<sup>2</sup>.

2. Kui üldgeoloogilise uurimistöö loa või uuringuloa omanik ei ole tehnoloogia seisukohalt otstarbekal ajal korrastamistööd alustanud, teeb loa andja talle ettekirjutuse, mille täitmata jätmise korral kohaldatakse asendustäitmist asendustäitmise ja sunniraha seaduses sätestatud korras.

3. Juriidilisest isikust üldgeoloogilise uurimistöö loa ja uuringuloa omaniku likvideerimise korral korraldavad rikutud maa korrastamiskohustuse täitmise likvideerijad.

4. Uuringuruumi teenindusala peab olema korrastatud enne üldgeoloogilise uurimistöö või geoloogilise uuringu aruande esitamist, või kui aruannet ei esitata, siis enne üldgeoloogilise uurimistöö loa või uuringuloa kehtivuse lõppemist.

5. Üldgeoloogilise uurimistöö või geoloogilise uuringu uuringuruumi teenindusala korrastamise kohta koostab töö tegija akti, mis tuleb kooskõlastada kinnisasja valdajaga.

6. Korrastamiskohustus on täidetud, kui uuringuruumi teenindusala korrastamise akti on heaks kiitnud Keskkonnaamet.

7. Keskkonnaamet kiidab uuringuruumi teenindusala korrastamise akti heaks, kui uuringuruumi teenindusala on korrastatud nõuetekohaselt.

8. Kui kolme aasta jooksul pärast maapõueseaduse §-s 46 nimetatud uuringuruumi teenindusala korrastamise akti heakskiitmist ilmnevad korrastatud alal keskkonnakahjustused, mida ei olnud võimalik akti heakskiitmisel ette näha, kuid mis on tingitud korrastamisnõuete eiramisest, teeb loa andja isikule, kellele oli antud üldgeoloogilise uurimistöö luba või uuringuluba, ettekirjutuse kahjustuste kõrvaldamiseks.

---

<sup>1</sup> Üldgeoloogiline uurimistöö on maapõue geoloogilise ehituse või maavarade leviku seaduspärasuste selgitamise eesmärgil tehtav teadusuuring või geoloogiline rakendustöö.

Maavara geoloogiline uuring on maavara kaevandamise ja kasutusele võtmise eesmärgil tehtav geoloogiline töö.

<sup>2</sup> Uuringuruum on üldgeoloogilise uurimistöö loaga või geoloogilise uuringu loaga geoloogilisteks töödeks määratud maapõue osa.

Uuringuruumi teenindusala on geoloogilise uuringu loaga geoloogilisteks töödeks määratud territoorium uuringuruumi kohal.

9. Kui isik, kellele oli antud üldgeoloogilise uurimistöö luba või uuringuluba, eespool nimetatud ettekirjutust tähtjaks ei täida, kõrvaldatakse keskkonnakahjustused loa andja otsuse alusel asendustäitmise korras vastavalt asendustäitmise ja sunniraha seaduses sätestatule.

Maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamise põhinõuded (maapõueseaduse §-d 48–51):

1. Kaevandamisloa omanik on kohustatud maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastama korrastamisprojekti alusel. Kaevandamisega rikutud maa korrastamine on kas tehniline või bioloogiline.

**Tehniline korrastamine** on kaevandamisega rikutud maa tasandamine ja silumine, vajadusel ekraankihi ja viljaka kihiga katmine, maa- ja metsaviljeluseks vajalike teede, kraavide, sildade ja teiste rajatiste ehitamine ning muud sellekohased tööd.

**Bioloogiline korrastamine** koosneb agrotehnilistest, fütomelioratiivsetest ning muudest töödest, mis tagavad rekultiveeritud ala viljakuse, taimestiku ja loomastiku taastumise. Bioloogiline korrastamine võib jätkuda pärast maa tehnilise korrastamise täidetuks tunnistamist. Tehniliseks ja bioloogiliseks korrastamiseks koostatakse ühine projekt. Projekti koostamisele kaasatakse vastavate tööde alal pädevaid isikuid.

2. Korrastamisprojekti rakendamiseks annab nõusoleku Keskkonnaamet, arvestades Eesti Maavarade Komisjoni arvamust.

3. Kaevandamisloa omanik on kohustatud esitama loa andjale kord aastas andmed maavaravaru kaevandamisega maa rikkumise ja rikutud maa korrastamise kohta.

4. Maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamisel tuleb tagada, et

- \* kaevandamisala põhjavee režiim vastaks maa kasutamise sihtotstarbele;
- \* korrastatud ala sobiks ümbritsevasse maastikku;
- \* korrastatud ala reljeef ja pinnavormid oleksid võimalikult looduslähedased;
- \* korrastatud ala ei kujutaks oma iseärasustest tulenevalt ohtu seal liikuvatele inimestele.

5. Maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamise korra ja korrastamise projektile esitatavad nõuded on kehtestanud keskkonnaminister (määrus nr 43). Maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamise korraga (määrus nr 43) määratakse:

- \* maavaravaru kaevandamisega maa rikkumise ja rikutud maa korrastamise kohta andmete esitamise kord;

- \* maavaravaru kaevandamisega maa rikkumise ja rikutud maa korrastamise aruande vorm;
- \* korrastamisprojekti koostamisele seatavate tingimuste loetelu;
- \* korrastamisprojektile esitatavad nõuded;
- \* korrastatava maa pinnavormidele ja seal kavandatavatele rajatistele esitatavad nõuded korrastatava maa kasutamise sihtotstarbest lähtudes;
- \* mullakäitluse nõuded;
- \* korrastamistöõde vastuvõtukomisjoni töökord.

6. Korrastamisprojekti koostamise õigus on projekti koostamisega tegeleval isikul kaevandamiseseaduse § 10 lõike 1 tähenduses.

7. Juriidilisest isikust kaevandamisloa omaniku likvideerimise korral korraldavad rikutud maa korrastamiskohustuse täitmise likvideerijad.

8. Maavaravaru kaevandamisega rikutud maa tuleb korrastada enne kaevandamisloa kehtivuse lõppemist.

9. Kui kaevandamisloa omanik ei ole tehnoloogia seisukohalt otstarbekal ajal rikutud maa korrastamistöid alustanud, teeb kaevandamisloa andja talle ettekirjutuse, mille täitmata jätmise korral kohaldatakse sunnivahendit asendustäitmise ja sunniraha seaduses sätestatud korras. Ettekirjutusega määratakse korrastamistöõdega alustamise tähtaeg ja nende kalenderplaan.

10. Kui kaevandamisloa omanik ei tee korrastamistöid maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamise korra kohaselt, teeb kaevandamisloa andja talle ettekirjutuse, mille täitmata jätmise korral kohaldatakse sunnivahendit asendustäitmise ja sunniraha seaduses sätestatud korras.

11. Kui ettekirjutusi ei täideta, määratakse rikutud maa kaevandamisega rikutud maa korrastamistöõde alustamata jätmise eest või maavaravaru kaevandamisega rikutud maa nõuete täitmata jätmise eest sunniraha kuni 3200 eurot mäeeraldise ja mäeeraldise teenindusmaa ühe hektari kohta.

12. Kui maavaravaru kaevandamisega rikutud maal on kaevandamisega seotud tegevus lõpetatud ja kaevandamisloa omanik ei ole rikutud maad korrastanud, asendatakse sunniraha võtmine asendustäitmisega. Asendustäitmist korraldab kaevandamisloa andja asendustäitmise ja sunniraha seaduses sätestatud korras.

13. Rikutud maa korrastamiskohustuse tunnistab täidetuks kaevandamisloa andja, arvestades vastuvõtukomisjoni ettepanekut. Vastuvõtukomisjoni moodustab ja selle juhataja määrab loa andja.

14. Vastuvõtukomisjoni koosseisu nimetatakse loa andja esindaja, loa omaniku esindaja, mäeeraldise teenindusmaa kinnisasja omanik või tema esindaja, riigimaa korral kinnisasja valitseja või tema volitatud isik, kohaliku omavalitsuse esindaja ja vajalik arv asjatundjaid vastuvõtukomisjoni moodustaja äranägemisel. Üleriigilise tähtsusega maardla korral nimetatakse vastuvõtukomisjoni koosseisu ka Keskkonnaministeeriumi esindaja.

15. Vastuvõtukomisjoni ülesanded on:

\* kontrollida korrastamistöode ja korrastatud maa vastavust maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastamise korra nõuetele;

\* teha komisjoni moodustajale ettepanek rikutud maa korrastatuks tunnistamise kohta, kui see on korrastatud nõuetekohaselt, või teha motiveeritud ettepanek jätta rikutud maa korrastatuks tunnistamata, kui see ei ole korrastatud nõuetekohaselt.

16. Rikutud maa korrastatuks tunnistamise otsuse koopia edastab Keskkonnaamet maakatastri volitatud töötlejale.

17. Kui kolme aasta jooksul pärast maavaravaru kaevandamisega rikutud maa korrastatuks tunnistamise otsuse tegemist ilmnevad keskkonnakahjustused, mida ei olnud võimalik rikutud maa korrastatuks tunnistamise ajal ette näha, kuid mis on tingitud korrastamisnõuete eiramisest, teeb loa andja isikule, kellele oli antud kaevandamisluba, ettekirjutuse keskkonnakahjustuste kõrvaldamiseks.

18. Kui kaevandamisloa omanik ei täida p-s 17 nimetatud ettekirjutust tähtajaks, kõrvaldatakse keskkonnakahjustused loa andja otsuse alusel loa omaniku kulul asendustäitmise korras asendustäitmise ja sunniraha seaduses sätestatu kohaselt.

Otseselt turba väljakkaevandamisega rikutud alade (nn jääksoode) suhtes on keskkonnaministri poolt määruses nr 43 sätestatud:

1. Väljakkaevandamisega ammendatud jääksoo kujundamisel haritavaks maaks tuleb juhinduda korrastamistingimustest ja maaparanduse headest tavadest. Kui väljakkaevandamisega ammendatud jääksoo kujundatakse haritavaks maaks või metsamaaks, tuleb jätta kaevandamata vähemalt 0,3 m paksune turbakiht.

2. Karjääri rajatava veekogu sügavus tuleb kujundada valdavalt üle 2 meetri, jättes madalamad alad veetaimestiku arenemiseks. Kaldale tuleb jätta perv, mis peab jääma kõrgemale veetaseme oodatavast maksimaalsest seisust.

3. Veekogu korrastamisprojektis tuleb kavandada reostumist takistavad abinõud toite- ja reoainete sissevoolu tõkestamiseks.

## **Kaevandamiseadus**

Kaevandamiseadus (2003) sätestab inimese, vara ja keskkonna ohutuse ning maardlate säästliku kasutamise tagamise nõuded, sh

- \* kaevandamisel ja allmaakaevetööde teisesel kasutamisel;
- \* kaevandamise ja allmaakaevetööde teisesel kasutamisel projekti kohta;
- \* ettevõtjale, kes tegeleb kaevandamisega, allmaakaevetööde teisesel kasutamisel või nende tööde projekti koostamisega;
- \* vastutavale spetsialistile ja tema nõuetele vastavuse hindajale ja tõendajale;
- \* vastutuse ja riikliku järelevalve kohta.

### **4.3. Turba kaevandamine ja riiklik keskkonnapoliitika**

Eesti keskkonnapoliitika rajaneb säästva arengu põhimõtetel ja ergutab üleminekut varasemalt loodusvarade ekstensiivselt kaevandamiselt ja kasutamisel tasakaalustatumale ja ökoloogilisema suunitlusega tootmissüsteemile. See üldpõhimõte peegeldub ka 1992. a vastu võetud riigi põhiseaduses.

Riiklikus keskkonnastrateegias (Eesti..., 2006) on määratletud peamised suundumused keskkonna valdkonnas, fikseeritud üldised pikemaajalised eesmärgid aastani 2030, meetmed (tegevussuunad) nende saavutamiseks ning mõõdikud saavutuste hindamiseks. Keskkonnastrateegia lähtub keskkonnakaitse peamistest traditsioonilistest eesmärkidest – tagada elanikkonnale eluterve keskkond ja majanduse arendamiseks vajalikud loodusvarad loodust oluliselt kahjustamata ning säilitada majanduslikule arengutasemele vastavalt maastike ja looduse mitmekesisus. Strateegias määratletud prioriteete arvestatakse keskkonnaalaste tegevuste kavandamisel, rahvusvahelise koostöö edendamisel ning riiklike rahaliste vahendite kasutamisel. Keskkonnastrateegia elluviimiseks on koostatud detailne rakendusplaan (tegevuskava) seitsmeks aastaks (2007–2013) kooskõlas Euroopa Liidu programmeerimisperioodiga.

Lähtudes Riigikogus 1995. a veebruaris vastu võetud säästva arengu seadusest, andis Eesti valitsus 14. augustil 1996. a välja määruse nr 213 turba säästva kasutamise kohta. 12. detsembril 2005. a järgnes sellele määrus nr 293, mis sätestas turba kriitilise varu ja kasutatava varu suuruse ning kasutusmäärad. Mõlemas määruses on turba aastast



akumuleerumist arvestades selle aastaseks kaevandusmääraks kehtestatud 2,47 miljonit tonni (vt 4.2.).

Kahjuks ei väljenda nende määruste sisu meie turbaalade tegelikku olukorda ega praegusi seisukohti turbavarude säästliku kasutamise osas. Nagu eespool viidatud, on kuivendustööde tulemusena 60–70%-l Eesti turbaaladel turba moodustumine seiskunud (Ilomets, 1994b). Turba ladestumine jätkub ainult inimtegevusest mõjutamata soodes ning selle aastane akumulatsioon ei ületa (õhukuivas seisundis) 0,4–0,55 miljonit tonni (Ilomets, 2005b). Seega lubab valitsuse poolt kehtestatud piirnorm turba kaevandamist Eesti kõigi soode aastasest summaarset juurdekasvust viis kuni kuus korda rohkem. Sellele asjaolule on teravalt juhtinud tähelepanu oma auditi tulemustes ka Riigikontroll (Lüüs, 2005), osutades samuti faktile, et valitsus on seni turvast käsitletud taastuva loodusvarana, mida säästva arengu põhimõtete järgi ei tohi kasutada rohkem, kui seda juurde tekib.

Erinevate ametkondade ning huvirühmade vahel toimunud arutlused turbavarude säästliku kasutamise üle, lähtudes turbast kui taastuvast maavarast, on viinud ühise tõdemuseni, et turvas on küll uuenev maavara, ent reaalse majandustegevuse planeerimise ajaskaalas, mis hõlmab lähemat paari kuni paarikümmend aastat, on selle käsitlemine taastuvana anakronistlik või demagoogiline ning kindlasti ühtimatu looduse säästliku kasutamisega. Seda silmas pidades on loogiline soode, õigemini kõigi turbaalade säästliku majandamise ning kaitse kavandamisel asendada senine vastakaid arvamusi ning hinnanguid põhjustanud, turba aastasel juurdekasvul põhinev kontseptsioon adekvaatsemaga. Ka Euroopa Liidu taastuvenergia direktiivist ja Riigikogus vastu võetud kütuse- ja energiamajanduse pikaajalisest arengukavast tulenevalt peab turvast käsitlema taastumatu energiaressursina. Kuna Eesti turbavaru on küllaltki täpselt teada, eeldab niisugune käsitus otsustamist, millises mahus ja missuguse ajaperioodi jooksul kavatsetakse see ammendada.

Looduse kaitse seisukohast on turba kaevandamisega seotud probleemidest esikohal tõik, et kaevandamisalal muudetakse pöördumatult sealse ökosüsteemi senine seisund: degradeerub kaevandamisala ja ka selle ümbruse esteetiline pale, rikutakse ära kaevandamisalaga hüdroloogiliselt seotud piirkonna veerežiim, taimkattest kooritud turbapinnalt suureneb märgatavalt CO<sub>2</sub> emissioon, vallandub tuuleerosioon jm. Seega on selgelt esiplaanil maastik ehk maa-ala ning soode loodusväärtuste säilitamiseks oleks soovitav jätta need majandustegevusest puutumata võimalikult suurel pindalal. Turba juurdekasv kaitse alla võetud aladel on kindlasti huvipakkuv küsimus, kuid soode kaitse ning turbavarude säästliku kasutamise seisukohast kõrvalise tähtsusega, sest seadustest tulenevalt seal kaevandamist nagunii ei toimu, kaevandatavatel aladel aga ei toimu turba juurdekasvu.

Arvestades seda, et Eesti on Soome järel maailma sooderikkamaid maid ja meie turbavaru on küllaltki suur, samas aga energiavajadus järjekindlalt kasvab, on mõistlik leida erinevate ametkondade ja huvirühmade vahel kompromiss, mis arvestaks nii turbaalade kaitsmise vajadust, kui ka majanduse nõudlust turba kaevandamise järele. 2010. a lõppenud Eesti soode seisundi ning looduskaitseliste väärtuste inventuur pakub selleks objektiivse aluse. Eelkõige tuleb kokku leppida, millised soolad võetakse kaitse alla ja millistel on lubatud majandustegevus. Majanduslikuks kasutamiseks lubatud soode jaoks tuleb omakorda sätestada, millised tegevused igas konkreetses soos on aktsepteeritavad. Eristades niiviisi sood, milles on tööstuslikku huvi pakkuv turbalasund, tuleb vajaduse korral täpsustavalt määrata nende turbavaru suurus. Viimase säästlik kasutamine eeldab jällegi riiklikku otsustamist, millele peaks tingimata eelnema laiapõhjaline erinevate huvirühmade ja institutsioonide vaheline arutelu, et selgitada, 1) milline oleks otstarbekas aastane turbakaevandamise lubatav piirmäär, s.t millise aja jooksul oleme nõus Eesti nn aktiivse turbavaru ammendama, 2) milliseks otstarbeks seda tehakse, 3) mis tingimustel seda tehakse.

## 5. JÄÄKSOOD

### 5.1. Jääksoo ja turba jääklasund

Laiemas mõistes on jääksood kõik endised turbakaevandamisalad, samuti põllumajanduslikus kasutuses olnud varasemad soolad, mille majandamine on lõppenud. Kitsama käsitluse kohaselt on jääksood niisugused alad, kus turba jääklasundi paksus ei ületa enamasti 0,1–0,5 meetrit ning see on edasiseks masinatega kaevandamiseks ammendatud. 2005.–2009. a viidi Keskkonnaministeriumi tellimusel Eesti Geoloogiakeskuse poolt läbi nende alade täpsustav hindamine, mille kohaselt registreeriti kokku 98 frees-jääksood üldpindalaga 9371 ha (Ramst, Orru, 2009) (tabel 7).

Tabel 7. Jääksoode arv ja pindala Eestis (Ramst, Orru, 2009).

Maakond	Jääksoode arv	Jääksoode pindala, ha
Harju	10	415,6
Rapla	6	346,4
Lääne	2	82,0
Ida-Viru	8	1931,2
Lääne-Viru	12	609,1
Jõgeva	2	68,4
Järva	2	203,3
Tartu	5	253,6
Viljandi	2	86,9
Pärnu	15	3815,8
Saare	4	285,7
Hiiu	1	38,2
Valga	8	215
Võru	10	711
Põlva	10	310
Kokku	98	9371

Turba kaevandamisel avatakse järk-järgult lasundi kihid, mis on kujunenud soo varasematel arengujärgudel. Nagu eelnevalt osas 1.4 selgitati, moodustab rabades turbalasundi pealmise osa vähelagunenud sfagnumiturvas, selle all lasub mõneti paremini lagunenud siirdesooturvas ning kõige sügavamal hästilagunenud madalsooturvas. Seega võivad jääksoos turba keemilised ja füüsikalised omadused, sõltuvalt sellest, milliste turbakihtideni kaevandamine ulatus, suuresti varieeruda.

Looduslikes tingimustes on sügavamad turbalasundid paremini lagunenud, neile on pealmiste turbakihtidega võrreldes omane väiksem poorsus (suurem lasuvustihedus) ning veejuhtivus. Kuna kaevandamisega avatud turbalasundi sügavamad kihid on äärmiselt halva veehoide ja veemahutavuse võimega, võivad jääksoodele langevad sademed kergesti moodustada pinnapealseid ajutisi väikeveekogusid või vooluvete võrgustikke. Teisal võib sademetest tekkinud pinnavesi kiiresti kaduda jääkturbakihis olevate lõhede kaudu, mis on enamasti kujunenud kuivenduse tagajärjel, või siis tuule ning temperatuuri mõjul aurustuda (vt. Lode, 2001). Pinnase- ehk vabavee tase on niisugustel aladel suhteliselt madal ning madalsoolises jääkturbakihis ei ületa niiskusesisaldus 8% (Streefkerk, Casparie, 1989).

Looduslikes rabades on kaaliumi- ja fosforisisaldus turbalasundi pindmises kihis turbasammalde kasvust tulenevalt suhteliselt kõrge, lasundi sügavamates kihtides see väheneb (Mörnsjö, 1968; Lähde, 1969; Damman, 1978). Kui kaaliumirikkam pindmine turbakiht freesimisega eemaldatakse, siis selle varu taimkatte puudumise tõttu enam ei taastu (Wind-Mulder et al., 1996).

Enamasti väheneb sügavamates turbakihtides ka magneesiumi-, kaltsiumi- ja naatriumisisaldus (Lähde, 1969; Damman, 1978; Clymo, 1983), kuigi mõnikord on täheldatud ka vastupidist tendentsi (sh Eestis – M. Ilomets, suulised andmed). Näiteks oli Kanadas Kesk-Quebec'is rabailmelise jääksoo turbalasundi keskmine magneesiumisisaldus madalam kui sama soo looduslikult säilinud alal; Ida-Quebec'i ja Alberta madalsooturbaga jääksoode turbalasundi keskmine magneesiumi- ja kaltsiumisisaldus oli aga samade soode looduslikult säilinud aladega võrreldes suurem, sama täheldati Albertas ka naatriumisisalduse kohta. Kõrgemat magneesiumi-, kaltsiumi- ja naatriumisisaldust Alberta jääksoodes seletatakse tööga, et kaevandamise lõppedes oli paljandunud ioniderikkam madalsooturvas (Hemond, 1980; Vitt, Chee, 1990).

Rabaturbale on omane madal lämmastikuisaldus kogu selle profiili ulatuses (Damman, 1978, 1988), kuigi kaevandatud alal ilmneb ammoonium- ( $\text{NH}_4^+$ ) ja nitraatlämmastiku ( $\text{NO}_3^-$ ) kõrgem, aga ühtlasi ka varieeruvam sisaldus. Näiteks varieerus nitraatlämmastiku sisaldus Soomes uuritud jääksoos 3–58 mg/kg piires (Salonen, 1994) ja

Kanadas uuritud jääksoos 14–1900 mg/kg piires (Wind-Mulder et al., 1996). Varieeruvust võivad põhjustada turba kõrgem pH ja aeratsioonitingimuste paranemine, aga ka mikroobide tegevus ja taimkatte areng (Salonen, 1994). Alberta jääksoos leiti, et turba suurema niiskusesisaldusega kaasneb ka kõrgem ammooniumlämmastiku ning madalam nitraatlämmastiku sisaldus (Wind-Mulder et al., 1996). Lisaks võib turba lämmastikusisaldust mõjutada selle lagunemisaste: mida vähem on turvas lagunened, seda suurem on nitraatlämmastiku sisaldus, kõrge lagunemisastmega turvastes suureneb aga ammooniumlämmastiku sisaldus (Salonen, 1994). Kõrgemat lämmastikusisaldust võib sellegi seose puhul seletada suurenenud hapniku juurdepääsu ja turbalasundi kõrgema pH-ga. Niisugused tingimused sobivad aeroobsetele nitrifitseerivatele bakteritele, kes sel puhul mineraliseerivad rohkem lämmastikku. Suhteliselt kõrge ja stabiilne lämmastiku tase püsib turbas kuni ala kattumiseni taimestikuga, mis tarvitab lämmastiku ära (Wind-Mulder et al., 1996).

Enamasti on rabaturba reaktsiooni muutumine vertikaalsuunas vähemärgatav, kuid sügavamates turbakihtides, kus on tegemist siirdesoo- ja madalsooturvastega, happesus väheneb (Mörnsjö, 1968; Valk, 1988a). Madalsooturvaste  $pH_{KCl}$  on tavaliselt üle 5,0 ning muutub piirides, mis on taimekasvuks üldiselt soodne. Siirdesoomuldade pH on märgatavalt madalam – 4,2–5,5, kuna rabaturba pindmise kihi pH on vahemikus 3,2–4,4 (Kollist, 1988).

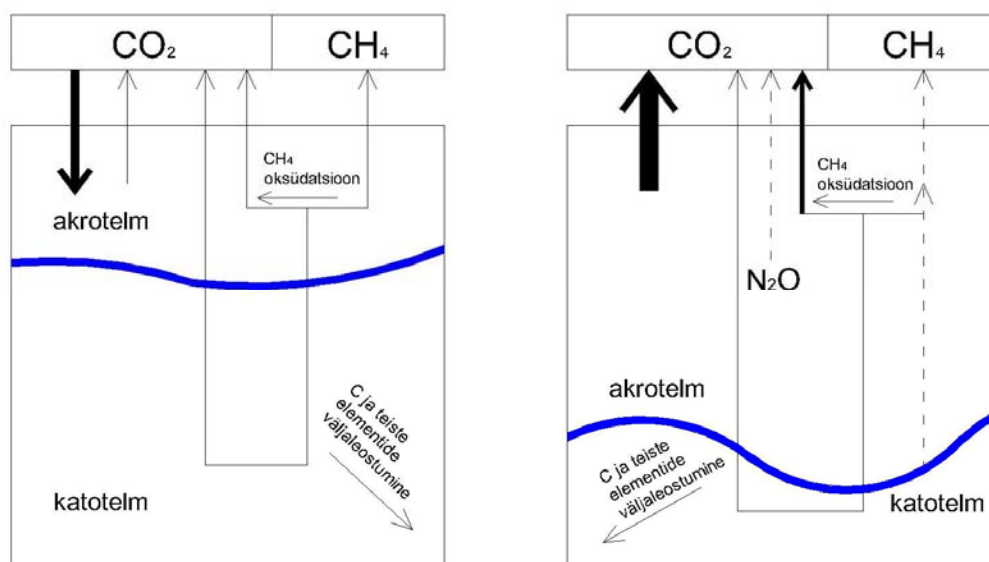
Turba tuhasus ja pH on omavahel positiivses korrelatsioonis: koos turba tuhasusega tõuseb ka selle pH. Seega järgneb soo kuivendamiselega kaasnevale turbalasundi mineraliseerumisele ja selle tuhasuse suurenemisele samuti turba pH suurenemine (Valk, 1988a). Turba happesus väheneb jääksoodes ka turbalasundi suurema veesisalduse (kõrgema veetaseme) korral. Näiteks suurenes Kanadas Alberta jääksoos pärast kraavide sulgemist ja veetaseme tõstmist turba pH kahe aastaga 1,6 ühiku võrra – 6,1-ni (Wind-Mulder et al., 1996).

Kanadas on analüüsitud ka erinevusi loodusliku soo ja jääksoo turbalasundis sisalduva vee keemiliste omaduste vahel. Kaevandatud soode jääkturbalasundi vees on kaaliumi, magneesiumi ja sulfaationide sisaldus kõrgem ja 2–20 korda varieeruvam kui looduslike soode turbast võetud vees (Wind-Mulder et al., 1996). Nii nende elementide kui ka pH ja kaltsiumisisalduse poolest sarnanesid jääksood ootuspäraselt enam looduslike toitevaeste madalsoodega kui rabadega (Vitt, Chee, 1990; Wind-Mulder et al., 1996).

Looduslike soode taimestik seob fotosünteesil atmosfäärist süsihappegaasi ja suur osa seotud süsinikust akumulereeritakse turbana. Aastas moodustub Eesti madal- ja siirdesoodes turvast keskmiselt 0,6 tonni/ha, rabades ligikaudu 1,6 tonni/ha, kuid siinjuures tuleb rõhutada,

et turvas saab tekkida üksnes kuivendamata, looduslikes soodes (Ilomets, 2003). Maailma sood omavad seetõttu suurt tähtsust globaalses süsinikuringes süsiniku akumulatsioonina ning atmosfääri kasvuhooonegaaside sisalduse vähendajatena (Gorham, 1991; Cowenberg, 2009; Kaat, Joosten, 2009).

Looduslikes soodes toimub suurem osa lagunemisprotsessidest hästi õhustatud pindmises kihis – akrotelmis (Ingram, 1982), samal ajal kui allpool veetasel olevas anaeroobses katotelmis on lagunemisprotsessid aeglased (Paavilainen, Päivänen, 1995; Laine, Vasander, 1996). Soode kuivendamisel ja sellele järgneval turba kaevandamisel niisugune struktuur hävib, turba akumulatsioon lakkab ning jääksoodest hakkab eralduma lagugaase (peamiselt  $\text{CO}_2$  ja  $\text{CH}_4$ ) (joon 3) (Paavilainen, Päivänen 1995; Laine, Minkkinen, 1996).



Joonis 3. Lagugaaside voogude erinevused looduslikust soost (A) ja jääksoodest (B). Laineline joon näitab veetaseme sügavust. Noolte laiused iseloomustavad gaaside ligikaudset voogu, punktiirjooned potentsiaalset voogu (Vasander, 1996; Tuittila et al., 2000).

Kuivendamisest tingitud veetaseme alanemise tõttu turba aeroobse kihi paksus jääksoodes suureneb, mis omakorda põhjustab turba intensiivsemat mineraliseerumist ja lagugaaside eraldumist. Turba mineraliseerumise kiirus jääksoodes on erinev – esimesel kümnendil 15–20, hiljem 5–15 tonni/ha aastas, kuni kogu turvas on mineraliseerunud (Ilomets, 2000). Eesti jääksoodes mineraliseerub aastas kokku 75–150 tuhat tonni õhkuiva turvast ning atmosfääri eraldub ligikaudu 400 tuhat tonni  $\text{CO}_2$  aastas. Kuivendatud ja jääksoodest kokku lendub aastas aga kuni 10 miljonit tonni  $\text{CO}_2$ , mis ületab ligikaudu 9 korda liiklusest eralduvat süsihappegaasi

kogust (Lüüs, 2005) ning on põlevkivielektriyaamadest eralduva 15 miljoni tonni järel Eesti suurimaks CO<sub>2</sub> allikaks (Ilomets, 2001). Ühtlasi kaotame aastas sel viisil rohkem turvast kui seda kaevandatakse (Paal jt., 1999).

Sageli esineb jääksoodes ka külmakohrutust, mida põhjustab õhutemperatuuri langemine vee külmumistemperatuurist allapoole. Niiske turbavälja pindmises kihis tekivad pikad jääkristallid, mille paisumine põhjustab pinnase kerkimise (Masing, 1992). Enamasti toimub see tuulevaiksetel selgetel õhtutel ja öödel varakevadel ning sügisel (Price et al., 1998). Külmakerke poolt mõjutatud turba pinnas on rohkem avatud tuuleerosioonile – turvast kantakse ära, taimede juured paljanduvad ning see põhjustab taimede hukkumist. Külmakohrutus võib turba pinnale päikese kätte kergitada ka alles idanema hakkavaid seemneid, rebida katki taimede juuri ning kiirendada turba mineraliseerumist (Kollist, 1988; Groeneveld, Rochefort, 2002).

Jääksoode pinna suvine läbikuivamine muudab need väga tuleohtlikuks, kusjuures tuli võib kergesti levida ka ümbritsevatele aladele. Ulatuslikumad jääksoo põlengud toimusid mahajäetud Oru turbaväljadel 1990. aastate alguses. 2006. a mai keskel Sangla soo freesväljadel toimunud põleng haaras ligikaudu 200 ha, suurem põleng toimus ka 2008. a aprillis-mais Lavassaares.

Kevadisel lumesulamisperioodil ja suuremate sadude korral kantakse veega, kuivaperioodil aga tuulega turbaväljakutelt kuivenduskraavidesse ja ümbritsevatele aladele turbatolmu. Sellest mõjutatud veekogudes suureneb märgatavalt orgaanika- ja huumusainete sisaldus ning vesi muutub happelisemaks. Lisaks võib turbatolm taimede pinnale, kalade ja limuste lõpustele ning hingamisavadele settides põhjustada häireid nende elutegevuses või isegi nende hukkumist. Turbaväljakutelt kanduva tolmuga võivad hävida nii kalade kudealad kui ka vähkide elupaigad, sest veekogude põhja settiv hõljum võib need matta ja seega oluliselt muuta elupaikades esinevaid tingimusi (Sallantaus, Pättila, 1983; Lundin, Berquist, 1990).

Soode kuivendamine vähendab suurel määral bioloogilist mitmekesisust. Näiteks haruldasi ja rabadele iseloomulikke veeselgrootute liike leidub kuivendatud rabades looduslikus seisundis rabadega võrreldes umbes neljandiku võrra vähem (Van Duinen et al., 2003). Võimalik, et loomastiku mitmekesisus aja jooksul taastub, kuid selles ei saa olla kindel (Javoš, 2002). Sood on mitmete kaitsealuste taime- ja loomaliikide elupaigaks ning soode kuivendamine või muutmine turbakaevandamisalaks võib põhjustada nende liikide arvukuse järsu vähenemise või hoopiski kadumise.

Kokkuvõttes võib seega öelda, et mahajäetud turbaväljad avaldavad ümbruskonna veerežiimile negatiivset mõju (Price et al., 2003), need on kasvuhoonegaaside allikaks

(Paavilaine & Päivänen, 1995; Laine & Minkkinen, 1996), suurendavad põlengute riski (Puhkan, 2004), vähendavad bioloogilist ja maastikulist mitmekesisust.

## 5.2. Jääksoode tüübid ja arengusuunad

Jääksoid tüpiseeritakse nende tekkeviisi põhjal või siis neile iseloomulike omaduste alusel. A. Paidla (1975) ning B. D. Wheeler ja S. C. Shaw (1995) eristavad a) suhteliselt tasase reljeefiga frees-jääksoid ning b) liigendatud pinnamoega karjääri-jääksoid, mis on kujunenud tükkturba kaevandamise tulemusena. Lähtudes turba jääklasundi paksusest (õhuke – <0,5 m, paks – >0,5 m) ning selle iseärasustest on A. Paidla (1975) Eesti frees-jääksood jaotanud neljaks rühmaks:

- 1) õhukese lasundiga, karbonaatsel lamamil lasuvad jääksood;
- 2) õhukese lasundiga, mittekarbonaatsel lamamil lasuvad jääksood;
- 3) paksu madalsoolasundiga jääksood;
- 4) paksu siirdesoo- või rabalalasundiga jääksood.

Paksu madalsoolasundiga ja karbonaatsel lamamil lasuvaid õhukese lasundiga frees-jääksoid soovitab A. Paidla kasutada põllumajanduses, ülejäänud kahte tüüpi jääksoid metsakasvatases.

Karjääri-jääksood jaotab A. Paidla karjäärade vahele jäävate turbapeenarde ehk kuivatusväljakute pinnal paljanduva turba põhjal kaheks:

- 1) madal- ja siirdesooturbaga jääksood;
- 2) rabaturbaga jääksood.

Karjääri-jääksoode edasise kasutamise eesmärgil peab ta kõige sobivamaks rajada nendesse veekogud. Turbavarude säästlikku kasutamist silmas pidades soovitab ta aga kuivatusväljakud freesida ning seejärel majandada kogu ala frees-jääkväljadena.

J. Pikk ja U. Valk (1995) on rühmitanud frees-jääksoid nende sobivuse alusel metsastamiseks järgnevalt:

- 1) <0,5 m paksuse turbakihiga jääksood, kus veerežiim on puude kasvule soodne, s.t põhjavee tase jääb sügavamale kui 0,3 m;
- 2) <0,5 m paksuse turbakihiga jääksood, kus võib esineda üleujutusi ja mis pidevalt või periooditi kannatavad metsakasvatustlikust seisukohast liigniiskuse all;



3) >0,5 m või paksema turbakihi jääksood, kus veerežiim on puude kasvuks soodne;

4) >0,5 m või paksema turbakihi jääksood, mis pidevalt või periooditi kannatavad metsakasvatustlikust seisukohast liigniiskuse all.

Veerežiimi poolest metsakasvatuseks sobivad, vähem kui 0,5 m paksuse turbakihi jääksood on jääkturba toiteainetesisalduse järgi jaotatud omakorda kaheks:

- 1) oligotroofse soomullaga jääksood;
- 2) mesotroofse või eutroofse soomullaga jääksood.

Ka P. Selin (1999) on jaotanud jääksood nende taastaimestumise potentsiaali seisukohast õhukese ja paksu turbakihi jääksoodeks, mainides ühtlasi, et õhukese turbakihi jääksoodis toimub taastaimestumine üldjuhul kiiremini kui paksu turbakihi jääksoodis. Selle põhjal soovib ta õhukese turbakihi jääksoid kasutada rohumaade, loodusliku metsauuenduse ning eutroofse või mesotroofse iseloomuga veekogude rajamiseks, paksu turbakihi jääksoid aga marjakasvatuseks, väetatavateks metsaistandusteks ning oligotroofse iseloomuga veekogude loomiseks.

Loodusliku taassoostumise eelduste järgi on Põhja-Euroopa jääksood R. P. Money (2004a, b) järgi jaotatud kaheksasse rühma (tabel 8).

Tabel 8. Jääksood tüübid.

Jääksoo tüüp	Jääksoo omadused
A	Looduskaitsetel põhjustel või kehtivuse kaotanud kaevandamisloa tõttu lõpuni kaevandamata ala. Mitmesuguse suurema languga frees- või karjääri-jääksood; jääkturbalasalund pakse (>100 cm), pealmise kihi moodustab ombrotroofne <i>Sphagnum</i> -turvas, mille pH <4.2. Turba jääklasundi pind on tasane, selles leidub vettpidavaid kihte. Jääklasund võib paikneda erinevate omadustega mineraalpinnastel, selle pinnaprofiil ulatub kraavidega reguleeritud veetasemest kõrgemale, s.t ala on toimiva kuivendussüsteemiga.
Bi	Frees-jääksood, mille turba jääklasund on suhteliselt õhuke (<100 cm); selle pealmise kihi moodustab ombrotroofne <i>Sphagnum</i> -turvas, mille pH

	<p>&lt;4.2, kuid valdav on kõrge lagunemisastmega ja vettpidav madalsooturvas. Turba jääklasundi pind on tasane või mineraalpinna nõgususi järgiv, väiksema või suurema languga, lasub vett juhtival liivapinnasel, milles esineb vettpidavaid savi vms läätsi. Põhjavee alanenud veetasemest tulenevalt esineb vertikaalne veekadu mineraalsesse aluspinda. Jääklasundi pinnaprofiil ulatub kraavidega reguleeritud veetasemest kõrgemale, s.t ala on toimiva kuivendussüsteemiga, kraavid ulatuvad mineraalsesse pinnasesse.</p>
Bii	<p>Frees-jääksoo, milles õhukene <i>Sphagnum</i>-jääkturba kiht lasub paksul, kuid kõrge lagunemisastmega ja vettpidava madalsooturba kihil; muus osas sarnane tüübiga Bi.</p>
C	<p>Frees-jääksoo õhukese (~50 cm) madaloo-jääkturbaga, mis on kujunenud mineraalmaa soostumisel. Jääkturbas esineb rohkesti puidu, villpea, puhmastaimede ja tarnade jäänuseid, vähem turbasammalde jäänuseid. Toitub sadeveest, pealispind on happeline (pH &lt;4.8) ja oligotroofne. Puujuurte poolt tekitatud õõnsuste kaudu infiltreerub pinnavesi jääkturbalasalundist kiiresti mineraalpinna pinnasesse. Alad on suure languga ning mineraalpinna nõgususi järgivad; turba jääklasundi pinnaprofiil asetseb kraavidega reguleeritud veetasemest kõrgemal või madalamal; jääkturbakihis esineb kraavidest kandunud mineraalset substraati. Minearaalse aluspinna alanenud veetaseme tõttu esineb jääksturbalasalundist sellesse toimuv veekadu.</p>
D	<p>Frees-jääksoo oligotroofse või mesotroofse tarna-madaloo jääkturbaga. Pealispind on suhteliselt happeline (pH &lt;6); alale võib mõju avaldada pinnavee läbivool või põhjavee väljakiildumine. Ala on suure languga, turba jääklasundi pinnaprofiil kraavidega reguleeritud veetasemest madalamal; kaevandamise ajal toimus liigvee ärajuhtimine alalt pumpamise teel.</p>
E	<p>Frees-jääksoo õhukese (~50 cm) subneutraalse või aluselise oligotroofse madaloo-jääkturba lasundiga, mis on kujunenud endisel järvemudal või lubjarikkal liivakihil, pinnamood on tasane või kerge languga. Turba jääklasundi pinnaprofiil asetseb kraavidega reguleeritud veetasemest madalamal; kraavid ulatuvad mineraalsesse pinnasesse; kaevandamise ajal</p>

	toimus liigvee ärajuhtimine alalt pumpamise teel. Kohati võib esineda põhjavee väljakiildumist.
Fi	Frees- või karjääri-jääksoo, mille <1 m paksuse ning kõrge pH-ga mesotroofse kuni eutroofse turba jääklasundi moodustab alluviaalsel savikihil lasuv tüüpiline lammi-madalsoo turvas. Turba jääklasundi pinnaprofiil asetseb reguleeritud veetasemest madalamal; kaevandamise ajal toimus liigvee ärajuhtimine alalt pumpamise teel (veetaset võidi alandada kuni 2 m).
Fii	Sarnane eelmise tüübiga, kuid turba jääklasundi paksus on >1 m.

Hüdro-morfoloogilistest parameetritest lähtuvalt on tabelis 8 iseloomustatud jääksoodes võimalik kaheksa looduslikku või poollooduslikku (nt osaliselt kinniaetud või tammitatud kraavide puhul) taassoostumise arengusuunda (Money, 2004b):

1. Rabastumine (*emergent acid bog*). See on võimalik A, Bi, Bii ja C tüüpi jääksoodes (vt tabel 8; foto 5), kus pinnasevee tase on jääkturba lasundis kõrgemal kui 30 cm. Valdavad turbasamblad (*Sphagnum* spp.) vaheldumisi villpea(de)ga (*Eriophorum* spp.), kohati võib esineda taasmoodustunud turbamättaid.

2. Õõtsiksoo kujunemine (*floating acid bog*). Areng lähtub A, Bi, Bii, C ja D tüüpi jääksoodest, mis on üle ujutatud 50–150 cm paksuse veekihiga (foto 6). Valdavad turbasammaldest moodustunud ujuvmatid, vanematel aladel kasvab soontaimi vaheldumisi sammaldega; taimestiku poolest võib tihti välja näha liigivaese siirdesoo taoline. Sageli esinev taassoostumise suund.

3. Liigivaese siirdesoo kujunemine (*poor fen-transition mire*). Võib areneda erinevatest C ja D tüüpi jääksoodest (fotod 7 ja 8). Turba jääklasund on oligotroofne kuni mesotroofne, pH<6. Taimestiku poolest võib sarnaneda rabastuvate või õõtsikraba-suunaliste taassoostuvate aladega, kus kasvab rohkesti madalakasvulisi tarnu, aga ka turbasamblaid ja lehtsamblaid. Ajapikku võib areng muutuda ombrotroofseks.



Foto 5 (vasakul). Kesk-Rootsi Amperna turbakarjääris ujuvmatina toimuv looduslik taassoostumine; veetaseme sügavus ujuvmati all ~1,5 m (foto E. Lode).

Foto 6 (paremal). Käsitsi kaevandatud turbakarjääri looduslik rabastumine Kesk-Rootsis Läsarmossenis pinnalähedase üleujutusega; veetase maapinna suhtes +10...+ 30 cm (foto E. Lode).



Fotod 7 ja 8. Siirdesooline taimkatte taastumine Kõrsa frees-jääksoos (vasakpoolne foto E. Lode, parempoolne foto R. Pajula).

4. Madalaveeliste pinnaveekogudega roostiku kujunemine (*tall swamp with shallow lakes, ponds and channels*). Areng lähtub kaevandatud lammialadel või jõeluhtadel paiknevatest E ja Fi tüüpi jääksoodest. Turba jääklasund on mesotroofne või eutroofne, peaaegu neutraalse happesusega. Iseloomulik on periooditi toimuv või pidevalt esinev üleujutus kuni 2 m sügavuse tulvaveega. Taimestik domineerivad pilliroog (*Phragmites australis*) ja laialehine hundinui (*Typha angustifolia*).

5. Väiketarnadega madalsoo kujunemine (*small sedge fen with „brown mosses“*). Võivad areneda E ja F tüüpi oligotroofsetest jääksoodest. Liigirikkad, kuid madala produktiivsusega alad. Taimestik areneb õõtsikuil, mis on iseloomulikud pidevalt pinnaveega

küllastunud, kuid mitte üleujutatud kasvukohatingimustele. Alad vajavad regulaarset puude ja võsa eemaldamist.

6. Kõrge rohustuga madal soo kujunemine (*tall herbaceous fen*). Areng lähtub E ja F tüüpi jääksoodest. Turba jääklasund on meso- kuni eutroofne, subneutraalne. Suvine veetase on enamasti allpool maapinda. Keskkond on soodne kõrgekasvulise rohu arenguks. Seetõttu on alad majandatavad niitmisega, millega piiratakse ühtlasi ka võsastumist või metsastumist. Uuemad näited sellelaadsest freesvälja taimestumisest küll puuduvad, kuid endiste käsitsikaevandatud madal soode taastaimestumise järgi võib oletada, et praegustel madal sooturba kaevandatud frees-jääkväljadel on niisugune arengusuund võimalik juhul, kui jääkvälja pinnavee tase ei ole madalamal ümbritsevast mineraalmaa veetasemest ja kui kasvukeskkond on kesk- kuni rohketoimeline ning subneutraalse happesusega.

7. Sesoonselt üleujutatava rohumaa kujunemine (*seasonally flooded grassland*). Võib areneda E ja Fii tüüpi jääksoodest. Turba jääklasund on meso- kuni eutroofne, subneutraalne. Intensiivse niitmisega tõttu on alad liigivaesed. Selliste alade rajamisel võib aluseks võtta soode põllumaaks muutmise kogemusi, millest lähtuvalt on jääksoodel oluline pidev pinnavee režiimi reguleerimine ja vajaduse korral ka liigvee ärापumpamine.

8. Soometsa kujunemine (*wet woodland*). Võib areneda E ja F tüüpi jääksoodest, kus kaevandamisega on jõutud madal sooturba lasundini. Turba jääklasund on meso- kuni eutroofne, subneutraalne. Iseloomulik on periooditi esinev üleujutus. Tüüpilisteks puuliikideks niisuguses kõrge rohustuga madal soos on sanglepp (*Alnus glutinosa*), pajud (*Salix spp.*) ja sookask (*Betula pubescens*).

Oluline on siinkohal märkida ka seda, et kõik kirjeldatud kaheksa märgalalise arengusuunaga kasvukoha tüüpi on kantud Euroopas väärtustatud elupaikade nimekirja (Habitat Directive, 1992; Money, 2004b).

## 6. JÄÄKSOODE LOODUSLIK TAIMESTUMINE

### 6.1. Karjääri-jääksoode taimestumine

Eesti kliimatingimustes sõltub jääksoode looduslik taimestumine eeskätt kaevandamisel kasutatud tehnoloogiast, kaevandatud ala suurusest, jääksoo pinnamoest ja mikrotopograafiast, jääkturbakihi paksusest, selle keemilistest ja hüdrofüüsikalistest omadustest, mõningatel juhtudel ka mineraalse aluspõhja hüdrogeoloogilistest karakteristikutest ning topograafiast. Lisaks nimetatud teguritele on jääksoode taimestumise üheks peamiseks eelduseks taimede kasvuks vajaliku vee olemasolu mullas (turba jääklasundis). Jääksoode taimestumisel on oluline ka selle naabrusse jääva taimkatte iseloom, sest sealt levivad erinevate liikide diaspoorid.

Eestis alustati vastavaid uuringuid 1996. a Lavassaare turbamaardlas (Kirk, 1997). Sealsed toitevaesed karjäärialad, mida kattis 20–50 cm sügavuselt pinnavesi, olid taimestumud kitsalehelise (*Sphagnum angustifolium*), lillaka (*S. magellanicum*) ja punase turbasamblaga (*S. rubellum*).

Uurimisega hõlmatud taastaimestunud karjääri-jääksoode taimeliigid võib jaotada nelja rühma:

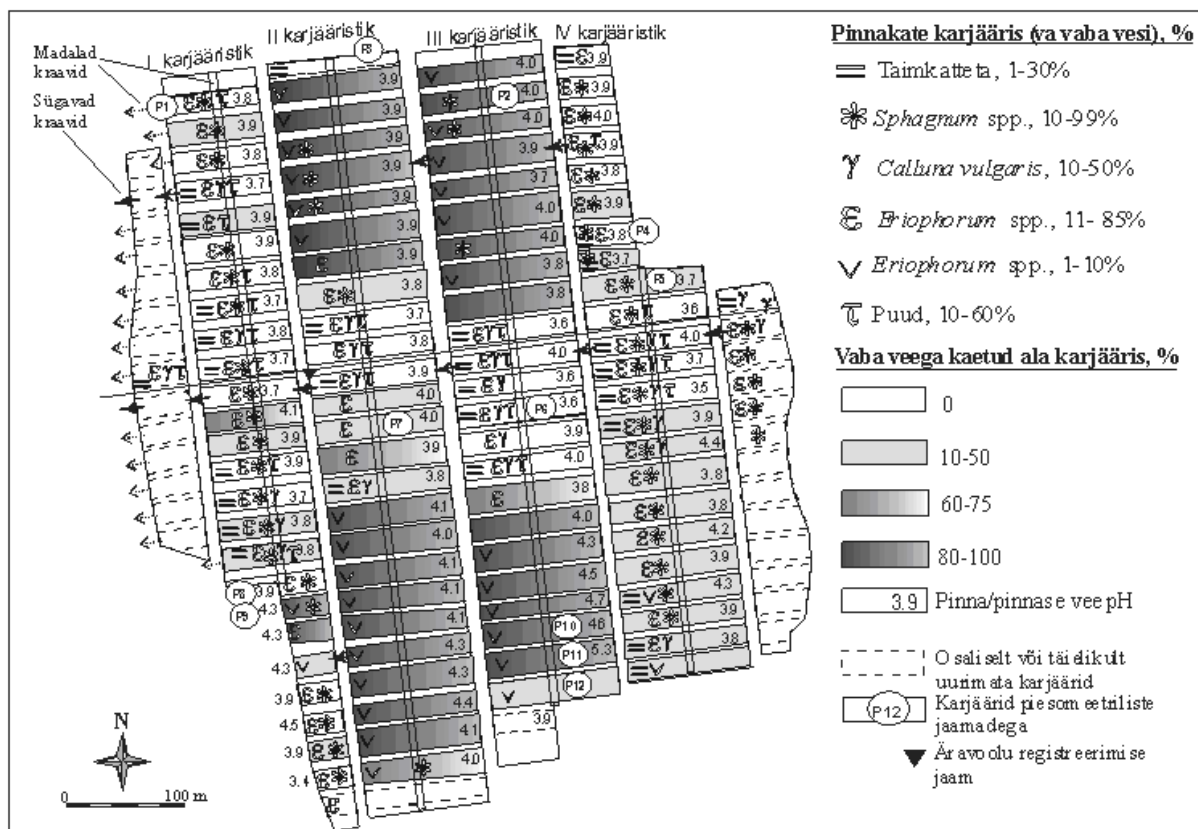
- 1) suhteliselt kuival ja happelisel jääkturbal kasvavad taimed – sookask (*Betula pubescens*), kanarbik (*Calluna vulgaris*), põdrakanep (*Epilobium angustifolium*),
- 2) toitevaesel jääkturbal kasvavad taimed – soovõhk (*Calla palustris*), ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), ümaralehine huulhein (*Drosera rotundifolia*),
- 3) suhteliselt toiterikkal jääkturbal kasvavad taimed – sinihelmikas (*Molinia caerulea*), valge nokkhein (*Rhynchospora alba*), niitjas tarn (*Carex lasiocarpa*),
- 4) keskkonnatingimuste suhtes indiferentsed taimed – harilik küüvits (*Andromeda polifolia*), sookail (*Ledum palustre*), sinikas (*Vaccinium uliginosum*).

Hilisemad täpsustavad uuringud taimestumud karjäärialadel näitasid, et tükkturba karjääride taastaimestumise tingimused olid soodsamad kuni 0,2 ha suurusega käsitsi kaevandatud karjäärialadel, kus jääkurba paksus oli >1 m ning selle pealmiseks kihiks oli valdavalt *Sphagnum*-turvas. Mitmes kuni 50 aasta vanuses looduslikult taimestumud karjääris võis aga 50–60 cm paksusest turbasambla kihist alumist kuni 5 cm paksust kihti nimetada taastunud turbakihi (Lode et al., 1998; Lode, 1998-2003; Lode, 2001).

Võrdlevad analüüsid ca 50 aasta eest maha jäetud käsitsi kaevandatud Läsarmossen (Kesk-Rootsi) karjääri-jääksoos (foto 9, joon. 6) tuvastasid, et ühesuguste kliimaolude ja turba jääklasundi omaduste korral sõltub taastaimestumine lisaks pinnavee olemasolule ka ala üleujutuse tasemest ning veetaseme aastasisesest muutlikkusest ehk pinnavee reguleerituse tingimustest (tabel 8) (Kirk, 1997; Lode, 2001).



Foto 9. Umbes 50 aasta vanuse Läsarmossen (Kesk-Rootsi) osaliselt kinniaetud kraavidena karjääri-jääksoo üldvaade (foto AS Hasselfors garden/S.-O. Pettersson).



Joonis 4. Läsarmossen (Kesk-Rootsi) karjääri-jääksoo poollooduslikult kujunenud pinnakate 2000. a suvel (Lode, et al., 2010).

Tabel 9. Läsarmossen jääksoo karjääride looduslik taimestumine sõltuvalt pinnavee tasemest ja selle reguleeritusest. '÷' märgib soove taset allpool turba jääklasundi pinda.

Ala	Pinnavee tase, cm		Karjääri pinnakate, vt joon 6
	Keskmine	Min.÷ maks.	
I. Karjäärid pinnavee tasemega >65 cm; vähe reguleeritud			
P2	111	105÷116	vabaveeline ja vähese taimestikuga
P9	96	88÷101	vabaveeline taimestikuga
P5	81	72÷85	domineerivad turbasamblad ja tupp-villpea
P10	64	55÷70	vabaveeline ja vähese taimestikuga
II. Karjäärid pinnavee tasemega 40–65 cm; vähe reguleeritud			
P7	63	58÷70	vabaveeline taimestikuga
P4	59	51÷65	domineerivad turbasamblad ja tupp-villpea



P8	43	37÷47	domineerivad turbasamblad ja tupp-villpea
III. Karjäärid pinnavee tasemega 50–60 cm; hästi reguleeritud			
P11	51	34÷72	vabaveeline ja vähese taimestikuga
P12	56	32÷86	vabaveeline taimestikuga
IV. Karjäärid veetasemega allpool maapinda; hästi reguleeritud			
P1	0	-7÷6	domineerib tupp-villpea
P3	-6	-15÷1	domineerib taimkatteta jääkturba pind
P6	-18	-32÷-10	domineerivad tupp-villpea, sookask ja mänd

Ammendatud karjääri-jääksood taimestuvad frees-jääksoodega võrreldes märksa kiiremini, sest kaevandatud alade vahele jäävad enamasti sootaimedega kaetud peenrad, pealegi saab tükkturba kaevandamisel piirduda veetaseme väiksema alandamisega (Smart et al., 1989; Lavoie, Rochefort, 1996; Robert et al., 1999; Girard, 2000; Lode et al., 2010).

## 6.2. Frees-jääksoode taimestumine

Ülemiste turbakihtide kaevandamine ei muuda mitte üksnes jääksoo turbalasuundi keemilisi omadusi, vaid sellega kõrvaldatakse soost ka idanemisvõimeline seemnepank (Salonen, 1987; Price, 1996; Huopalainen et al., 1998). Kui looduslikus soos levivad paljud taimed eelkõige vegetatiivselt (Masing, 1955), siis jääksoos, eriti kui see ei piirne loodusliku sooga, seda toimuda ei saa, seega jääb seemneline uuendumine eelkõige tuulekandeliseks. Millised seemned turbaväljale kohale jõuavad, sõltub suuresti ümbruskonna taimestikust ja liikide seemnelisest levikust (Masing, 1955; Campell et al., 2003). Kaevandamisalade suur pindala takistab sageli diasporide (seemnete, spooride, taimeosade) efektiivset levikut jääksoodele ka naaberaladelt (Nilsson et al., 1990). Lisaks pidurdavad jääksoode spontaanset taimestumist madal veetase, tuuleerosioon ning külmakerked (Famous et al., 1991; Lavoie et al., 2003; Rochefort, Lode, 2006), samuti tuuleerosiooni teel toimuv seemnete ärakandumine või nende mattumine paksu turbakihi alla (Campbell et al., 2002). Sellest tulenevalt võivad jääksood olla peaaegu taimkatteta veel aastakümned pärast kaevandamise lõppemist (Nilsson et al., 1990; Bugnon et al., 1997; Ramst, Orru, 2009).

Näiteks ei hakanud Soomes jääsoost 0–5 cm ja 5–10 cm sügavuselt võetud turbaproovidest enam kui pooltel juhtudel (57%) idanema ühtegi seemet. Elujõulised seemned kuulusid kasele (*Betula* spp.; 52%) ja kanarbikule (*Calluna vulgaris*; 36%). Spooride kõigis külvides idanesid samblad – longus pirnik (*Pohlia nutans*), pugu-kaksikhambake (*Dicranella cerviculata*), pungsamblad (*Bryum* spp.) ja nõtkke karusammal (*Polytrichum longisetum*). Kokkuvõttes leiti, et jääksoo seemnepangas puuduvad soodele iseloomulike liikide seemned ja see on jääksoode aeglase taimeustumise oluline tegur (Huopalainen et al., 1998). Teises uurimuses käsitleti 17 Soome frees-jääksood, kus kaevandamine oli lõpetatud 14 aastat tagasi. Leiti, et elujõulistest seemnetest moodustasid suurema osa tupp-villpea ja kase seemned. Suuri jääksoid kattis ja seemnikuid moodustas vaid tupp-villpea (Salonen, 1990, 1994; Salonen, Setälä, 1992). Ka mitmete teiste uurijate poolt on tuvastatud, et kui freesitud jääksoo aastate jooksul tasapisi taimehtub, siis see taimkate on kaevandamata soode taimekooslustest erinev (Green, 1983; Money, 1995; Bérubé, Lavoie, 2000; Rowlands, Feehan, 2000).

Taimede diaspoorid võivad turbaväljadele jõuda peamiselt tuulega (anemohoorid) ja loomade abiga (zoohoorid). Ehkki tuule osatähtsus on avamaastike taimede levimisel küllaltki suur, ei ole paljud liigid siiski võimelised kuigi kaugemale levima. Parimaid koloniste iseloomustab kiire kasvu ja küpse ea saavutamine ning kiire reprodutseerumine seemnete abil (nt tupp-villpea) või vegetatiivselt (Salonen, 1992). Tuulega levikul on suurima potentsiaaliga puud ja puhmastaimed. Rohhtaimed migreeruvad tuulega vähem – põhiline liik on tupp-villpea, järgneb ahtalehine villpea (*Eriophorum angustifolium*). Tuule abil levimisel omab suurt tähtsust ka seemnete kaal ja kuju. Kõige tõhusamalt levivad seemned, mille kaal on väike (nt harilik küüvits ja kanarbik) või millel on lennuvõimet suurendavad lisandid (karvad, tiivad). Viimaste hulka kuuluvad näiteks mänd (*Pinus sylvestris*), kased (*Betula* spp.), huulheinad (*Drosera* spp.), sookail (*Ledum palustre*) ja tupp-villpea, mida iseloomustab ka keskmine kuni suur seemneproduktsioon (Masing, 1955). Loomadega jõuavad turbaväljadele kõige paremini puhmastaimed. Kanadas peetakse kõige efektiivsemaks zoohooriks ahtalehist mustikat (*Vaccinium angustifolium*), rohhtaimed ja puud levivad loomadega vähem (Campbell et al., 2003). Veega taimed üldjuhul freesväljadele ei levi, kuna vesi voolab jääksoost mööda kuivenduskraave välja, küll aga levivad juba jääksoole jõudnud liigid seda mööda piki kuivenduskraave edasi.

Quinty & Rochefort'i (1997) andmetel hakkavad esimesed taimed kasvama põhiliselt jääkvälja madalamates kohtades, äärealadel ja kraavides, kuna niiskustingimused on seal tunduvalt paremad ja stabiilsemad ning seetõttu idanevad seemned kiiremini ja jõudsamalt kui näiteks turbaväljakute keskosas. Sama kinnitavad ka Eestis tehtud uuringud (nt Kristian, Roosaluuste, 1988; Ramst, Orru, 2009). Taastaimestumine sõltub suurel määral ka erinevate liikide kasvukohaelistustest, näiteks sõltub liigiline koosseis niiskusesisaldusest jääkturbakihis (Ruus,

2003), samuti kaevandamisest möödunud ajast (Groeneveld, Rochefort, 2002). Kõige raskem on taastada turbaväljal turbasammalde kasvu (Ilomets, 2001). Kui looduslikus rabas esineb kümnekond liiki turbasamblaid (Kollist, 1988), siis ammendatud freesturbaväljadel turbasamblad enamasti puuduvad, samuti esineb seal väga vähe pärislehtsamblaid. Kui veetase on kunstlikult alandatud, siis sellist turbasamblakatet, nagu on looduslikus soos, seal enam ei kujune. Turbasammalde kasvamaminekut takistab ebasobiv hüdroloogiline režiim ja mikrokliima ning turba mineraliseerumine ja ärakanne (Salonen, 1987).

Mahajäetud freesväljad võivad ligi 20 aastaga taimestuda vaid 10% ulatuses ning peamiselt kaskedega (Roul, 2004), mis on kõikuva veetasemega paremini kohanenud. Siiski avaldab kaskedele mõju suvise veetaseme alanemine madalamale kui 40 cm ning sulgemata kuivenduskraavid, mis võivad veekadu kiirendada (Heathwaite, 1995). Jääksoodes kasvama hakanud puud võivad aga omakorda suurendada ligikaudu 25% võrra aurumist ning vähendada 32% võrra maapinnale jõudvat sademete hulka. Ilma kraavide sulgemiseta võivad turbaalad muutuda seetõttu aja jooksul üha kuivemaks. Kraavide sulgemine võib suures ulatuses taastada veebilansi komponente, sealhulgas turbasammalde kasvuks vajaliku hüdroloogilise režiimi, eriti aladel, kus jääkturba kiht on hästi lagunenu ja omab seega vähest vee kinnipidamise võimet (Price et al., 2003). Kase invasiooni vältimiseks peaksid alad olema maha jäetud samaaegselt (Van Seters, Price, 2001), sellisel juhul ei esine massilist kaskede invasiooni vanematelt jääksoodelt uuematele jääksoodele.

Eestis on frees-jääksoodes taimestiku kujunemist Sangla, Sapi ja Keressaare rabade näitel uurinud R. Kristian (1984; Kristian, Roosalu, 1988). Nagu eespool juba mainitud, algab taimestumine turbavälja servadest ning kuivenduskraavide pervedelt, kus sõltuvalt konkreetsetest tingimustest võivad pioneerliikideks olla ahtalehine põdrakanep (*Epilobium angustifolium*), tarnad (*Carex* spp.), soo-pajulill (*Epilobium palustre*), harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), paiseleht (*Tussilago farfara*), kolmisruse (*Bidens tripartita*), kanarbik, jäneskastik (*Calamagrostis epigeios*), soo-tähthein (*Stellaria palustris*). Pioneertaimestiku liigiline koosseis sõltub suurel määral jääksoo kõrval säilinud taimkatte iseloomust. Kui jääksoo piirneb rabaga (ka kuivendatud rabaga, millel on säilinud rabale omane taimkate), on koloniseerivateks liikideks eeskätt tupp-villpea, kanarbik, sinikas, kukemari (*Empetrum nigrum*), rabamurakas (*Rubus chamaemorus*). Kui jääksoo naabruses asuvad aruniidud, levivad sealt jääksoosse valge kastehein (*Agrostis stolonifera*), luht-kastevars (*Deschampsia caespitosa*), põlvjas rebasesaba (*Alopecurus geniculatus*), hallikas tarn (*Carex canescens*), harilik orashein (*Elymus repens*), lapik nurmikas (*Poa compressa*), sügisene seanupp (*Leontodon autumnalis*), väike oblikas (*Rumex acetosella*), ahtalehine põdrakanep, harilik raudrohi (*Achillea millefolium*), harilik kadakkaer (*Cerastium*

*fontanum* subsp. *vulgare*) jt. Ka puud (mänd, sookask, kuusk) hakkavad kõigepealt kasvama kraaviäärtes ja jääksoo servades.

Ulila jääksoos on taimestiku edasise arengu tulemusena kõige ühtlasemalt ja suurima ohtrusega levinud harilik kadakkaer, raudrohi (*Achillea millefolium*), väike oblikas (*Rumex acetosella*), hunditubakad (*Hieracium* spp.), sõlmne kesakann (*Sagina nodosa*), soo-õisluht (*Triglochin palustre*), põldohakas (*Cirsium arvense*) ja aaslina (*Linum catharticum*). Selgesti on täheldatav erinevus jääksoo madalama ja niiskema osa ning kõrgema ja kuivema osa taimestiku vahel. Esimesele on tüüpilised valge kastehein, pilliroog (*Phragmites australis*), sinihelmikas (*Molinia caerulea*), konnaosi (*Equisetum fluviatile*) ja hapuoblikas (*Rumex acetosa*), teisele aga harilik käokannus (*Linaria vulgaris*), aasosi (*Equisetum arvense*), harilik karutubakas (*Pilosella officinarum*) ja harilik liivkann (*Arenaria serpyllifolia*) (Kristian, 1984; Kristian, Roosaluuste, 1988). Samblaid ja samblikke viidatud töödes ei käsitletud.

Mõneti teistsugused tulemused saadi Harju maakonna idaosas asuva Viru jääksoo taimestiku uurimisel (Triisberg, 2006, 2007). Sagedasemad liigid sealsetes kuivenduskraavides on tupp-villpea, arukask (*Betula pendula*), sookask, mänd, kanarbik, harilik karusammal (*Polytrichum commune*), harilik ja lillakas turbasammal (*Sphagnum flexuosum*, *S. magellanicum*). Kraaviservades kasvab kõige enam arukaske, kanarbikku, tupp-villpead, sinikat, mändi, väävel-porosamblikku (*Cladonia deformis*), harilikku ja raba karusammalt (*Polytrichum commune*, *P. strictum*), harilikku punaharjakut (*Ceratodon purpureus*), raba-pirnikut (*Pohlia sphagnicola*), väikest saletipikut (*Leptobryum pyriforme*). Kraavidest kaugemal, kaevandusväljakutel on kõige sagedasemad tupp-villpea, arukask, mänd, kanarbik, sookask, sinikas, väävel-porosamblik, harilik ja raba karusammal, kaksikhambake (*Dicranella* sp.), longus pirnik (*Pohlia nutans*) ja raba-pirnik, punakas niidiksammal (*Cephaloziella rubella*).

Jääksoode taimekooslusi on uuritud Pärnu ja Tartu maakonnas (Leiner, 2005). Taimekooslusena käsitleti enam-vähem homogeense liigilise koosseisuga alasid, mille minimaalne suurus oli 10x10 m, taimkatte üldkatvus vähemalt 30% ning liikide ohtrusvahekord ligikaudu püsiv. Lisaks analüüsiti hõredamaid väljakujunemata pioneerkooslusi, kui need hõlmasid vähemalt 10x10 m suuruse pindala. Kokku kirjeldati 89 kooslust.

Ligikaudu pooled Pärnu ja Tartu maakonna jääksood on taimestumata, mõningane taimkate on kujunenud vaid selleks paremate keskkonnaoludega (nt sobiv mikroreljeef ja veetaseme sügavus, loodusliku naaberlala lähedus) jääksoodes.

Frees-jääksoid katvates taimekooslustes kasvab keskmiselt üheksa liiki taimi. Kõige suurem oli liigirikkus ühes Ilmatsalu ja kahes Tähtvere jääksoos asuvas koosluses, kus registreeriti vastavalt 24, 23 ja 23 liiki. Tähtvere jääksoos kasvas ka kaitsealune soo-neiuvaip (*Epipactis palustris*). Kõige vähem, vaid kaks liiki, registreeriti Maima jääksoos kirjeldatud

väljakujunemata pioneerkoosluses. Sagedamini esinesid järgmised liigid: sookask, tupp-villpea (foto 10), pilliroog, kanarbik, pajud, sammaldest raba-karusammal.

Taimkatte liigirikkus on suurem jääklasundi kõrgema süsiniku- ja kaltsiumisisaldusega soodes, liigirikkus sõltub positiivselt ka kaevandamise lõppemisest möödunud ajavahemiku pikkusest (joon 5, 6 ja 7).

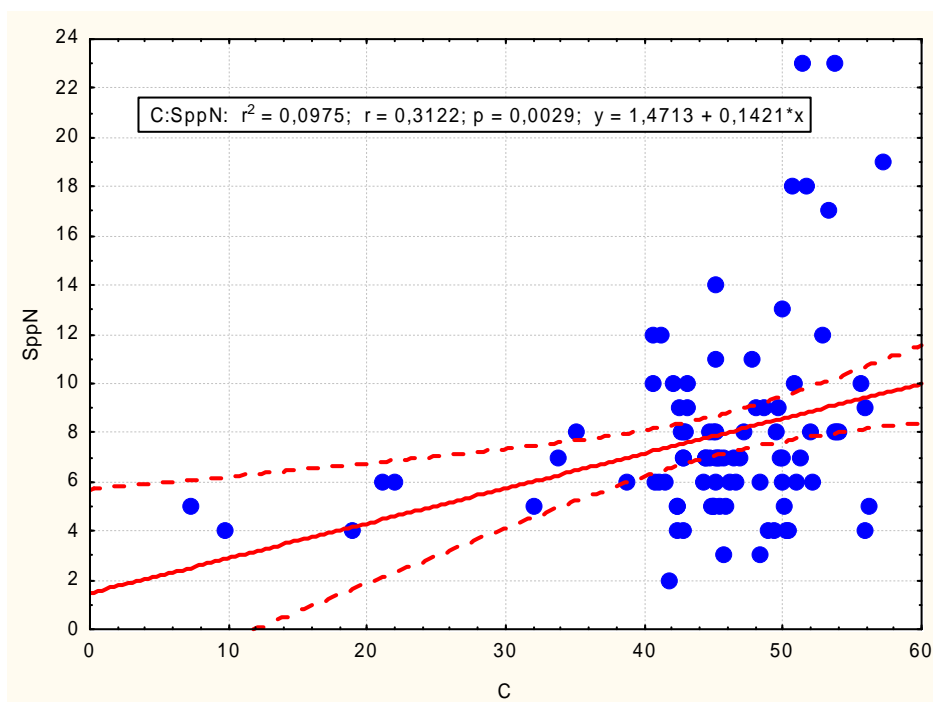
Sellegi uurimuse põhjal ilmnes, et diaspooride levik jääksoodesse sõltub paljuski sellele lähima looduslikus seisundis ala tüübist; jääksode taimekoosluste liigirikkus oli suurim neis soodes, mille naabruses kasvab mets (joon 8). Sealt levivad seemned ja eosed soodustavad liigirikkama taimkatte teket, kusjuures jääksoo äärealad taimestuvad keskosaga võrreldes kiiremini.

Analüüside põhjal leidis kinnitust tugev positiivne seos ( $r = 0,61$ ) turba tuhasisalduse ja pH vahel, samuti turba tuhasuse ning kaaliumi- ja magneesiumisisalduse vahel. Nõrk negatiivne seos esineb turba lagunemisastme ja turba tuhasuse vahel, aga ka turba tuhasuse ja fosforisisalduse vahel ning turba raua- ja süsinikusisalduse vahel.

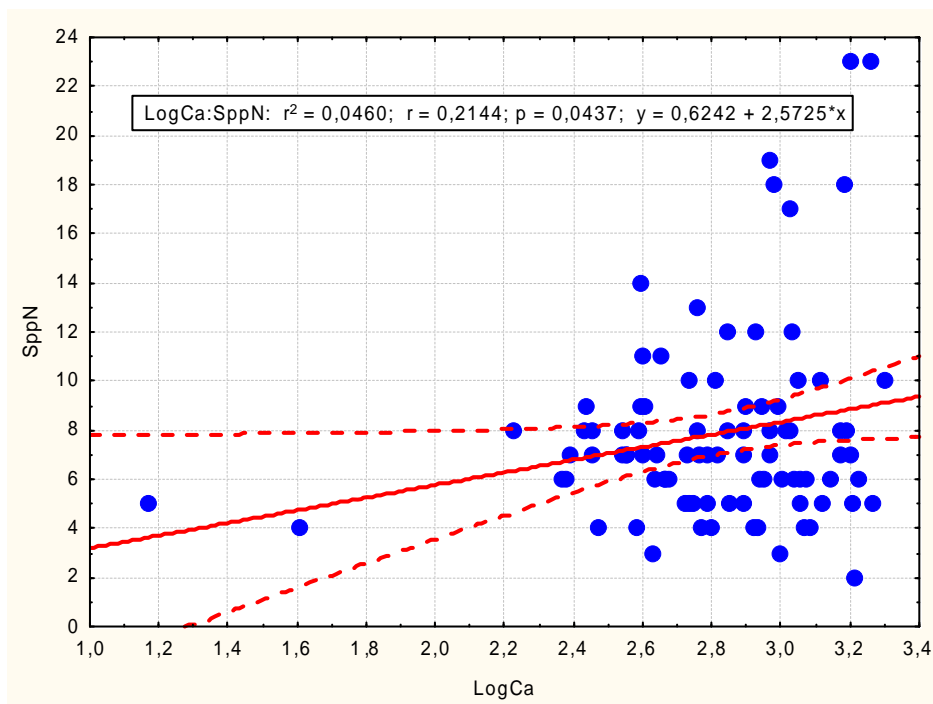
Taimede kasvuks on äärmiselt oluline vee kättesaadavus. Keskmiselt oli uuritud jääksoodes põhjavee tase 40 cm sügavusel, mida peetakse rabataimestiku kasvu jaoks kriitiliseks piiriks (Price et al., 2003). Sedavõrd sügava keskmise veetaseme tõttu ilmnes jääkturba veetaseme mõju taimkatte liigirikkusele üksnes statistiliselt ebaolulise tendentsina (joon 9). Sügav veetase on nähtavasti üheks peamiseks põhjuseks, miks Eesti jääksoodes looduslik taimestumine toimub nii pikaldaselt.



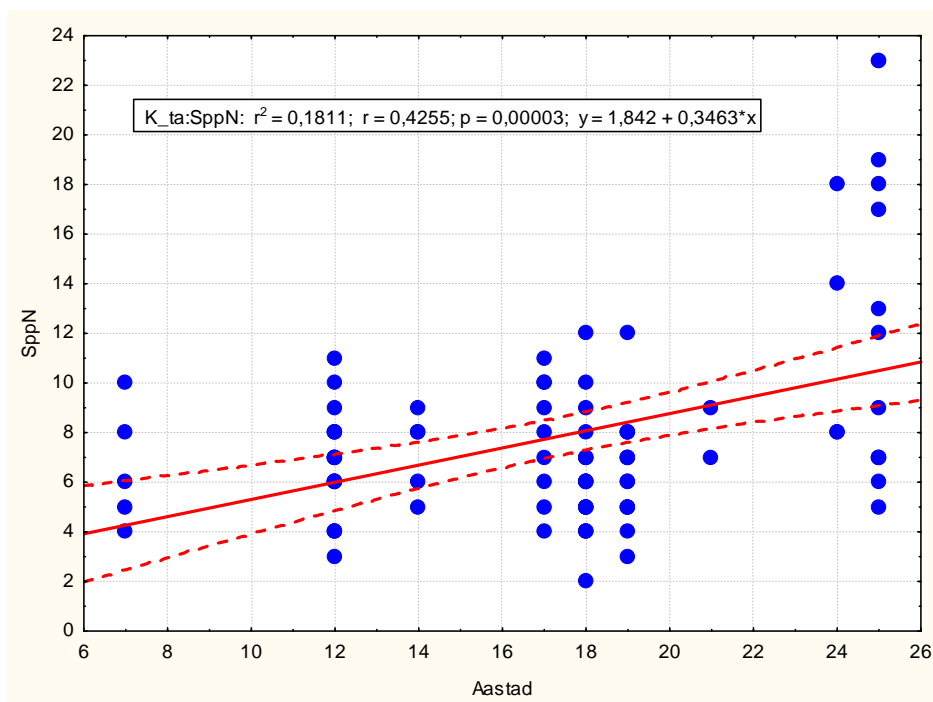
Foto 10 Peamiselt tupp-villpeaga (*Eriophorum vaginatum*) taimestunud jääsoo Ilmatsalus, kus turba freesimine lõpetati 25 aastat tagasi; esiplaanil veetaseme mõõtmise toru (foto E. Leiner).



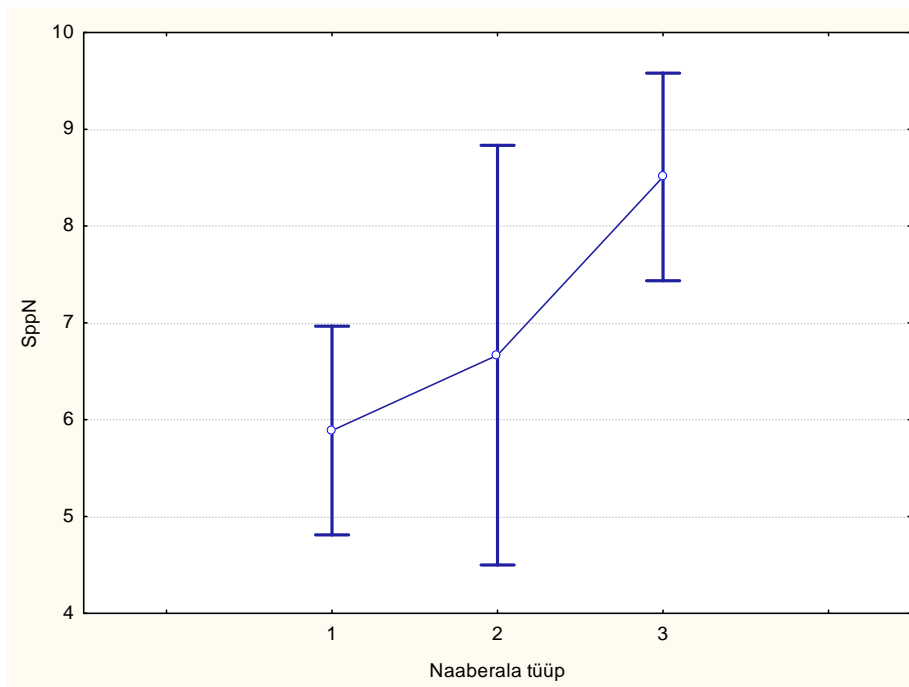
Joonis 5. Turba süsinikusisalduse (C, %) mõju taimkatte liigirikkusele (SppN). Tähistused : r<sup>2</sup> – determinatsioonikordaja, r – korrelatsioonikordaja, p – olulisustõenäosus.



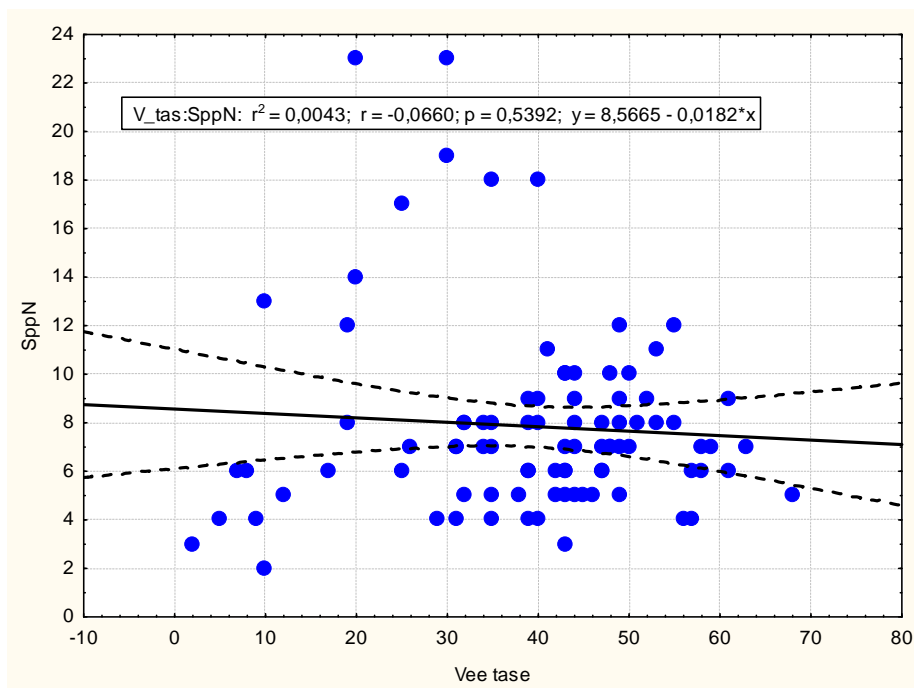
Joonis 6. Turba kaltsiumisisalduse (logCa) mõju taimkatte liigirikkusele. Tähistused nagu joonisel 5.



Joonis 7. Kaevandamise lõppemisest möödunud aja (aastad) mõju taimkatte liigirikkusele. Tähistused nagu joonisel 5.



Joonis 8. Taimkatte liigirikkuse sõltuvus lähima loodusliku naaberala tüübist (1 – soo, 2 – soomets, 3 – mets).



Joonis 9. Põhjavee taseme sügavuse mõju taimkatte liigirikkusele. Tähistused nagu joonisel 5.



Looduslikes rabades on kaaliumi- ja fosforisisaldus turbalasundi pindmises kihis turbasammalde kasvust tulenevalt suhteliselt kõrge, lasundi sügavamates kihtides see väheneb (Mörnsjö, 1968; Lähde, 1969; Damman, 1978). Kui kaaliumirikkam pindmine turbakiht freesimisega eemaldatakse, siis selle varu taimkatte puudumise tõttu enam ei taastu (Wind-Mulder et al., 1996).

Kanadalaste tööde (Rochefort, Campeau, 1997) põhjal on frees-jääksoode spontaanse taimestumise seisukohast oluline ebatasane mikroreljeef; sel juhul on vähemalt lohkudes põhjavee tase kõrgemal, vesi taimedele kättesaadavam ja taimkatte üldkatvus suurem. Erinevalt kanadalaste tulemustest osutusid Eesti tingimustes liigirikkamaiks hoopis tasase mikroreljeefiga alad, kuna uuritud jääksoodes oli just nendes paikades põhjavee tase kõige kõrgemal.

Eesti tingimustes leiti mikroreljeefi oluline mõju taastaimestumisele tükk- ja freesturbaalade võrdlemisel. Tükkturba kaevandamisalade mikroreljeef on mitmekesine – seal on mättaid, peenraid, mättavahesid, veega täitunud turbauke jm. Liigirikkusele avaldab suurt mõju samuti varasem alal toimunud töötlus (väetamine, mitteväetamine) (Triisberg, 2007). Taastaimestumisele on oluline mõju ka puurindel, mis varjab alumiste rinnete taimi otsese päikesekiirguse eest, kujundab paremaid niiskustingimusi ning vähendab tuuleerosiooni ja külmakohrutust (Lachance, Lavoie, 2004).

Viru jääksoos osutusid peamisteks taastaimestumist mõjutavateks abiootilisteks teguriteks turba kaevandamise meetod (freesimine, tükkturba kaevandamine), soovee pH ja erielektri juhtivus, puurinde olemasolu ja tihedus. Oluliseks osutus ka väetamise mõju, mis ei avaldanud märkimisväärset mõju taimeliikide arvule, küll aga üksikute taimeliikide katvusele. Väetamise mõju oli oluline ka puurinde kujunemisele ja puude järelkasvule, iseäranis kaskede levikule (Triisberg, 2007).

Eesti jääksoode taimestumist mõjutavad samuti kaevandamisest möödunud aeg, mis on selgitatav erineva suktsessioonilise arengutasemega, ja soo suurus, kuna väikse ala puhul jõuab piirnevate aladelt sinna rohkem taimeliikide leviseid ja seemneid (Salonen, Setälä, 1992), mis saavad soodsate keskkonnatingimuste korral kasvama hakata. Samuti avaldavad olulist mõju turba pH ja tuhasisaldus, mikrotopograafia, jääkturba sügavus ja mahajäetud alaga vahetult piirnev elupaigatüüp.

Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjoni põhjal leiti mahajäetud jääksoodel 181 taimeliiki, millest 111 olid soontaimed ning 70 samblad ja samblikud. 93% liikidest esines sagedusega <25 liiki. Peamised liigid turbatootmisaladel olid harilik mänd, perekond kask, kanarbik, tupp-villpea, ahtalehine villpea, jõhvikas, sammaldest raba-karusammal, harilik palusammal (*Pleurozium schreberi*) ja porosamblikud (*Cladonia* spp.) (Ramst jt. 2005, 2006, 2007, 2008).

Pärnu ja Tartu maakonnas analüüsitud jääsoode taimekooslused rühmitusid 13 kooslusetüübiks (Leiner, 2005). 1. tüüpi kooslustes valitsevad ümaralehine huulhein (*Drosera rotundifolia*) ja raba-jänesvill (*Trichophorum cespitosum*), 2. tüüpi kooslustes on suurima katvusega pilliroog ja tupp-villpea. 3. kooslusetüübis domineerivad sookask, laialehine villpea (*Eriophorum latifolium*) ja pilliroog. 4. kooslusetüübis valitsevad pudeltarn (*Carex rostrata*) ja tupp-villpea. 5. tüüpi koosluste dominandid on sookask, mänd ja soo-osi (*Equisetum palustre*). 6. tüüpi kooslustes on kõige ohtramad jäneskastik ja harilik lühikupar (*Brachytecium rutabulum*), 7. tüübis sookask ja kanarbik. 8. tüüpi kooslused koosnevad enamasti vaid tupp-villpeast. 9. kooslusetüübis domineerivad sookask, soo-õisluht (*Triglochin palustre*), allika-pungsammal (*Bryum pseudotriquetrum*) ja raba-karusammal ning 10. kooslusetüübis sookask, mänd, tupp-villpea ja harilik punaharjak (*Ceratodon purpureus*). 11. tüüpi kooslustes on valitsevateks liikideks sookask, laialehine villpea, harilik punaharjak, raba-karusammal, naaskel-porosamblik (*Cladonia coniocraea*) ja väävel-porosamblik (*Cladonia deformis*). 12. kooslusetüüpi iseloomustavad sookask ja raba-karusammal ning 13. kooslusetüüpi sookask, mänd, haab, tupp-villpea ja raba-karusammal.

Seega moodustavad taimekooslusi enamasti ühed ja samad liigid, muutub vaid nende ohtruse vahetõrge. Kõige suurem erinevus looduslike sookooslustega võrreldes ilmneb samblarinde väga tagasihoidlikus arengus, sageli see peaaegu puudub. Sammaldest kõige suurema keskmise katvusega olid kooslusetüübist sõltuvalt harilik punaharjak, allika-pungsammal ja raba-karusammal; turbasammaldest leiti vaid pudevast turbasammalt (*Sphagnum cuspidatum*).

Mitmete uuringutega on tõestatud, et turbaväljadele esmalt asunud soontaimed võivad avaldada soodsat mõju teiste taimede (sh ka turbasammalde) kasvamisele (Groeneveld, Rochefort, 2002). Tupp-villpea on võimeline kasvama ka kuival turbapinnal ja seda stabiliseerima (Tuittila et al., 2000), sest vähendab turbapinnase erosiooni ja külmakohrutuse mõju (Campbell et al., 2002; Groeneveld, Rochefort, 2002). Eeskätt seondub tupp-villpea rohkus siiski turba jääklasundi suurema paksusega.

Oluliseks liigiks jääsoodes on ka raba-karusammal (*Polytrichum strictum*), mis takistab turba pinnal kooriku teket ning aitab seega hoida turvast niiskena, soodustades nii soontaimede seemikute kui ka väikeste turbasammalde kolooniate ellujäämist. Niipea kui turbasamblad karusambla kaitset enam ei vaja, tõrjutakse viimane välja (Groeneveld, Rochefort, 2002). Samuti vähendab raba-karusambla vaip kuni 92% külmakohrutust, lühendab pinnase külmumise ja sulamise tsüklit, aeglustab kevadel pinnase sulamist ning osutub soode taastamisprotsessides tõhusamaks isegi õlgedest multšist, millega turbapind peale diaspooride külvamist kaetakse (Groeneveld, Rochefort, 2005; vt 8.1.1.4.).

Positiivset mõju jääksoo taimestumisele avaldavad ka kändud, mille efekt on mõneti võrreldav rohkelt kasvava tupp-villpea poolt turbapinna varjutamisega ning selle kaitsmisega kiire kuivamise eest (Boudreau, Rochefort, 1998). Üldiselt, mida kauem on kaevandamise lõpetamisest aega möödunud, seda enam on jääkturba ülemine osa mineraliseerunud ja tuuleerosiooni mõjul ära kantud ning seda enam on seal paljandunud kände.

### 6.3. Meetmed jääksoode taimestumise kiirendamiseks

1. Tõsta turba jääkklasundis veetaset. See peab jääma mitte sügavamale kui 40 cm; taimkate areneb seda kiiremini ja lopsakamalt, mida kõrgem on veetase. Tuleb jälgida, et see ei langeks ka kesksuvel madalamale kui 30–40 cm. Üheks jääksoode veetaseme tõstmise ja hoidmise mooduseks on sinna väikeste terrasside ja poldrite rajamine, mis vähendavad pinnavee äravoolu (Price et al., 2003).

2. Taimkatte varast suksessiooni jääksoodes piirab toitainete kättesaadavus. Taimestumise kiirendamiseks võib jääksoid väetada fosfori- ja kaaliväetistega. Vältimaks väetisainete jääksoost väljaleostamist, ei tohiks väetiste kogus ületada päideroo kasvatamisel kasutatavaid koguseid (vt 7.4.5.).

3. Jääksoode taimestumisele mõjub positiivselt turba suurem kaltsiumisisaldus, seega tuleks neid mõõdukalt lubjata.

4. Kuna freesturba tootmisest jäävad järele suured tasased ja lagedad alad, kus hüdrooloogilised tingimused on taimede kasvuks ebasoodsad, võiks olukorra parandamiseks kraavide sulgemise järel mitmekesistada mikroreljeefi. Näiteks võiks sinna sisse sõita roopaid või ala osaliselt üles kända. Positiivne mikroreljeef turbasammalde kasvuks ei sobi, kuid tekitatud madalamad mikrokasvukohad on niiskemad ning seal on suurem võimalus ka turbasammalde kasvamahakkamiseks (Price et al., 2003).

5. Õhukese (0,1–0,2 m) jääkklasundi korral võiks selle all-lasuva mineraalpinnasega segamiseks läbi kända ja seejärel randaali või kultivaatoriga tasandada.

6. Erinevate omadustega jääkturba-lasundiga kaevandamisalasid peaks korrastama erinevalt. Õhukese hästilagunenud turbakihiga jääksood tuleks püüda taastada madalsooks ning paksema vähelagunenud turbaga alad siirdesooks või rabaks.

## 7. JÄÄKSOODE KASUTAMINE

### 7.1. Marjakasvatuse rajamine

#### 7.1.1. Jõhvikate kasvatamine

Suhteliselt kõrge põhjavee ja vähelagunenud (20–40%) turbaga jääksood sobivad hästi jõhvikakultuuride rajamiseks. Ajapikku hakkab marjakultuuriga kaetud aladel akumuleeruma ka turvas.

Hariliku jõhvika (*Oxycoccus palustris*) kultuuri rajamise esimese meetodika töötas Eestis välja Nigula Looduskaitseala omaaegne juhataja H. Vilbaste (Ruus, Vilbaste, 1968; Vilbaste, 1974, 1991; Vilbaste jt. 1995). Tema poolt loodi ka jõhvika saagikate kloonide kollektsioon ning alustati nende selektsiooni.

H. Vilbaste meetodika kohaselt suurendatakse mahlatootmise jääkidest saadud jõhvikaseemne idanevust nende leotamisega 24 tunni jooksul  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  10%-lises lahuses (sobivad samuti  $\text{K}_2\text{CO}_3$  või  $\text{H}_2\text{O}_2$  lahus). Seejärel pestakse seemned hoolikalt puhta veega. Keemilise töötlemise tulemusena suureneb seemnete idanevus 80–90%-ni; looduslikes tingimustes on see vaid 2–5%.

Seemneid kuivatatakse 24 tundi ning külvatakse ühtlasema hajutatuse tagamiseks saepuruga segatult niiskele turbapinnale. Külv toimub aprilli lõpus – mai alguses. Külvinorm on 20 kg seemneid hektarile. Pärast külvi tuleb jõhvikapõldu väetada superfosfaadiga (300–400 kg/ha), mis kiirendab rabataimestiku taastumist; viimane kaitseb jõhvikataimi külmakahjustuste eest (Vilbaste jt., 1995).

Esimene suurem (24 ha) hariliku jõhvika kultuur rajati sel viisil Pärnumaal Mätta raba ammendatud freesturbaväljale 1976. a (foto 11). Hiljem rajati jõhvikakultuure ka sorditaimede pistikute istutamisega. 1980. aastate lõpuks oli jõhvikakultuuride pindala kokku 275 ha. Mingeid hooldustöid nendel aladel tehtud ei ole.

Jõhvikakultuuride rajamisega saavutati üks väga oluline looduskaitse eesmärk – taastati jääksoodes rabataimestik, lisaks sai rahvas tagasi paarsada hektarit hävinud jõhvikasoid, mille jõhvikasaak on enamasti palju kõrgem kui enne turbakaevandamist. Ka inimese poolt loodusele tekitatud inetu haav on armistumas – raba alustab oma teistkordset arengut.



Foto 11. Mätta jääksoo 2001. a; jõhvikakultuur rajati siia 1976. a külvi teel (foto J. Paal).

**Hariliku jõhvika paljundamine varrepistikute abil** tagab emataime omaduste pärandumise järglastaimedele. Kultuuri rajamiseks kasutatakse seepärast perspektiivseid heade omadustega jõhvikasorte. Taime paljundamine toimub 10–12 cm pikkuste pistikutega, mis paigutatakse varakevadel kilerulli (nn Nisula rull metsataimede ettekasvatamiseks). Igasse rulli pannakse 6–7 cm vahega 50 pistikut. Pistikust jäetakse üle turbakihi paistma 2–3 ülemist lehte. Rullid pistikutega asetatakse varjulisse kohta. Juurdumise kiirendamiseks võib rullid katta looriga, mis hoiab soojust ja niiskust. Pärast juurdumist võib taimi väetada kloorivaba täisväetise lahusega (1 teelusikatäis väetist 10 liitri vee kohta). Järgmisel varakevadel istutatakse taimed ettevalmistatud freesturbaväljale. Taimed istutatakse turbasse koos juurtest läbipõimunud turbatükiga poolviltu – see hoiab ära taimede maast “väljapunnimise” külmakohrutuse poolt. Jõhvikakultuuri väetatakse esimesel aastal lämmastikurikka (N10-P20-K20) väetisega; väetisnormiks on 200 kg/ha. Järgnevatel aastatel lisatakse väetist samas koguses, kuid väiksema toimeainete hulgaga (N0-P12-K18), sest muidu hakkavad võrsed liialt vohama ja saak jääb väikeseks (Noormets et al., 2003).

Hariliku jõhvika seemnetest külvamisel saadud kultuurid hakkavad normaalselt vilja kandma 5.–6. aastal pärast rajamist, istutatud kultuurid juba 3.–4. aastal. Saagikuselt jäävad külvikultuurid istutuskultuuridest tunduvalt maha. Maksimumsaak istutatud jõhvikakultuuri-

des on kuni 10 t/ha, külvatud kultuurides keskmiselt 1,5 t/ha. Märkigem võrdluseks, et looduslikes soodes loetakse jõhvika heaks saagiks 0,5 t/ha.

Suurim ja hästi viljakandev jõhvikakultuur on praegu Sapi-Lulli jääksoos (omanik T. Jaadla) – ligi 4 ha (fotod 12 ja 13). Uurimistöö, just agrotehnika täiustamise osas, jätkub.



Foto 12. Hariliku jõhvika (*Oxycoccus palustris*) kultuur Sapi-Lulli jääksoos (foto J. Paal).



Foto 13. Saagi koristamine „jõhvikapõllult” Sapi-Lulli jääksoos (foto J. Paal).

### 7.1.2. Kännasmustikate kasvatamine

Alates 2000. a on nii marjakasvatuse kui ka harrastustaludes laienemas Põhja-Ameerikast pärit kännasmustikate kasvatamine (fotod 14 ja 15). Kasvatatakse nii ahtalehise kännasmustika (*Vaccinium angustifolium*) seemikuid kui ka poolkõrge kasvuga hübriidsorte `Northblue` ja `Northcountry`. 2010. a lõpuks oli Eestis ligikaudu 100 mustikakasvatusega tegelevat talunikku. Keskmine istandiku pindala on siiski väike – alla 0,2 ha. Kõige enam on ühel talul mustikapõldu ligi 17 ha. Kokku kasvatatakse kännasmustikaid umbes 100 hektaril, kusjuures 30 ha istandusi on rajatud ammendatud freesturbaväljadele, mis ongi osutunud mustikakasvatuse rajamiseks parimateks kasvukohtadeks (R. Värnik, suulised andmed).



Foto 14. Saagi koristamine Sapi-Lulli jääksoosse rajatud ahtalehise kännasmustika (*Vaccinium angustifolium*) istandikus (foto J. Paal).



Foto 15. Ahtalehise kännasmustika (*Vaccinium angustifolium*) istandik Sapi-Lulli jääksoos sügisvärvides (foto J. Paal).



Kirjanduse andmetel (nt Holms, 1960; Hall et al., 1964) sobib kännasmustikate kasvatamiseks kõige paremini muld, mille pH on 4,0–5,0. Rabaturbaga jääksodes varieerub turba pH 2,5 ja 4,0 vahel. Seega võib tekkida kartus, et niisugused madala pH-ga alad on kännasmustikate viljelemiseks sobimatud või et istandikke oleks vaja lubjata. Siiski, nagu näitasid Eesti Maaülikooli teadlaste poolt läbi viidud katsed, on kännasmustikad tänu mükoriisaseentele võimelised hästi kasvama tunduvalt happelisemal mullal kui siiani arvatud. Lupjamine kutsub esile vaid istandiku rohtumise tuule abil levivate taimedega (Paal et al., 2003).

Jääkrabal kasvatamiseks sobivad nii poolkõrged kännasmustika sorditaimed kui ka üheaastased ahtalehise kännasmustika selekteeritud kloonide seemnetest kasvatatud seemikud. Viimaseid kasvatatakse ning müüakse Tartumaal Marjasoo ning Metsa taludes. Algseeme saadi Kanadast Kentwille'i katsejaamas kasvavate viljakate mustikakloonide kollektsioonist.

Soovitav on istutada nii sorditaimed kui ka seemikud maha varakevadel esimeste soojade ilmadega, siis jätkub taimedele turbas niiskust isegi väga kuiva kevade puhul ja jääb ära nende tülikas kastmine.

Taimede sobivaks istutustiheduseks ahtalehise kännasmustika puhul on 5000 taime hektarile, neid võib istutada paigutusega 2x2 m. Et noored taimed saaksid hea kasvuhoo, on mullale (turbale) oluline lisada lämmastikku, aga ka fosforit ja kaaliumi. Paari nädala pärast, kui taimed on juurdunud, antakse seepärast taimede ümber mikroelementidega rikastatud kloorivaba väetist (N10-P20-K20) 200–350 kg/ha ehk umbes teelusikatäis taime kohta. Tuleb jälgida, et väetisekogus ei oleks liiga suur – see teeb kasu asemel kahju. Ühtlasi peab väetis olema väga kergesti lahustuv. On olnud juhuseid, kus raskestilahustuva väetise andmine on jäänud hilisemaks ning väetamisele on järgnenud põud. Kui siis väetis hakkab lahustuma alles põuajärgselt, kutsub see esile taimede liialt hilise kasvu ning puitumata võrsed võivad saada külmakahjustusi.

Viljakandeikka jõudnud istandikku väetatakse veidi enam – 350–500 kg/ha. Vanas istandikus on soovitatav kasutada lämmastikuvaesemat, samas aga kaaliumi- ja fosforirikkamat väetist (N6-P14-K23) (Starast jt., 2005). Väetisekogused olenevad turba mineraliseerumise astmest ja istandiku seisundist. Oluline on, et võrsed jõuaksid esimeste külmade tulekuks korralikult puituda.

Kännasmustika põõsad vananevad ja vajavad seetõttu aeg-ajalt lõikust. Poolkõrgete mustikapõõsaste hooldamine on sarnane mustasõstrapõõsaste lõikusega – vanemaid, juba korduvalt saaki kandnud oksid tuleb igal aastal paar-kolm tükki välja lõigata. See stimuleerib

noorte võrsete kasvu, mille saagikus on suurem. Noorendada tuleb ka ahtalehise kannasmustika põõsaid. Kõige otstarbekam on istandus paari aasta järel võsalõikajaga maha niita. Ahtalehisel kannasmustikal moodustuvad õiekobarad just üheaastaste võrsete tippu. Vanad võrsed kannavad saaki halvasti ja saagi mehhaniseeritud korjamine on vananenud põõsaste puhul peaaegu võimatu. Kanadas, kus viimastel aastatel koristatakse suur osa saagist kombainide abil, niidetakse istandik maha üle aasta. Ka meie istandikes on mõistlik jagada mustikapõllud pooleks ja niita üle aasta vaheldumisi kumbagi poolt. Sellisel viisil tagatakse istandiku kõige kõrgem saagikus.

## 7.2. Metsastamine

Üks jääksoode korrastamise ja kasutamise viisidest on metsastamine. Näiteks Iirimaal on jääksoodest 40–50% metsastatud okaspuudega ja 10–20% lehtpuudega (McNally, Kildare, 1995). Metsastamine on jääksoode põhiliseks rekultiveerimisviisiks ka Soomes (Selin, 1995). Rootsis tehti esimesed metsastamiskatsed ammandatud turbaaladel 1983. a (Hånell, 1995).

Jääksoode looduslik metsastumine on ebasobivate tingimuste tõttu pikaajaline protsess ning enamasti on niisuguse tekkega mets väheproduktiivne. Seda kinnitab ka viimastel aastatel OÜ Eesti Geoloogiakeskus poolt läbi viidud mahajäetud turbakaevandamisalade revisjon (Ramst et al., 2005, 2006, 2007, 2008).

Jääksoo edasine kasutamine sõltub suuresti sellest, millisesse seisusse on see jäänud pärast kaevandamise lõpetamist ja millised on võimalused sadevee eemaldamiseks, aga samuti jääkturba paksusest, selle botaanilisest koosseisust, lagunemisastmest, happesusest, taimedele vajalike toitainete ja toksiliste ainete sisaldusest, üleujutuste esinemisest, aeratsioonist turbalasundis, mineraalse aluspõhja lõimisest, gleistumisest jm. Oluliseks osutub ka see, kas tegemist on suhteliselt väikese sooga, millele naaberaladelt levivad kiiresti seemned, või ulatub jääksoo pindala sadade hektariteni. Nendel ja paljudel teistel põhjustel ei saa jääksoode edasist kasutamist otsustada üheselt.

Jääksood on Eestis enamasti arvatud metsamaade hulka, kuid neile on rajatud ka jõhvikakultuure, kasvatatud haljastustööde tarbeks rohukamarat või jäetud lihtsalt seisma. Põllumajanduse tarbeks neid enam ei rekultiveerita, sest palju põllumaid seisab meil niigi kasutamata. Turba kaevandamisalade rekultiveerimise ja taaskasutusele võtmise kord on kehtestatud maapõueseaduse (RT I 1994, 86/87, 1488) § 39 1. lõike alusel. Selle järgi peab

põllumajandusmaa rekultiveerimiseks turba jääklasundi keskmine paksus olema vähemalt 0,3 m ja kuivendusvõrk peab tagama IV intensiivsustaseme kuivenduse. Metsamajandusmaaks rekultiveeritaval alal peab turba jääklasundi keskmine paksus olema samuti vähemalt 0,3 m, lisaks peab põhjavee tase vegetatsiooniperioodi keskmisena jääma maapinna madalaimast kohast vähemalt 0,4–0,5 m sügavusele. Liigniiskuse ohu korral rajatakse täiendav дренаaz.

Kui otsustatakse jääksood kasutada metsamaana, tuleb esmalt tagada liigse vee äravool, mida aga paljudel juhtudel takistab sobiva eesvoolu puudumine. On ju suur osa soodest tekkinud vee puuduliku äravooluga nõgudesse.

Teiseks oluliseks probleemiks on ekstreemsete temperatuuride toime, mis otseselt kahjustavad noori taimi ja võrseid, piiravad taimede levikut ning tekitavad külmakohrutusi, millega taimejuured rebitakse katki või kergitatakse maa seest välja. See kitsendab ka metsastamiseks sobivate puuliikide valikut.

Eesti Metsainstituudi teadlased registreerisid Keressaare jääksoodis hõredas 1986. a. rajatud kuusekultuuris, kus muu taimkate praktiliselt puudus, temperatuure 1989. a juunist kuni 1992. a septembri lõpuni. Taimede parimal kasvuajal, juuni keskel, esines 1989. a turba pinnal veel öökülma ( $-2,5^{\circ}$ ). Samal ajal ulatus päevane temperatuur  $36,0^{\circ}$ -ni. Maksimumtemperatuurid küündisid suvel kuni augustikuuni korduvalt  $40,0^{\circ}$ -ni. Miinustesse langes temperatuur turba pinnal uuesti septembri algul, kuigi maksimumtemperatuurid ulatusid sellal veel  $30^{\circ}$ -ni.

1990. a juuni keskel oli miinimumtemperatuuriks  $-6,0^{\circ}$  ja päevaseks maksimumiks  $37,5^{\circ}$ . Suve kõrgeim temperatuur registreeriti turba pinnal juuli lõpus ( $48,4^{\circ}$ ). Ka sellel aastal täheldati maapinnal miinuskraade septembri algul, kui päevane maksimum ulatus veel  $42,3^{\circ}$ -ni. Järgmine, 1991. a oli aga erandlik selle poolest, et turba pinnal esines miinustemperatuure ka juuli lõpus, kui päevane maksimumnäit oli  $43,5^{\circ}$ .

Keressaare jääksoodist kogutud andmete põhjal võib öelda ka seda, et kui suveperioodil esines turba pinnal miinustemperatuure, siis sellest 25 cm kõrgusel ja kõrgemal registreeriti neid harva. Üldiselt tuleb tõdeda, et mõnel aastal on vegetatsiooniperioodil esinenud külm madalamates kohtades tugevasti kahjustanud kas seemikute maapealseid osi või põhjustanud nende juurte rebenemist pealmise mullakihi külmakohrutuse tõttu. Külmakohrutuse tagajärjel muutub turbakihi pindmine 5 cm paksune kiht kobedamaks. See kuivab hästi läbi, juhib halvasti soojust ja on tuulte käes lenduv. Sügavamal asetsevad kihid on aga masinate sagedastest ülesõitudest tihenenud, mistõttu seal aeratsioon praktiliselt puudub.

Sügavamal turbalasundis temperatuuri suuri kõikumisi ei esine. 5 cm sügavusel oli temperatuur kõrgeim ( $17,5^{\circ}$ ) juulis-augustis, 20 cm sügavusel oli see tavaliselt  $1,5$ – $2,0^{\circ}$

madalam. Puude kasvu seisukohast on oluline turvasmulla läbikülmumine, mis lisaks õhutemperatuurile sõltub ka eelnenud sügisvihmade rohkusest (turba niiskusesisaldusest). Turba väikesest soojamahtuvusest ning kuiva turba madalast soojusjuhtivusest tulenevalt on arvestatavaks puude kasvu takistavaks teguriks ka keltsa aeglane sulamine kevadel. Turvasmulla soojusrežiim erinevatel väljadel erineb vähe, kuid mida tumedam on turvas, seda kiiremini kelts sulab.

Ka väga kõrge temperatuur võib seemikuid ohustada. U. Valk'i (2005) andmetel suurendab õhutemperatuuri tõus 0°-st kuni 30–35°-ni puude assimilatsioon. Temperatuuri edasine tõus põhjustab assimilatsiooni järsu vähenemise ja 40–50° juures see tavaliselt lakkab; maksimumtemperatuurid üle 50° on puudele ohtlikud.

Metsakasvatuse vaatevinklist on kolmandaks probleemiks puude kasvuks vajalike toitainete vähesus turba jääklasundis ja sellesse kogunenud toksilised ained. Raskusi tekitab ka turba suurem mineraliseerumine ning kokkuvajumine kraavide lähedal, mistõttu freesimisel jääb paksema jääkturbaga ala turbavälja keskele, selle pealmine kiht on aga teistsuguse keemilise koostise ja struktuuriga kui kraavide lähedal. Jääkturba toitainete sisaldus võib ulatuslikult varieeruda ka ühe välja piires, sest kui soo pole tekkinud enam-vähem ühtlase sügavusega veekogu kinnikasvamisel, pole selle mineraalne aluspõhi tavaliselt tasane, mistõttu soo algse turbalasundi botaaniline koostis ning omadused on sageli muutlikud.

Metsapuude kasvu eelduseks on peamiste toitainete küllaldane sisaldus mullas (turba jääklasundis), nende omavaheline sobiv vahekord ja kättesaadavus. Nagu on näha tabelis 10 esitatud andmetest, on need karakteristikud erinevates soodes küllalt kasinad.

Tabel 10. Jääksoode turba agrokeemiline iseloomustus. Üldlämmastik N on määratud Kjeldahli meetodil, fosfor P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> kolorimeetriliselt, kaalium K<sub>2</sub>O leekfotomeetriliselt ja kaltsium CaO kompleksomeetriliselt.

Jääksoo	Aasta	Hori- sont, cm	Tuha- sus, %	C, %	pH <sub>K</sub> Cl	Üldsisaldus, % absoluutselt kuivast massist				Laktaat- lahustuv, mg/100g	
						N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Simuna	1980	10–20	17,4	32,3	2,9	0,74	0,0	0,01	0,59	3,1	5,2
		40–50	26,1	39,6	2,8	0,91	0,0	0,01	0,53	2,0	7,8
Keressaare	1981	5–25	16,1– 22,4	36,8– 32,6	2,7– 4,1	0,77– 0,82	0,0	0,012– 0,036	0,45– 2,42	3,9– 6,5	6,5– 10,4
		10–20 40–50		38,9 45,1	2,8 3,9	0,73 2,04	0,026 0,033	0,03 0,02	0,42 0,82	3,02 1,18	2,3 1,5
Visusti	1974	10–20	3,4	39,9	4,0	0,89	0,07	0,04	0,61	8,9	4,57
		40–50	1,5	40,0	4,2	0,90	0,02	0,02	0,66	1,8	3,04
Pööravere (Tootsi)	1980	0–10	14,9	37,0	4,9	2,11	0,02	0,01	3,83	0,6	2,6
		10–30	14,2	37,2	4,7	1,81	0,04	0,01	3,65	1,4	7,8

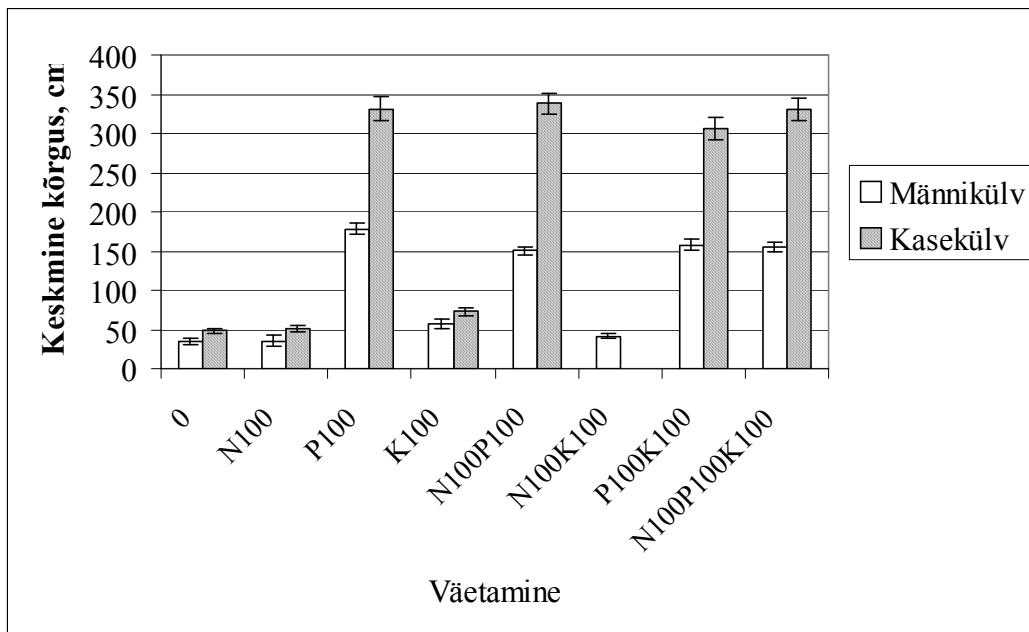
Valgevenes tehtud uuringute põhjal (Podžarov, 1974) on kõikide istutatud puuliikide säilivus väikseim sügaval jääkturbal, ka suhteliselt õhukesed jääkturbad (20–40 cm) ei sobi metsapuude kasvatamiseks kuigi hästi; papli, kase, haava kuuse ja männi kasvatamiseks osutuvad heaks keskkonnaks ainult 20 cm-st õhemad turba jääklasundid, kui nendes pole toksilisi aineid. Sügavatel turvastel on metsakasvatuseks ebasobiv põhiliste toiteelementide suhe. Kui kaaliumi ülekaal fosfori suhtes parandab puuliikide vastupidavust ebasoodsatele keskkonnatingimustele, siis fosfori üleküllus põhjustab rakkude pikenemist, koredat puitu ja olulist juurdekasvu suurenemist. Võrsed ei jõua puituda ning nendel arenevad hästi seenhaigused. Rauasoolade ülekaal on surmav lepale ja haavale, kuusel tekib kuivladvasus, männi ja kase kasv kängub märgatavalt. Viie aasta vanuseni säilib vaid 20–33% puudest. Ka turba kõrgeenenud Na-sisaldus (~0,1%) pidurdab männi, lepa ja kase kasvu, kuid esimese viie aastaga pole nende väljalangevus suur.

Jääksoode metsastamiseks on meil soovitusi esitatud juba varem (Valk, 1980), kuid suures osas põhinevad need lühiaegsetel vaatlustel ning teiste maade (Soome, Rootsi, Valgevene) kogemustel. 1970. aastate lõpus rajati Eestis käsu korras jääksoodele metsakultuure sadu hektareid (Viluvere, Simuna, Koeru, Vara, Ahja, Purdi, Koeru metskondades, jm), enamasti kasutati seejuures mineraalväetisi. Alustati ka jääksoode metsastamise katsete rajamist, aga kahjuks on nende tulemuslikkust viimastel aastatel äärmiselt vähe analüüsitud. Üldiselt osutus jääksoode metsastamine loodetust kulukamaks ning esialgsed väetamise tulemused olid äärmiselt varieeruvad.

Tulemuste selgitamiseks jagati jääksood metsastamistingimuste põhjal nelja rühma: 1) <50 cm paksuse turbakihiga jääksood, kus veerežiim on soodne (põhjavesi ei tõuse kõrgemale kui 30 cm), 2) <50 cm paksuse turbakihiga jääksood, mis pidevalt või periooditi kannatavad liigniiskuse all, 3)  $\geq 50$  cm paksuse turbakihiga jääksood, kus veerežiim on soodne ja 4)  $\geq 50$  cm paksuse turbakihiga jääksood, mis pidevalt või periooditi kannatavad liigniiskuse all (Valk, 1980).

Paksema jääklasundi ( $\geq 50$  cm) ja kraavide korrasoleku korral on turvas (rabamuld) enamasti sedavõrd toitainetevaene, et puud kasvavad seal sama viletsalt või veelgi kehvemini kui looduslikus rabas. Sügava rabamullaga jääksood võivad mõnikord kattuda puudega looduslikul teel, aga kui kuivenduskraavid funktsioneerivad normaalselt, kulub selleks aastakümneid. Kahekolmekümne aasta möödudes turbakaevandamise lõpetamisest võib jääksoole olla levinud külmakohrutuse ohtu vähendaval hulgal rohu- ja puhmarinde taimi ning lehtpuid (kask, paju jt), millest lõpuks võib kujuneda hõre väheproduktiivne sookase puistu.

Puude kasvuks soodsa veerežiimiga ja sügava rabamullaga jääsoode metsastamine tavaliste metsakasvatustlike võtete abil on ebaõnnestunud. Puutaimed jäävad niisugusel jääsool kiratsema ning hukuvad hiljem sageli külmakohrutuse ja/või mulla toitainetevaeguse tõttu. Ainult seal, kuhu on külvatud fosforit ( $P_2O_5$  toimeainet  $\sim 100$  kg/ha), kasvavad puutaimed esialgu normaalselt (joon 10). Mõnes jääsoos on fosfori kõrval nappus ka kaaliumist ja lämmastikust, siiski pole lämmastik- ja kaaliumväetistest kasu, kui metsakultuurile ei ole antud fosforväetist. Kui koos fosforväetisega külvatakse ka lämmastik- ja kaaliumväetist, siis on soovitatav, et nende toimeaine kogus ei ületaks fosfori toimeaine hulka (Valk, Raid, 1994). Lämmastikväetise üledoseerimine kutsub sügava rabaturbaga jääsoole rajatud männikultuuris esile teiskasvu, mis sügiseks ei jõua puituda ja külmub (Pikk, 1982).



Joonis 10. 11-aastase külvatud männi- ja kasenoorendiku keskmine kõrgus (koos standardveaga) väetamata ja erinevalt väetatud sügaval rabaturbal Prääma jääsoos. Arvud rõhtteljel tähistavad N,  $P_2O_5$  ja  $K_2O$  toimeaine kogust (kg/ha).

Paksule jääkturbale mineraalväetiste abil rajatud metsakultuurid edenevad algul hästi. Noorendike juurdekasv pidurdub toitainete nappuse või kuivendusvõrgu hooldamatuse tõttu. Fotol 16 näeme sügava rabaturbaga Simuna jääsoole rajatud männikultuuri, mida on väetatud superfosfaadi ja kaaliumkloriidiga ning millest on üle kasvanud loodusliku päritoluga kasenoorendik. Esiplaanil, taimkatteta väetamata alal, on istutatud männid hukkunud ja seal puudub ka spontaanselt kujunenud kasevõsa.



Foto 16. Simuna jääksoos masinaga 1979. a istutatud ja väetatud (P100K100) 26-aastane männikultuur (foto J. Pikk).

Paksu rabaturbaga jääksoodes peab väetamist kordama vähemalt iga 6–8 aasta järel. Vastavalt väetamisele kujuneb tulemusena II–III boniteediga arukase-sookase segapuistu, kus ilmselt tuleb paju ja sookaske puude liigilise vahekorra reguleerimiseks välja raiuda. Sookase boniteet on jääksoodes arukase omast vähemalt ühe klassi võrra madalam. Seega sobib väetatud sügava rabamullaga jääksoo metsastamiseks kõige paremini arukask, kuid väetiste kasutamisel võib kasvatada ka harilikku kuuske, musta kuuske (*Picea mariana*; foto 17) ja kuriili lehist (*Larix kurilensis*; foto 18). Iseasi, kas maksab võõrliikidega meie metsade liigifondi risustada.





Foto 17. Keressaare jääksoosse 1980. a istutatud ja korduvalt väetatud musta kuuse (*Picea mariana*) kultuur 2008. a (foto J. Pikk).

Paksu rabaturbaga jääksoodes on osutunud tulemuslikumaks puude istutamine. Paberpottidega istutatud männiseemikud kasvasid Keressaare jääksoos fosforiga väetatud alal jõudsalt. Samas selgus, et steriilses rabaturbas paberpott laguneb aeglaselt ja takistab seemikutel normaalse juurekava arenemist. Selle kuluka metsakultuuri kasvatamise 27 aasta tulemus on näha fotol 19. Fosforiga väetatud proovitükkidele lämmastiku külvamine kutsus esile looduslikult leviva kase vohamise, mida tuli iga 5–6 aasta tagant välja raiuda.



Foto 18. Kuriili lehise (*Larix kurilensis*) 1981. a külvi teel rajatud puistu korduvalt väetatud sügava rabaturbaga Simuna jääksos 2005. a (foto J. Pikk).

Kaheaastaste männiseemikute istutamisel on tulemused paremad siis, kui taimede juurekael jääb turbapinnast 2–3 cm sügavamale. Rabaturba pealmine kohev kiht kuivab suvel sageli tugevasti läbi ja nii võivad kergesti ära kuivada ka kõrgemale istutatud seemikud. Kui istutamisele ei järgne fosforiga väetamist, jääb puude kasv äärmiselt kehvaks. Kui aga väetada istutusjärgselt fosforiga (P65), on tulemus parem (foto 20). Kordusväetamise eel on soovitatav uurida ka mulla mikrovaetiste vajadust, sest turvasmuldades on sageli puude kasvuks vajalike mikroelementide (boor, vask jt) defitsiit (Raid, 1993).



Foto 19. Keressaare jääksosse sügava rabaturbaga alale istutatud 27-aastane väetamata männik (foto J. Pikk).



Foto 20. 1980. a Keressaare jääksosse istutatud männikultuur 2008. a. Väetatud 1981. a (P65) ja 1982. a (N100K65) (foto J. Pikk).

Külvikultuur võib mõnel aastal turba läbikuivamise tõttu täielikult ebaõnnestuda, ent mineraalväetistega väetatud männi- ja kasekülvid on mõnikord ka hästi kasvama läinud. Külvikultuuride väetamisel Prääma jääksoos saadi paremad tulemused fosforväetise ning fosfor- ja kaaliumväetiste kasutamisel.

Nelja-aastaste istikutega rajatud kuusekultuur võib ühekordse väetamisega kasvada mõned aastad rahuldavalt, kuid hiljem kasvavad looduslikult levinud männid nendest kõrgemaks. Kuused kuivavad ja järele jääb rabailmeline männinoorendik üksikute sookaskedega.

Seemnepuude olemasolul tekib väetatud jääksoodele arvukas elujõuline kaseuuenendus, mis tavaliselt ületab kõrguskasvus okaspuukultuure, kusjuures arukaskede keskmine kõrgus on sookaskede omast märgatavalt suurem (tabel 11).

Tabel 11. Looduslikult uuenenud arukaskede ja sookaskede arv (tk/ha) ning keskmine kõrgus (m) Tootsi jääksoo katsealal 12 aasta eest väetatud katsevariantides.

Väetusvariant*	Arukask		Sookask	
	tk/ha	kõrgus, m	tk/ha	kõrgus, m
Väetamata	321	1,0 ± 0,3	2627	1,0 ± 0,1
N125P100K100	7351	4,7 ± 0,1	8289	2,8 ± 0,1
P100K100	5030	3,5 ± 0,2	4460	2,3 ± 0,2
P100	4035	3,5 ± 0,2	5135	1,9 ± 0,1
P120K60	7731	3,8 ± 0,1	9449	2,8 ± 0,1
P60K60	9069	4,1 ± 0,1	8371	3,0 ± 0,1

\* Arvud näitavad N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ja K<sub>2</sub>O toimeaine kogust kg/ha.

Ka õhukese turbalasundiga jääksoode looduslik metsastumine toimub enamasti aeglaselt, on ebaühtlane ja metsakasvatuse seisukohalt sageli perspektiivitu. Põhjuseks on mulla puudulik aeratsioon ja turbasse kogunenud taimedele toksilised ühendid, millede väljaleostumine kestab aastakümneid (Podžarov, 1974).

Soodsamad tingimused jääksoode metsastumiseks on seal, kus turba jääkklasund on õhuke ja sellest on tekkinud viljakas glei-madalsoomuld. Sellised jääksood kattuvad looduslikult heakasvulise kaasikuga. Liigniisked ja suurvee perioodil üleujutatud suhteliselt viljaka mullaga jääksood ei metsastu enne, kui liigvesi on ära juhitud.

Turbakaevandamise lõppemise järel tärkavad esimesed taimed kõrvalasuvast metsast kuni 20 m kaugusel alles 3–4 aasta pärast. Jääksoode turbakihi pole välja kujunenud taimkatte arenemiseks sobivat mikrobioloogilist režiimi ning selles leiduvad toitained on taimedele mitteomastatavas vormis. Pikema ajaperioodi jooksul levib kaski jääksooga külgnevast metsast arvestataval hulgal kuni 90 m kaugusele, okaspuude levik piirdub ~65 meetriga metsa servast.

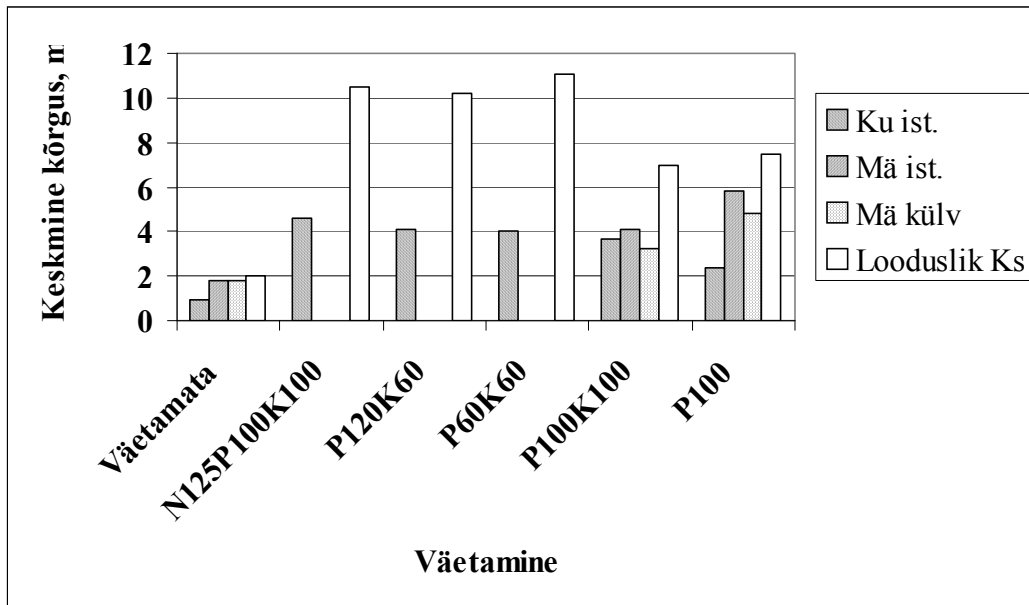
Mõni aasta pärast kaevandamise lõppemist vabanenud õhukesele, metsakultuuri jaoks ettevalmistamata jääkturbale masinaga istutatud männiseemikud hukkusid ajutiste üleujutuste tõttu ja teistel eelnimetatud põhjustel, seda isegi hoolimata superfosfaadiga väetamisest (foto 21). Tulemus oluks kindlasti parem, kui oleks ära jäetud kõikide kaskede väljaraiumine (valgustusraie).



Foto 21. 1986. a Keressaare jääksoosse istutusega rajatud männikultuur, mida 1987. a kevadel väetati superfosfaadiga, on 2008. aastaks muutunud liigvee tõttu rabailmeliseks (foto J. Pikk).

Pööravere jääksoole 1980. a rajatud katsed kinnitavad kase looduslikku intensiivset levikut ja kasvu väetatud aladel (joon 11). Erinevate väetusnormidega proovialadele istutati algselt kuuske ja mändi, mändi ka külvati. Männid tõrjuti kase poolt kiiresti välja ning kuuskede kasv jäi kiduraks. Katsevariandis P100K100 tulenes kase väiksem keskmine kõrgus suhteliselt õhukese (0,2–0,3 m) jääkturba väiksemast lämmastikusisaldusest teiste proovialadega võrreldes ja turba paremast lagunemisastmest, mis soodustas külmakohrutust ja takistas kaseseemikute juurdumist.

U. Valk'i (1992) andmetel sobivad jääsoode metsastamiseks puuliikidest paremini mänd, kuusk ja kask. Neist kõige vastupidavam on arukask, mändi kahjustavad sageli põdrad, kuuske aga juunikuised öökülmad.



Joonis 11. Okaspuukultuuride ja loodusliku kase keskmine kõrgus 21 aastat pärast kultuuride rajamist ja väetamist Pööravere (Tootsi) jääsoos (Heinsoo, Vask, 2001). Turba paksus 0,2–0,8 m. Ku – kuusk, Mä – mänd, Ks – kask, ist. – istutatud, külv – külvatud, Looduslik – looduslikult levinud.

Jääkturba segiküundmine mineraalse aluspõhjaga loob soodsad tingimused puude loodusliku uuenduse tekkeks ja kasvuks. Maapinna ettevalmistamisel metsakultuuride jaoks on katsetatud randaalimisega ja soodra ПКЖІ-70 abil vagude kündmisega. Eelnevalt randaalitud ja randaalimata jääsoole istutatud männikultuuridel pole 4-aastasena puude kõrguses olulist erinevust (mõlemale alale külvati hektari kohta 300 kg superfosfaati ja 200 kg kaalisoola), küll aga võis randaalitud alal täheldada seemikute paremat kasvamaminekut.

Rohkem on õhukese jääkturbaga soid kultuurideks ette valmistatud soodraga, sest adravagusid saab kasutada ka pinnavee ärajuhtimiseks. Kui turvas ja mineraalpinnas on adraga segi küntud, vähendab see külmakohrutust. Vao harjale istutatud männid kasvavad vao põhja istutatuist tunduvalt paremini; viieaastase kasvu järel on puude kõrguses peaaegu kahekordne erinevus.

Mõnel pool, kuigi harva, võib leida jääsoodel looduslikult uuenenud hea juurdekasvuga lehtpuupuistuid, kus kasvab nii aru- kui sookaske, vähesel hulgal ka haaba ja paju. Selliseid

kaasikuid esineb vanadel jääksoodel, kus mulla veerežiim on soodne ja õhukesest, kuni 50 cm paksust jääkturbakihist kujunenud glei-madalsoomulla viljakus on kõrge. Näiteks kasvab Tootsi jääksoos glei-madalsoomullal künnivagudena männiistutuse jaoks ettevalmistatud alal kaasik, mille hektaritagavara oli 40-aastaselt 244 m<sup>3</sup>. Algselt istutatud männid tõrjuti looduslikult uuenenud lehtpuude poolt välja. Arukasel on boniteediklass I, sookasel III. 15 cm paksu madalsooturbakihi all lasub seal umbes 10 cm paksune must huumusrikas liivsavi kiht paerähal. Pindmises turbakihis on N sisaldus 1,8%, K<sub>2</sub>O sisaldus 0,01%, CaO sisaldus 2,6%; mineraalpinnase kaaliumisisaldus on 0,09% ning pH<sub>KCl</sub> 7,0. Hooldusraiete abil on võimalik niisugusest puistust lõppraie ajaks kujundada väga hea tootlikkusega ja kõrge rahalise väärtusega arukaasik. Seega võib õhukese jääkturbaga soodes saada kuivendamise, jääkturba sissekündmise ja hooldusraietega arukase enamusega II boniteedi puistu.

Veelgi kiiremini kattuvad õhukeseturbalised jääksood looduslikul teel tiheda lehtpuu-uuendusega seal, kus mulda on väetatud fosforiga (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> toimeainet ~100 kg/ha). Väetatud jääksood kattuvad umbes viie aasta jooksul taimekamaraga ja looduslikult uuenenud lehtpuudega. Selle tulemusena esineb külmakohrutust oluliselt harvem kui väetamata ja kamardumata alal. Enne väetamist kasvama hakanud üksikutele taimeliikidele – jäneskastik (*Calamagrostis epigeios*), võsund-karutubakas (*Pilosella x flagellaris*), harilik luga (*Juncus effusus*), soonurmikas (*Poa palustris*), paiseleht (*Tussilago farfara*), põldosi (*Equisetum arvense*), sammaldest harilik punaharjak (*Ceratodon purpureus*) – lisandub hulgaliselt uusi liike. Pärast kultuuri rajamist on otstarbekam väetada ainult külvilappe ja istutuskohti, millega hoitakse kokku väetist, piiratakse rohtumist ning lehtpuuvõsa levikut. Hiljem, 4–5 aasta pärast, võib teha juba ülepinnalist väetamist.

Kui jääksooga piirnevatel maadel või soosaartel kasvab arukaski, siis kasekultuuri rajamiseks vajadust ei ole. Looduslikult leviv kask hakkab samas kasvavaid teisi puuliike (mänd, haab, paju) peatselt välja tõrjuma.

Kõiki soomullale rajatud metsakultuure kahjustavad loomade suure arvukuse korral põdrad ja metskitsed. Eriti meeldivad loomadele sordiaretusega saadud kiiremakasvulised puutaimed. Kuni loomade arv pole viidud vastavusse nende söödabaasi suurusega, võib hinnalise istutusmaterjaliga kultuuride rajamine kuivendatud jääksoodele osutada ebamajanduslikuks.

Kokkuvõtvalt tuleb tõdeda, et metsakasvatuseks sobivad üksnes õhukese jääkturbaga alad, kus põhjavee tase on kuivendusnormi piires. Metsapuude kasvuks soodsa keskkonna loomiseks on vajalik jääkturba segamine soo põhja katva mineraalse pinnasega, et sel viisil parandada aeratsioonitingimusi ja soodustada toksiliste ainete leostumist sügavamatesse

kihtidesse. Metsakultuuride rajamisel on kõige sobivamaks puuliigiks arukask. Okaspuude kasvatamine on seotud suuremate kulutustega.

Paksu rabaturbaga jääsoo metsastamine metsakasvatuse eesmärgil pole majanduslikult põhjendatud. Kuivendamise ja mineraalväetiste perioodilisel kasutamisel on see küll võimalik, ent tulemus jääb pikemas perspektiivis kõigele vaatamata nigelaks. Turbavarude ratsionaalset kasutamist silmas pidades tuleks kord juba avatud turbalasund maksimaalselt välja kaevandada. Mida täielikumalt kasutame turbavarusid, seda vähem vajame turbakaevandamiseks uut pinda, seda rohkem jääb soid looduslikku seisundisse.

### **7.3. Jääksoode metsastamine reoveesette kasutamisega**

Jääksoode metsastumist/metsastamist takistavad mulla (turba jääklasundi) toitainete vähesus ja tasakaalustamatus, ebasoodne mikrokliima (suured lagendikud ning sellest tingitud hilis- ja varakülmade oht, maapinna kõrge temperatuur), mulla halb poorsus, ebasobiv niiskusrežiim jm. Soodsamad on tingimused jääksoode metsastumiseks seal, kus jääkturbakiht on õhuke ja sellest on tekkinud viljakas glei-madalsoomuld. Niisugused jääksood kattuvad looduslikul teel heakasvulise kaasikuga (vt 7.2.).

Jääksoode metsastamise eeltingimuseks on töökorras kuivendusvõrgu olemasolu. Põhjavee tase peab jääma vähemalt poole meetri sügavusele. Mineraalväetiste kasutamine on jääksoode metsastamisel vajalik isegi siis, kui pindmiseks kihiks on madalsooturvas (Valk, 1982). Väetamise mõju on seda tugevam, mida toitainetevaesem on muld. Enamasti on soodes, sh jääksoodes puude kasvu limiteerivaks teguriks fosfori ja/või kaaliumi puudus, jääksoode turbalasundis on samuti puude kasvuks ebasobiv lämmastiku ja fosfori suhe (Aro, Kaunisto, 1995). Kui jääksood väetada fosforväetisega, soodustab see märgatavalt lehtpuude kasvaminekut (Raid, 1981; Pikk, 2001); fosforväetiste lisamine turba jääklasundile osutub lämmastikuga väetamisest hoopis olulisemaks ka mändide parema kasvu tagamiseks (Pikk, 1982). Üldiselt on fosfori ja kaaliumiga väetamine sageli turvasmuldade metsastamise eeltingimuseks: alles nende küllaldasel foonil osutub efektiivseks ka lämmastikväetise lisamine (Raid, 1989; Pikk, 2003; vt ka 7.2.). Alternatiiviks mineraalväetiste kasutamisele on jääksoode viljakuse tõstmiseks erinevate jäätmete (reoveesette, puu- ja turbatuhk, tsemenditolm jm) kasutamine. Kõiki nimetatud jäätmeid tekib suurtes kogustes ning jäätmete taaskasutamine metsastamisel, sh jääksoodes, vähendab oluliselt nende prügilatesse ladestamise vajadust. Puu- ja



turbatuha kasutamine muutub eriti aktuaalseks seoses üha suureneva puidu ja turba kasutamisega kütteks.

Toitainete vaeguse kõrval mõjutab puude kasvu jääksoodes märkimisväärselt sealne mikrokliima. Reeglina on jääksood suurepinnalised ja taimestikuta ning soodes esineb öökülmi tunduvalt rohkem kui mineraalaladel (Valk, 1982, 2005). Öökülmade, eriti hiliskülmade esinemisega tuleb arvestada kasvatatavate puuliikide valikul. Näiteks Rae jääksoos läbiviidud katsete korral põhjustas hiliskülmade esinemine osa sangleppade hukkumise, kahjustusi esines ka hübriidhaaval ja paplitel. Oluliseks puude kasvu takistavaks teguriks on samuti taimestikuta turbapinna kuumenemine otseste päikesekiirte mõjul, puude juurdumist jääksoodes takistavad ka kevadtalvel esinevad külmakohrutused, kohati võib esineda juurte ümbert turba ärakannet tuultega. Lisaks mõjuvad negatiivselt põhjavee taseme suured kõikumised (Valk, 2005).

Muldade töötlemine reoveesetega soodustab puude kasvu (Gradeckas, 1997; Gradeckas et al., 1998; Kāposts et al., 2000, 2001; Pikka, 2004, 2005, 2006; Tälli jt., 1996; Tälli, Riispere, 1996). Jääksoodes on metsastamiskatseid reoveesetega tehtud vähe. Leedus läbiviidud katsed näitasid, et reoveesetega väetamisele reageerivad jääksoos hästi aru- ja sookask, harilik haab, hübriidhaab, berliini pappel ja saarvaher (Gradeckas et al., 1998). Hübriidhaava kultuuri tagavara oli viiendal aastal 61,5 t/ha, sealjuures viienda aasta juurdekasv oli 29,8 t/ha ehk kuivaineks ümberarvestatuna 12,9 t/ha. Samas näitasid katsed 26 erineva pajuliigi ja -klooniga, et suure produktiivsusega (12,3 t/ha/a kuivainena) oli ainult üks kloon (Gradeckas, 1997). Puude kasv jääksoos sõltub oluliselt puu liigist ja kasutatud sette kogusest. Sookask kasvab kõige paremini väikese (180 t/ha kuivainena), arukask keskmise (360 t/ha), haavad, paplid ning nende hübriidid keskmise ja suure (720 t/ha) sette kogusega töödeldud alal. Arukased suure settekoguse kasutamisel hukkuvad (Pikka, 2006).

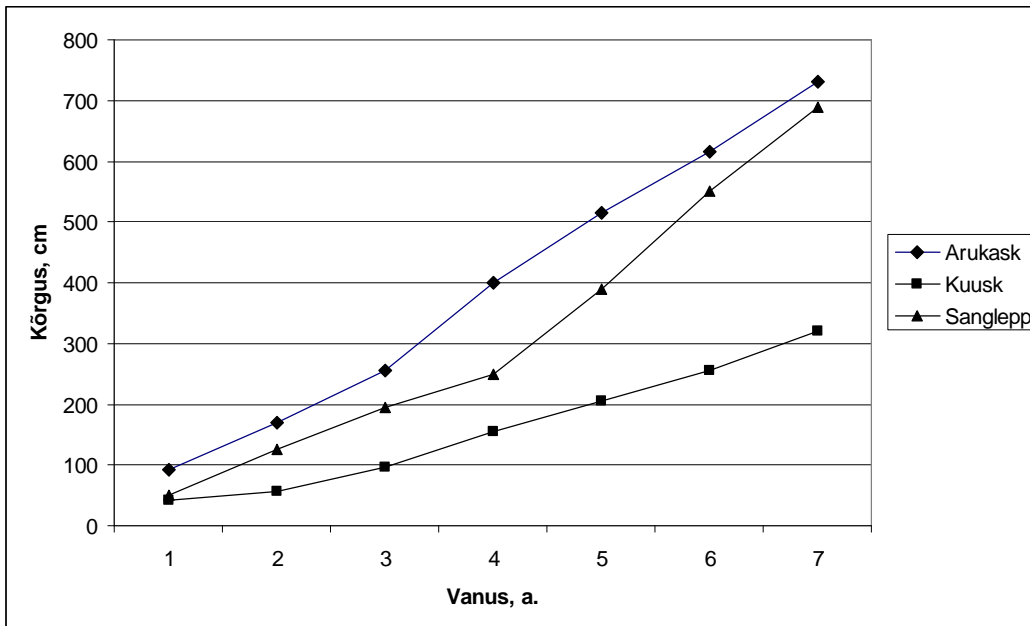
2002. a sügisel alustati katsetega Rae raba ammendatud freesturbaväljal, kuhu toodi 280 t/ha setet (kuivainena). Turbakihi paksus ulatus 1,5–2 meetrini. Katsete läbiviimiseks kasutati Tallinna Heitveepuhastusjaama anaeroobselt töödeldud setet. Sette kuivainesisaldus oli 27–28% ja seda iseloomustas kõrge toitainete (N-3,3%, P-3,1%, K-0,25%) sisaldus, samuti sisaldas see kõiki teisi taimede kasvuks vajalikke makro- ja mikroelemente. Kuna üldjuhul on kaevandatud aladel jääkturba lasund tihe, madala poorsuse ja filtratsioonivõimega (Lode, 1998, 1999a), peab A. Paidla (1975) jääksoode metsastamisel oluliseks nii tihedaks tambitud freesväljakute kobestamist kui ka väetamist. Meie kasutasime reoveesette segamiseks turbaga kultivaatorit. 2003. a suveperioodil kultiveeriti ala rohtumise ärahoidmiseks üks kord kuus. Kultiveerimisega kaasnes turbakihi kobestamine ja mulla õhustamine. Ala kultiveeriti ka enne istutustööde läbiviimist 2004. a. Kultiveeriti samuti kontrollala, kus setet ei kasutatud.

Kuna sete on aluseliste omadustega (pH 8,2), muudab selle kasutamine oluliselt turba keemilisi ja füüsikalisi omadusi. Meie katses tõusis turba pH 3,7-lt 6,9-ni. Mulla happelise reaktsiooni muutumine neutraalseks vähendab oluliselt ka raskmetallide liikuvust. Settega töötlemine tõstis mulla kasvukihis mitmeid kordi mikroorganismide arvukust, mis soodustas toitainete kättesaadavust puudele.

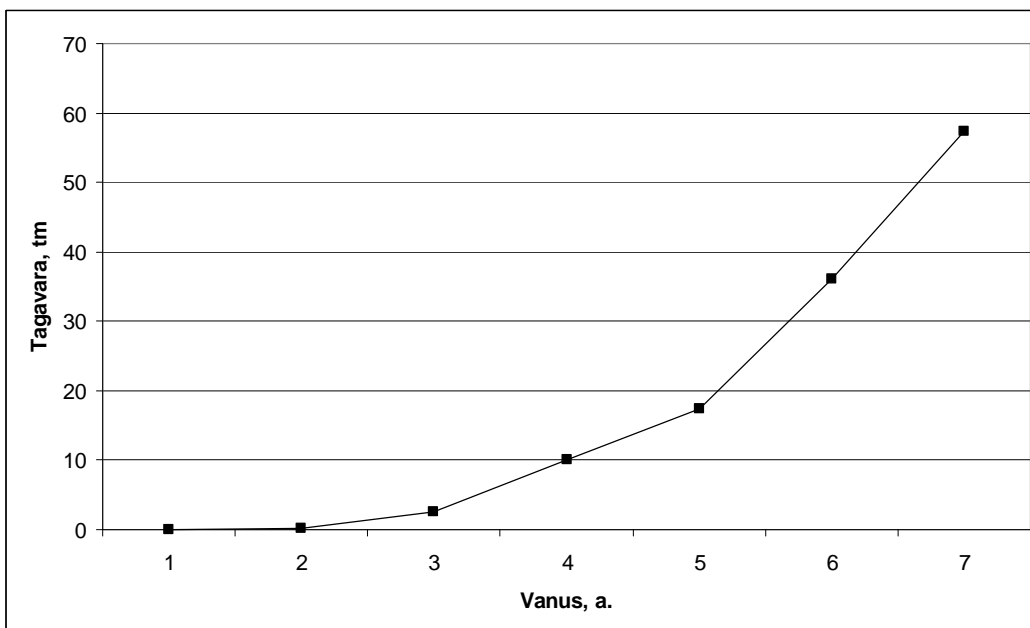
2004. a mais istutati 2-aastaseid sanglepa ja arukase seemikuid, 4-aastaseid kuuse istikuid, 1-aastaseid hübriidhaava ja 2-aastaseid Maximowiczi papli potitaimi. 2005. a kevadel istutati 2-aastaseid euroopa lehiseid ja harilikke saari, 2006. a harilikke mände ja jalakaid.

2004. a läksid kõik puuliigid hästi kasvama. Juba esimese aasta sügiseks ületasid katsealal kõigi liikide morfoloogilised näitajad kontrollala omasid. Kõige aktiivsemalt reageeris toitainete sisalduse tõusule mullas arukask. Tema esimese aasta kõrguse juurdekasv ületas kontrollala oma 4,8, Maximowiczi paplil 4,2, sanglepal 3,6, hübriidhaaval 3,4 ja harilikul kuusel 1,3 korda. Ka juurekaela läbimõõt oli settega töödeldud alal kõigil puuliikidel kontrollalaga võrreldes suurem. Reoveesette positiivset mõju arukaskede kasvule ja arengule täheldati ka Tallinna Botaanikaaias erinevate settekogustega läbiviidud potikatsetes (Pikka, 2006). Settega töötlemise positiivne mõju ilmnes samuti järgmistel aastatel istutatud seemikutel. Euroopa lehise kõrguse juurdekasv katsealal ületas kontrollala oma esimesel aastal 5,2 korda, hariliku saare oma 1,4 korda. Hästi läksid kasvama ka 2006. a kevadel istutatud harilikud männid ja jalakad.

Katsealal kasvavate puude kiire kasv on jätkunud seniajani, s.o 7. aasta lõpuni (joon 12 ja 13; fotod 22, 23, 24 ja 25). Võrdluseks võib tuua, et kehtiva boniteerimistabeli alusel on 15-aastase Ia boniteedi kuuskede kõrgus 5 m ja pehmelehtpuudel 11 m.



Joonis 12. Puude kõrgus settega töödeldud alal.



Joonis 13. Arukase tagavara settega töödeldud alal.



Foto 22. Seitsmeaastased sanglepad katsealal (foto J. Pikka).



Foto 23. Kuueaastane euroopa lehis katsealal, kõrgus 5,9 m (foto J. Pikka).

Settega väetatud alal kestis puude kõrguskasv sõltuvalt liigist esimesel aastal kontrollalaga võrreldes kuni poolteist kuud kauem. 2005. a kevadel algas arukaskede ja sangleppade kõrguskasv töödeldud aladel 20.–21. mail ja lõppes 15.–29. augustil. Seega oli kõrguskasvu perioodi pikkuseks 87–101 päeva. Kontrollalal algas kaskede kõrguskasv ebaühtlaselt, esimestel puudel juuni alguspäevil, enamikul aga 10.–15. juunil. Sangleppade kõrguskasv algas kontrollalal veelgi hiljem, 18. juunil. Osal kaskedel ja sangleppadel kestis see ainult 15 päeva, osal kuni juuli lõpuni – seega kokku 45 päeva, kuuskedel ainult 10 päeva. Kuuskede kõrguskasv algas settega töödeldud alal 25. mail; kuused lõpetasid oma kõrguskasvu üheaegselt 5. juuliks. Kokku kestis nende kõrguskasv 42 päeva. Seega pikendas muldade töötlemine reoveesetega puude kõrguskasvu perioodi märgatavalt.



Foto 24. Seitsmeaastased arukased katsealal (foto J. Pikka).



Foto 25. Seitsmeaastased kuused katsealal; keskmine kõrgus 3.2 m, maksimaalne kõrgus 3,7 m (foto J. Pikka).

Oluliselt mõjutab puude kasvamaminekut ja kasvu ilmastik. 2004. a kevad oli külm ja hiljem esines sageli öökülmi. Kõige külmem oli 10. juuni, mil maapinna temperatuur langes  $-7,2^{\circ}$  tasemeni. Kõige külmakartlikumaks osutusid sanglepad. Neid hukkus külma tõttu nii katse- kui ka kontrollalal, vastavalt 25% ja 31%. Külma tõttu esines noorte võrsete ja lehtede kahjustusi ka hübriidhaaval ja paplil. Kontrollalal hukkus külmakohrutuste tõttu sangleppi ja kaski ka 2005. a kevadel. Settega töödeldud alal külmakohrutusi ja puude külmakahjustusi ei olnud.

Maapinna kõrge temperatuur jääsoo pinnal on üheks olulisemaks puude kasvamaminekut takistavaks teguriks. Taimedele võib kahjulikuks osutada pikemat aega valitsev  $35-40^{\circ}$ -ni ulatuv maapinna temperatuur; taimede füsioloogilised protsessid nõrgenevad juba  $40^{\circ}$  juures ning üle  $50^{\circ}$  ulatuv temperatuur võib põhjustada nende kiire hukkumise (Miidla, 1984). Sellest seisukohast olid 2005. ja 2006. a puude kasvuks ebasobivad, sest 2005. a oli mulla temperatuur maapinnal  $40-50^{\circ}$  18 päeval ja üle  $50^{\circ}$  11 päeval, sellele lisandus pikk põuaperiood. 2006. a oli veelgi ebasoodsam: maapinna maksimaalne temperatuur oli 23 päeval üle  $50^{\circ}$  (kõrgeim  $60^{\circ}$ ), lisaks 44 päeval üle  $40^{\circ}$ . Sademeid oli 2006. a suvel tavapärasest 2–3 korda vähem. Halbadele ilmastikutingimustele vaatamata läks settega töödeldud alal kasvama 97% kevadel istutatud männiseemikutest, kuna töötlemata alale rajatud kontrollkatses männid

hukkusid. 2006. a sügiseks olid kontrollalal ebasoodsate tingimuste tõttu hukkunud ka saared, hübriidhaavad, paplid ning suur osa sangleppadest ja arukaskedest.

Settega töötlemise mõju ei seisne mitte ainult mulla omaduste parandamises, vaid ka metsakultuurile soodsa mikrokliima loomises. Settega töötlemise tagajärjel intensiivistus rohhtaime kasv ja ala kattus tiheda 1–2 m kõrguse taimestikuga, mis mõjutab oluliselt mikrokliimat. Näiteks 11. juulil 2005. a kella 15–17 ajal mõõdeti kontrollalal, taimkatteta maapinnal, temperatuuriks  $52,8^{\circ}$ , taimede vahel aga  $45^{\circ}$ . Samal ajal oli maksimaalne temperatuur lagedal settega töödeldud alal  $42,4^{\circ}$ , taimede vahel  $28,7^{\circ}$ .

Samas on liialt lopsakas rohukate noorte puude kasvule suurimaks ohuks. Seetõttu on noort metsakultuuri vaja rohida ning sellega tuleb alustada juba paari nädala jooksul pärast puude istutamist. Et kogemata ei kahjustataks rohimisega ka puid, tuleb need kõik istutusjärgselt tähistada. Rohimise vajadus kestab veel kolmandal aastal. Alternatiivina võib kasutada umbrohtude keemilist tõrjet glüfosaadiga (*round-up*).

Metsakultuuride kasvu ohustasid ka ulukid, kes eelistasid söögiks mahlakaid katseala puid kontrollala omadele. 2006. a kevadeks olid katsealal hübriidhaavad ja paplid metskitsede ja põtrade poolt tekitatud korduvate kahjustuste tõttu hukkunud. Oluliselt kahjustati ulukite poolt ka sangleppi. Enamus lehiseid hukkus seetõttu, et sokud eelistasid just nende tüvesid sarvede nühkimiseks.

Esialgset tulemused näitavad, et reoveesette kasutamine soodustab puude kasvu ja võimaldab saada kõrge produktiivsusega metsa. Sealjuures on oluline kinni pidada keskkonnanõuetest. Hästi sobib lehtpuude istutamine settega töödeldud aladele tulekaitseribade rajamiseks, sest tule levikut aitab pidurdada, lisaks lopsakale taimestikule, ka mineraliseerunud pinnas.

Metsastamise kõrval on jääksoode korrastamisel tähelepanu pööratud ka energiavõsa kasvatamisele. Eri liiki pajudega on tehtud katseid nii Leedus (Gradeckas, 1997) kui ka Soomes (Hytönen, 1995). Katsed näitasid, et energiavõsa kasvatamise eelduseks on samuti alade väetamine, siiski jääb pajude biomassi produktsioon puude omast väiksemaks.

## 7.4. Energianiidu rajamine

Üheks jääksoode kasutamise võimaluseks on energianiidu rajamine katlamajades põletatava rohumassi kasvatamiseks.

Soomes kaevandatakse turvast umbes 50 000 hektaril ja jääksoid tekib aastas 1000–2000 ha. Enamus neist sobivad hästi päideroo (*Phalaris arundinacea*) kasvatamiseks (Blending ..., 2006) ning jääksood ongi Soomes peamisteks päideroo kasvatusaladeks (Hytönen, 2006).

2004. a kasvatati Soomes päideroogu 8700 hektaril ja saaki koristati 2000 hektaril (Heinimö, Alakangas, 2006). Vapo Oy oli 2006. aastaks sõlminud talunikega 739 lepingut päideroo kasvatamiseks 9200 hektaril, lisaks kasvatati seda 4000 hektaril firmale kuuluvatel jääksoodel (Sahramaa, 2006). Keskmise saagikus on olnud 5,5 tonni kuiva biomassi hektarilt, mis on ekvivalentne 25 MWh/ha (Blending ..., 2006), päideroo sordivõrdluskatsetes on neljandal aastal saagikus küündinud isegi kuni 13 t kuivmassini hektarilt (Sahramaa et al., 2003). 2010. aastaks plaaniti selle kasvupinda suurendada kuni 75 000 hektarini (Sahramaa et al., 2003). Turba asemel päideroo kasutamine kütteks võimaldab vähendada elektriijaamade CO<sub>2</sub> emissiooni ning suurendada sel viisil nende keskkonnasõbralikkust. Päideroog on suurepärase taim energia tootmiseks tänu oma kiirele uuenemisele, suurele saagikusele ja headele põlemisomadustele. Energianiidud võimaldavad hoida maastiku avatuna ning ühtlasi tagada tööhõive ja sissetuleku talunikele.

Viimastel aastatel päideroo kasvatamine Soomes siiski märkimisväärselt laienenud ei ole. Põhjuseks on siin see, et toetusraha odra ja päideroo kasvatamise ning sööti jäetud põllumaa hektarile on ühesugune. Kui teravilja hind oli 2007.–2008. a kõrge, eelistasid talunikud kasvatada muidugi seda. Kui teravilja hind aga langes, oli põlde kasulikum hoida söötis, sest selle majandamiskulu on väiksem. Päideroo müügitulu on olnud 100–200 €/ha, aga see ei pruugi alati katta väetamise ja koristamise kulusid.

Järgnev kokkuvõte põhinebki eeskätt soomlaste, aga ka rootslaste jt kogemustel.

### 7.4.1. Kasvukoht, selle ettevalmistamine

Kuna päideroogu koristatakse hästi madalalt, tuleb jääksoo pind kändudest ja puujuurtest korralikult puhastada ning planeerida võimalikult tasaseks. Jääkturba paksus peab olema



vähemalt 10–20 cm. Kui kasutatakse niisuguseid turbavälju, mis on juba taimestikuga kaetud, tuleb see külvieelsel sügisel glüfosaadiga (*round-up* vms) hävitada. Turbamaad on enne külvi vaja kobestada (Pahkala et al., 2005).

#### **7.4.2. Külvamine**

Lõuna-Soomes külvatakse päideroog juuni viimasel nädalal suviviljadega samal ajal. Seemned külvatakse 1–2 cm sügavusele 12,5 cm laiuse reavahega. Kui mullas/turbas on piisavalt niiskust, siis on külvinormiks 800–1000 idanevat seemet m<sup>2</sup> kohta ehk 7–10 kg/ha, kui niiskusolud on kehvemad, siis 1200–1500 seemet m<sup>2</sup>-le ehk 11–16 kg/ha (Pahkala et al., 2005). Kui külvamise reavahe on 25 cm, hakkab kasvama rohkem umbrohtusid ning saagikus on väiksem (Cultivation methods ..., 2006).

#### **7.4.3. Kasvamine**

Päideroo seemned idanevad kolme nädala jooksul, idanevus on ~90% (Pahkala et al., 2005). Tuleb arvestada sellega, et noored taimed on põuatundlikud.

Sügiseks moodustub tihe rohustu (foto 26). Päideroog vajab juurestiku väljaarendamiseks ning maapealsete osade täismõõdu saavutamiseks kahte suve. Kui päideroogu ei niideta suvel ära, paigutub suurem osa kõrtes ja lehtedes olevatest varuainetest sügisel risoomidesse ning on järgmisel kasvuperioodil, eriti selle alguses, uute kõrte ning lehtede kasvu tagavateks toitaineteks. Hakkab toimima isereguleeruv tsükel, mille tulemusena kultuur on pikaajaline ja taimestik hästi tihe.



Foto 26. Päideroo kevadel külvatud taimed sama aasta sügisel (foto J. Paal).

#### 7.4.4. Umbrohutõrje, haigused

Umbrohutõrjet on vaja teha külvile eelneval sügisel; kindlasti peab lahti saama orasheinast, mis takistab päideroo noorte taimede kasvamaminekut.

Mineraalmuldadel on umbrohtude tõrjeks vajadus kahel külvijärgsel kuul. Tõrjet tehakse 2–5 lehe staadiumis kasutades kevadisi teraviljapõllu umbrohutõrje kemikaale (Pahkala et al., 2005).

Päideroo vanemad niidud on tänu hästi arenenud juurestikule väga umbrohukindlad (Grass Pellets, 2006). Taimehaigused ei ole päideroo puhul samuti probleemiks, ehkki neil seenhaigusi esineb (Cultivation methods ..., 2006).

#### 7.4.5. Lupjamine ja väetamine

Jääksood on happelised ja toitevaesed, nende väetamine ja lupjamine on päideroo kasvatamisel möödapääsmatu. Kui tavaliste põllutaimede kasvuks peab mulla pH olema vähemalt 5,4, siis päideroog võib kasvada ka happelisemal mullal. Jääksoole rajatud päideroo-

niidu lupjamiseks kasutatakse Soomes lisaks lubjakivitolmule ka terasetööstuse räbu ja puutuhka (Lindh et al., 2006).

Turbamullale ei tohi anda lämmastikku koristusaastal üle 60 kg/ha, sest taimedele vajalikku lämmastikku vabaneb nagunii taimse biomassi kõdunemisel (Pahkala et al., 2005). Fosforit antakse niidu külviaastal 50 kg/ha, hilisematel koristusaastatel 30 kg/ha; kaaliumiga väetamise normiks on 60 kg/ha nii külviaastal kui ka edaspidi (tabel 12). Väetamisvajadus sõltub ka aastasest sademetehulgast.

Tabel 12. Päideroo-niidu fosfori- (P) ja kaaliväetise (K) tarve (kg/ha) Soome erineva viljakusega muldadel (Pakala et al., 2005).

Mulla viljakus	P		K	
	Külviaasta	Saagiaasta	Külviaasta	Saagiaasta
Kehv	50	30	90	60
Kehvapoolne	40	20	75	50
Rahuldav	30	15	55	40
Keskmine	20	10	40	30
Hea	10	5	20	20
Kõrge	0	0	10	10

#### 7.4.6. Saagikus

Esimene päideroo saak saadakse kahe aasta möödudes külvist (foto 27) ja see on 20–40% väiksem kui järgnevatel aastatel. Teisel saagiaastal on kevadise koristamise puhul saagikus Soomes 6–8 t/ha. Kui suvi on sademetevaene, võib saagikus olla väiksem (Pahkala et al., 2005). Kolmandast koristusaastast alates on kevadisel koristamisel saagikus savimuldadel 7–8 t/ha ning pehmetel huumusrikastel muldadel üle 10 t/ha.

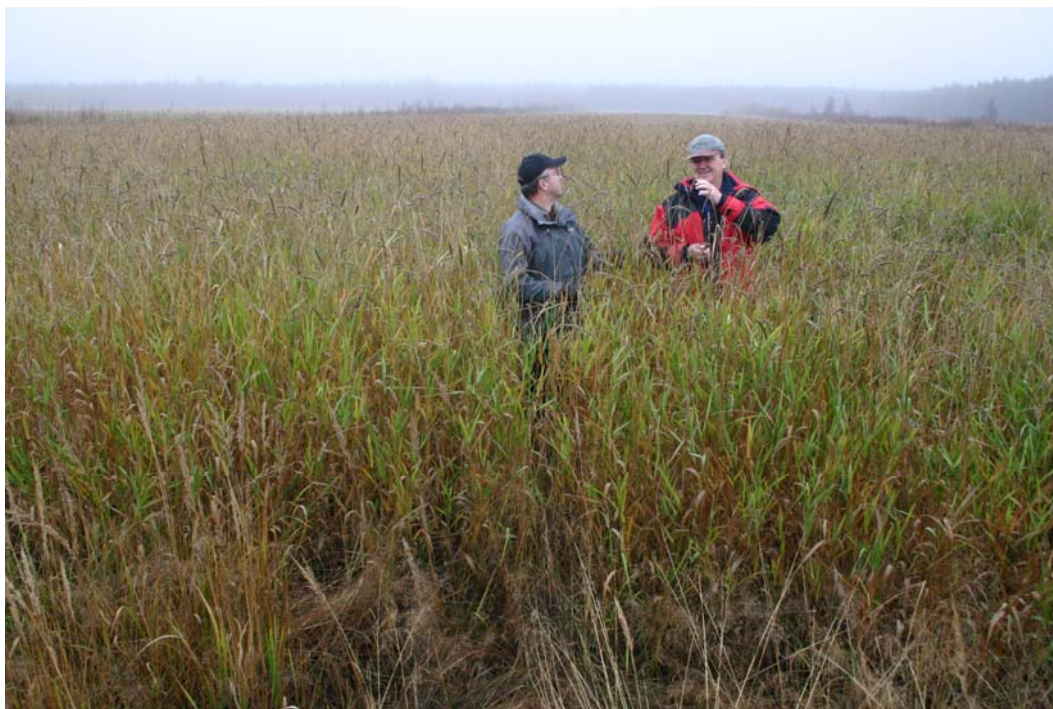


Foto 27. Päideroo 2-aastane niit Edela-Soomes (foto J. Paal).

Päideroo loomasöödaks aretatud sortide ja aretamiseks väljavalitud vormide saagikus on Soomes tehtud laialdaste katsete alusel parem kui looduslike selekteerimata taimede oma (Sahramaa, 2004). Soome tingimustes on osutunud parimateks sordid 'Palaton', 'Vantage', 'Venture' ja 'Lara', mis on küll aretatud söödataimedeks. Kuivaine saagikus on neil 11–14 t/ha. Päideroo aretustöö jätkub nii Soomes kui ka Rootsis (Cultivation methods ..., 2006)

Päideroo saagikus sõltub oluliselt sellest, millisel kõrguselt toimub niitmine: kui niita 10 cm kõrguselt, on kogutava saagi hulk kuni 20% väiksem kui niites 5 cm kõrguselt. Heade koristustingimuste korral on koristuskaod alla 15% (Cultivation methods ..., 2006).

Kui päideroo koristamine toimub kevadel kuluheinana, on niit Soome ja Rootsi tingimustes hea saagikusega 10–12 aastat (Pahkala et al., 2005; Cultivation methods ..., 2006).

#### **7.4.7. Saagi koristamine**

Soomes võib päideroogu koristada kolmel ajal. Esimene koristusaeg on augustis-septembris, mil taimede kasv on lõppenud. Teiseks võib koristada novembris enne püsiva lumekatte tekkimist. Parim koristusaeg on siiski kevadel, kui lumi on sulanud, aga uus vegetatsiooniperiood ei ole veel täielikult alanud. Kevadisel koristusel on päideroo

niiskusesisaldus 10–15(20)% ja see ei vaja järelkuivatamist. Kevadine koristusperiood kestab Soomes 10–15 päeva (Cultivation methods ..., 2006). Et vältida noorte roheliste võsude niitmist, ei tohi koristamisega hiljaks jääda. Noored võsud suurendavad niidetava biomassi niiskusesisaldust ning tuhasust, pealegi võib nende kahjustamisel väheneda järgmise aasta saagikus (Nilsson, Hansson, 2001).

Kevadisel koristamisel on lehtede osatähtsus biomassis hoopis väiksem kui sügise koristuse puhul, samuti on kõrtes olnud mineraalained selleks ajaks liikunud risoomidesse, mis võimaldab vähendada väetiste hulka. Kõrte osakaal biomassist on kevadel niidu east olenevalt 45–75% ning see suureneb niidu vanusega, olles kõige kõrgem (65–75% kuivainest) niidu 6.–7. kasvuaastal.

Võrreldes sügisel koristatud päideroogu kevadel koristatuga, on tuvastatud, et kevadise koristuse korral on päideroo tuhasus väiksem ning selle põlemisomadused kloriidide, väävli ja kaltsiumi sisalduse vähenemise tõttu märgatavalt paremad (Burvall, 1997; Flyktman, 2000; Paulrud, Nilsson, 2001; Grass Pellets, 2006). Landström et al. (1996) poolt tehtud analüüsid kinnitavad, et kevadise koristuse puhul on biomassiga ära viidavate toitainete hulk vähem kui pool sügisest ning Cl ja K sisaldus biomassis ligikaudu kuus korda väiksem.

Logistika seisukohast on oluline see, et kevadisel koristusel saab rakendada samu masinaid, mida muidu kasutatakse suvel-sügisel. See suurendab masinate töösoleku aega ning vähendab nii viisi nende pidamiskulusid, efektiivsemalt saab kasutada ka ladustamisvõimalusi, sest talve jooksul on sügisel varutud hein või õled ära tarvitatud ja nii on ruumi ladustada samas kohas päideroogu. Ühtlasi suureneb varustatuse stabiilsus, sest ühe kütuseliigi (nt õlgede, hakkepuidu, turba) nappust võib kompenseerida teine (Nilsson, Hansson, 2001).

Päideroo tuhasisaldus sõltub märgatavalt kasvukoha mulla omadustest. Savisel mullal kasvanud päideroo tuhasus on ligikaudu viis korda kõrgem kui huumusrikkal mullal kasvatatud, seda peamiselt suurema ränisisalduse tõttu. Kloriidideta väetiste kasutamine vähendab kloori sisaldust kõrtes enam kui 50% (Jørgensen, Sander, 1997).

Päideroogu on võimalik koristada seda hekseldades või siis pressides rullideks ehk kandilisteks pakkideks. Enne hekseldamist tuleks niidetud päideroog vaalutada, mis võimaldab hekseldamist intensiivistada. Pressimise puhul on transpordikulud väiksemad, hekseldatud biomassi aga on hea turba või hakkepuiduga segatuna vahetult kasutada. Tehnilisest küljest ei erine päideroo koristamine jääksoodes mineraalmaal koristamisest, kasutada saab tavalisi heinakoristusmasinaid (Lindh et al., 2006).

Kevadel koristatavat päideroogu võib ilma täiendava kuivatamiseta ka brikettida või teha sellest pelletteid. Kuna kevadel moodustavad biomassist põhiosa varred, on nendest valmistatud

briketid suurema mehhaanilise tugevusega kui leherikkast biomassist saadud (Paulrud, Nilsson, 2001). Kui pelleteid teha päideroo sügisel koristatud biomassist, moodustaks selle kuivatamine 30% tootmiskuludest (Larsson, 2006).

Koristamise meetodi valik sõltub eeskätt tarbimispaiga kaugusest. Soome tingimustes peetakse päideroopallide transporti elektrijaamadesse õigustatuks mitte enam kui 50–60 km kauguselt ning transporditehnoloogia arendamist peetakse üheks olulisemaks probleemiks päideroo kasvatamise laiendamisel (Luoma, 2006).

Päideroo koristuskulud sõltuvad suurel määral veokaugusest: kui see jääb alla 30 km, on koristuskulud keskmiselt 3,4 eurot MWh kohta, kui veokaugus on >30 km, siis tõusevad veokulud kuni 5,9 euronit MWh kohta või enam (Lindh et al., 2006).

Saagi hoidmine on kõige ökonoomsem rullides või pakkides, mis on virnastatud ja kaetud pealt kilega (Cultivation methods ..., 2006) või ladustatud varju alla.

Lõpetuseks tuleks märkida ka seda, et kui võrrelda energiniitu energiavõsaga, on esimese eelis see, et saaki saab sealt igal aastal, vajaduse korral aga on energianiitu ka võimalik kohe kasutusele võtta teiste kultuuride kasvatamiseks.

Kui päiderooniit on degradeerunud, tuleb ala uuesti taimestada. Kui aga päideroo kasvatamist tahetakse lõpetada, töödeldakse sügisel niitu glüfosaadiga (*round-up*) ning küntakse üles. Uued niidud küntakse üles ilma kemikaalidega töötlemata. Päideroo võsundid kaovad maa aktiivse majandamise korral kahe aasta jooksul.

Päiderooniidu rajamise ja majandamisega seotud tööd on kokkuvõtlikult esitatud tabelis 13.

Tabel 13. Päideroo kasvatamine energianiidul; peamised tööd ja ajatabel (Pahkala et al., 2005).

Aasta	Tööd
0	1. Külvamisele eelneval aastal tehakse mulla viljakuse analüüsid. 2. Hävitatakse herbitsiididega kõik mitmeaastased taimed.
1	1. Väetamine ja külv (mais) ilma katteviljata. 2. Umbrohutõrje 2–4 lehe staadiumis. (taimede kõrgus on kasvu lõppedes 60–80 cm).
2	1. Väetamine enne mulla sulamist, et see kannaks veel masinaid (taimede kõrgus on kasvu lõppedes 150–190 cm).
3-13	1. Kuluhein koristatakse kevadel võimalikult madalalt kohe kui maa

	kannab. 2. Väetamine (mais) vahetult koristamise järel (taimede kõrgus on kasvu lõppedes 150–190 cm).
Kasvatamise lõpetamine	1. Niitmine juunis-juulis; hein kõlbab siloks. 2. 30–60 cm kõrguse ädala töötlemine glüfosaadiga ( <i>round-up</i> vms) augustis-septembris. 3. Kündmine taimestiku kolletumise järel. 4. Järgmisel kevadel külvatakse alale suvivili.

#### 7.4.8. Esimesed kogemused Eestis

Eesti energiamajanduse riiklikus arengukavas aastani 2020 (Energiamajanduse ..., 2011) on püstitatud eesmärk saavutada aastaks 2020 olukord, kus kombijaamades toodetud elektri osakaal moodustab selle kogutarbimisest 20%. Oluline osa on seejuures biokütustel, sh energiaheinal, millest on kõige perspektiivikamaks osutunud päideroog (vt eespool).

Tootsi Turvas alustas 2006. a Lavassaares ammenduval 230 ha suurusel turbakaevandamisalal päideroo kasvatamiseks ettevalmistustöid. Projekt kiideti Pärnumaa keskkonnateenistuse poolt heaks novembris 2007.

Võrdluskatseid tehakse päideroo kahe sordiga: 'Pedja' ja 'Palaton', mõlemat kasvatatakse väetatuna kuues variandis – 1) jääkmudaga, 2) vedelsõnnikuga, 3) mineraalväetisega (Kemira Power), 4) jääkmuda ja mineraalväetisega, 5) vedelsõnniku ja mineraalväetisega, 6) mineraalväetisega (Viking Brand, Kemira Power) ning kontrolliks väetamata alal. Katsete eesmärgiks on välja selgitada, milline on energiatoodang pinnaühikult, tootmiseks sobivaim kultuur ja ökonoomseim väetamisskeem, aga samuti kuivendusvee reostuskoormus päideroo erinevate väetusvariantide korral. Katseväljakud rajati 2007. aasta juunis ammendunud raba esimesele 30 ha-le. Külvipinda suurendatakse vastavalt raba ammendumisele. Esimese aasta järgsed tulemused on juba varem ajakirjanduses avaldatud (Saarmets, 2008), refereerime neid siinkohal lühidalt.

Kõigepealt võib tõdeda, et kuivendusvee kvaliteedi näitajad pärast külvi-väetamist fooniga võrreldes mõnevõrra küll tõusid (heljum 34, BHT7 6,8, KHT 67, N<sub>üld</sub> 2,0, P<sub>üld</sub> 0,031, pH 7,47), kuid ei ületa vee-erikasutusloas lubatud piirnorme. Selgus, et sõnnik ja eriti sõnnik koos

mineraalväetisega andsid teiste väetusvariantidega võrreldes kõrgema saagise, kusjuures märgatavalt suurem saak saadi katsetes sordiga 'Palaton', vastavalt 3,9 t/ha (vedelsõnnikuga väetamine) ja 4,4 t/ha (mineraalväetisega väetamine) kuivainena (R. Aavola, suulised andmed). Teiste väetiste kasutamisel jäi saak enam kui poole väiksemaks. 'Palatoni' sordi taimede suurim kõrgus oli veidi üle 80 cm.

Samalt katsealalt määrati (J. Järveoja) päideroo saagikus 2011. a aprillis. Tulemus väetatud alalt oli 12,7 t/ha kuivaines ja väetamata alalt 7,9 t/ha kuivaines.

Majanduslikust seisukohast olid esimesel aastal tehtavad kulutused kõige suuremad – umbes 210 (3273 kr) €/ha. Kolmandal aastal lisanduvad koristuskulud on ~90 (1400 kr) €/ha. Kasutades igal aastal väetamiseks vedelsõnnikut, on kulutused ühele hektarile 21 € (333 kr). Energianiidu 12-aastase kasutamise korral on tootmise prognoositavad lõppkulud kokku 1314 (20 500 kr) €/ha, kusjuures saagikuse korral väetamata alalt ~8 t/ha (kuivainet), ehk ~96 t/ha kohta 12 aasta jooksul on ühe tonni kuivaine maksumus 14 (214 kr) €/t. Kui üks tonn kuivainet sisaldab ligi 1 MWh energiat, siis selle hinnaks kujuneb 14 (214 kr) €/t, mis on konkurentsivõimeline teiste kütustega.

Järgnevad aastad (2009.–2011.) lisasid rea kogemusi, mida võib kokku võtta järgnevalt:

1. Lavassaare katseväljakutelt oli plaanitud saagikoristus 2009. ja 2010. a kevadel pärast lume sulamist, kuid kummalgi aastal see ei õnnestunud, sest maapind ei kandnud tehnikat.

2. Kuna jääkturba paksus päideroo kasvualal on vähemalt 0,5 m, siis on ka sügisel koristamine äärmiselt raske, sest masinad vajuvad sisse. Kui kasutada jääksood energianiidu rajamiseks, ei tohiks turba jääklasundi paksus olla suurem kui 10 cm. Selle segamine alloleva mineraalpinnasega loob hea keskkonna taimede (ka puude) kasvamiseks. Paksema turbalasundi säilitamine jääksoos on turbaressursi raiskamine, ühtlasi võtab paksema turbalasundi mineraliseerumine kauem aega ja seega toimub ka kasvuhoonegaaside emiteerumine pikema perioodi vältel.

3. Päideroo kasvatamine võimaldab jääksoo pinna kiiresti ja suhteliselt väheste kulutustega katta rohukamaraga. See parandab märgatavalt jääksoo maastikulist ilmet ja vähendab ka turbalasundist eralduvate kasvuhoonegaaside hulka.

4. Väetamisega on võimalik tõsta saagikust küll rohkem kui kaks korda, aga selle tulemusena on ka koristuskadod oluliselt suuremad, sest pikaks kasvanud kõrred lamanduvad talvel lumikatte all. Väetamisest loobudes on jääksoo päiderooga kultiveerimine oluliselt odavam.

5. Päideroo kasvatamisel jääksoos on tähtis ühtlase veerežiimi tagamine, mis eeldab tasast pinda.



6. Päideroo kasvatamine jääsoo korrastamisel on eriti efektiivne juhul, kui sellelt alalt enne eesvoolu suunamist juhtida läbi raba kuivendusvesi (ka põllumajandusmaalt lähtuv). Muidugi eeldab see vajaliku pinnareljeefi kujundamist ning väljade sobivat konfiguratsiooni. Päiderooniit toimib sel juhul puhastusloduna: puhastab kuivendusvee heljumist ja väetisainetest ning niidu väetamise vajadus võib hoopis ära kaduda.

7. Päideroo kasutamine kütusena ei sobi praegustele küttekolletele, pealegi on selle kütteväärtus suhteliselt madal ja maht suur, transpordikulud suured ja lõpptulemus senini väheefektiivne.

#### **7.4.9. Võrdluskatsed päideroo kasvatamisega jääsool ja mineraalmullal**

2008. ja 2009. a viisid Eesti Maaülikooli teadlased läbi uurimuse päideroo kasvatusvõimaluste kohta Eestis. Töö eesmärkideks oli: 1) selgitada välja, milline on päideroo saagikus Eesti põldudel ning kuidas see muutub sõltuvalt koristusajast; 2) analüüsida päideroo saagikuse sõltuvust kasvukoha mullast; 3) hinnata erinevate päideroo sortide saagikust Eestis; 4) teada saada, milline on erinevate päideroo sortide keemiline koostis ning energiasisaldus sõltuvalt kasvupinnasest ja koristusajast.

Loomasöödakultuurina on päideroogu Eestis kasvatatud aastakümneid, mistõttu on aretatud meie tingimustesse sobiv sort 'Pedja'; sööda- ja seemneniite esineb mitmes maakonnas. Aastal 2007 rajas Jõgeva Sordiaretuse Instituut AS Tootsi Turbale kuuluvale ammendatud freesturbaväljale Pärnumaal Lavassaares ligikaudu 9 ha suuruse katseala. Välitöid tehti ka Eesti esimestel energia tootmise otstarbeks rajatud päiderooniitudel, mille külvas 2007. a OÜ Starfeld.

Päideroo maapealne biomass koguti kolmel erineval aastaajal: 2008. a suvel (8., 9. ja 16. juuli), sügisel (14. ja 16. oktoober) ning 2009. a kevadel (13. ja 14. aprill). Juulis lõigati biomassi kõigilt uuritavatelt niitudelt. Spetsiaalselt energiakultuurina kasvatatavatelt päideroo niitudelt (Lavassaares ja OÜ Starfeldi rajatud niidud) oli võimalik koguda biomassi ka sügisel ning kevadel. Uuritud seemneniitudelt niideti päideroog maha varsti pärast suvist proovide võtmist.

Lisaks energiakultuurina kasvatatavatele päiderooniitudele külastati PRIA toetusi saavate talunike päiderooniite üle Eesti. Kahjuks osutusid mitmed söödaks kasvatatud päiderooniidud segakooslusteks teiste taimeliikidega. Samuti ei olnud mitmel juhul võimalik saada lisainfot põlluharimise (eeskätt väetamise) kohta. Väetamise mõju sai uurida ainult turbamuldadel seoses Lavassaares varem läbi viidud päiderooniitude väetuskatsega (foto 28). Mineraalmuldadel

paiknevatest niitudest väetati uuringuaastal vaid ühte talunikule kuuluvat seemneniitu. Uuritud niitudel kasvas kolm erinevat päideroo sorti: ‘Palaton’, ‘Pedja’ või ‘Venture’. Ühele põllule oli külvatud ka sortide ‘Palaton’ ja ‘Venture’ segu.

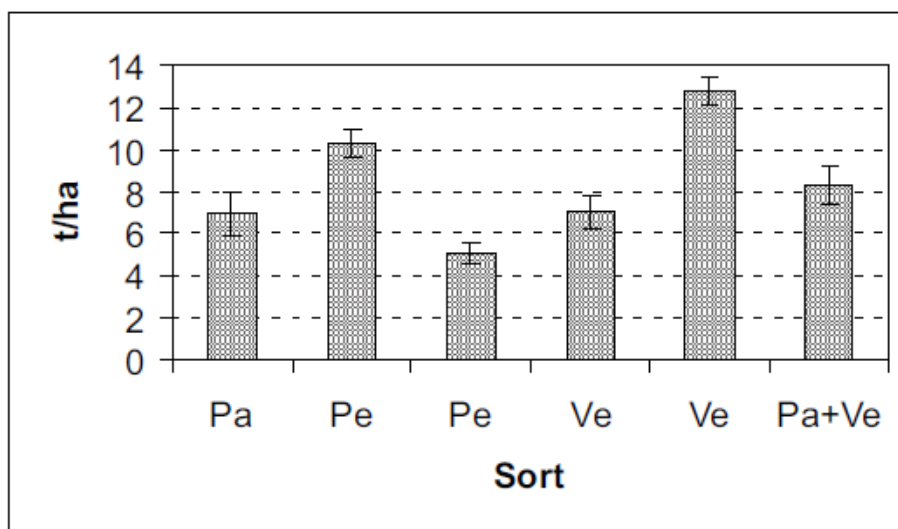
Igal uuritavaal niidul valiti liikumiseks kindel transekt, millel iga järgmine prooviring (pindala 0,07 m<sup>2</sup>) paiknes eelmisest 20–30 sammu kaugusel. Igalt niidult koguti taimede maapealne biomass 20 prooviringist: kääridega lõigati maapinnast umbes 5 cm kõrguselt kõik rohunid, k.a umbrohud. Kui prooviring sattus kohale, kus maapind oli kaetud veega või kus taimed olid vee all lamandunud, valiti uus proovivõtu koht. Igast prooviringist kogutud biomass pandi eraldi jõupaberist kotti ja transporditi sama päeva õhtuks laborisse, kus proovid kuivatati. Biomassiproove kuivatati 80 kraadi juures 72 h. Saagikuseuuringuks kasutati kolmel erineval aastaajal kogutud 1000 biomassiproovi. Kogutud biomassi keemilist koostist analüüsiti EMÜ agrokeemia laboris ning koguenergiasisaldus määrati TTÜ Tartu kolledži laboris.



Foto 28. Lavassaare turbarabas rajati päideroo väetuskatsed pikkade kitsaste ribadena kuivenduskraavide vahele (foto K. Heinsoo).

Juulis kogutud proovide tulemused näitasid, et mineraalmuldadel andis kõige suuremat saaki sort ‘Venture’ (12,8 tonni kuivmassi hektarilt) (joon 14). Samas oli teisel uuritud ‘Venture’ niidul saak väiksem kui sordi ‘Pedja’ parimal niidul (10,3 t/ha). Üheks selle ‘Pedja’ niidu suure saagi põhjuseks on kindlasti asjaolu, et niitu oli samal aastal väetatud (kõik teised mineraalmullal

asuvad niidud olid viimati väetatud aasta enne uuringuid). Lisaks oli see niit rajatud aasta varem võrreldes teiste mineraalmuldadel asuvate kultuuridega. Kirjanduse andmetel (Pahkala et al., 2005) suureneb päiderooniidu saagikus oluliselt alates kolmandast aastast pärast külvamist. Seega võib oletada, et 'Venture' ja 'Palatoni' niidud polnud oma täisküpsust saavutanud ning nende saagikus suureneb veelgi.



Joonis 14. Päideroo saagikus mineraalmullal asuvatel niitudel juulis 2008. Sortide nimed on lühendatud järgmiselt: 'Palatoni' – Pa; 'Pedja' – Pe; 'Venture' – Ve. Vertikaaljoon tulpadel tähistab keskmise viga.

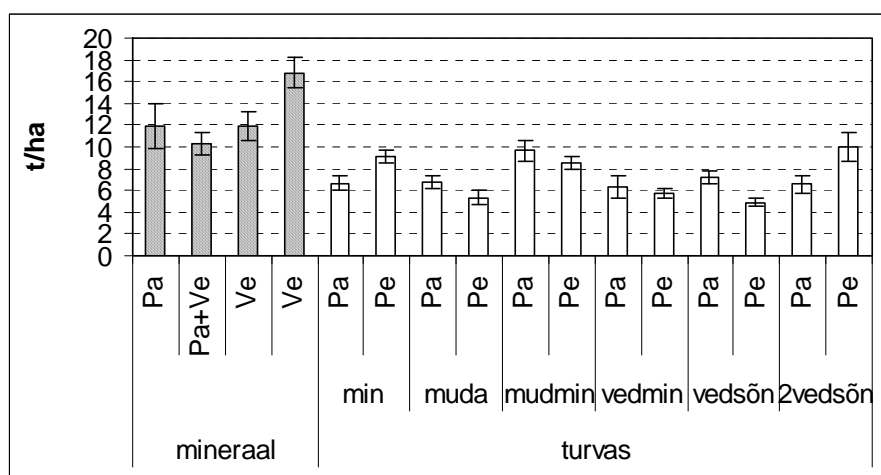
Sügiseks oli päideroo biomass kõikidel uuritud niitudel võrreldes suvega kasvanud. Jätkuvalt oli suurim tootmine mineraalmullal kasvanud sordil 'Venture' (16,8 t/ha; foto 29).

Vaatamata sellele, et kõiki turbamullal kasvavaid päiderooniite oli väetatud, jäi neil biomass mineraalmullal asuvate niitudega võrreldes väiksemaks (joon 15). Turbamullal kasvanud 'Palatoni' ja 'Pedja' sortide keskmine saagikus omavahel oluliselt ei erinenud, kuigi mõnede väetusrežiimide korral oli 'Palatoni' saagikus statistiliselt oluliselt kõrgem. Sorti 'Venture' kahjuks nendele niitudele külvatud ei olnud.

Kõige suurem oli saagikus aladel, mida oli väetatud mineraalväetise ja reovee komposteeritud jääkmuda seguga. Kõige madalamaks jäi saagikus aladel, mida oli väetatud ainult vedelsõnnikuga või sõnniku ja mineraalväetise seguga. Kuna suurem kogus vedelsõnnikut tõstis oluliselt päideroo saagikust, siis võib oletada, et vähene mõju oli tingitud madalast toitainete kontsentratsioonist vedelsõnnikus – vastavalt 33 kg, 7 kg ja 22 kg omastatavat lämmastikku, fosforit ja kaaliumi hektari kohta.

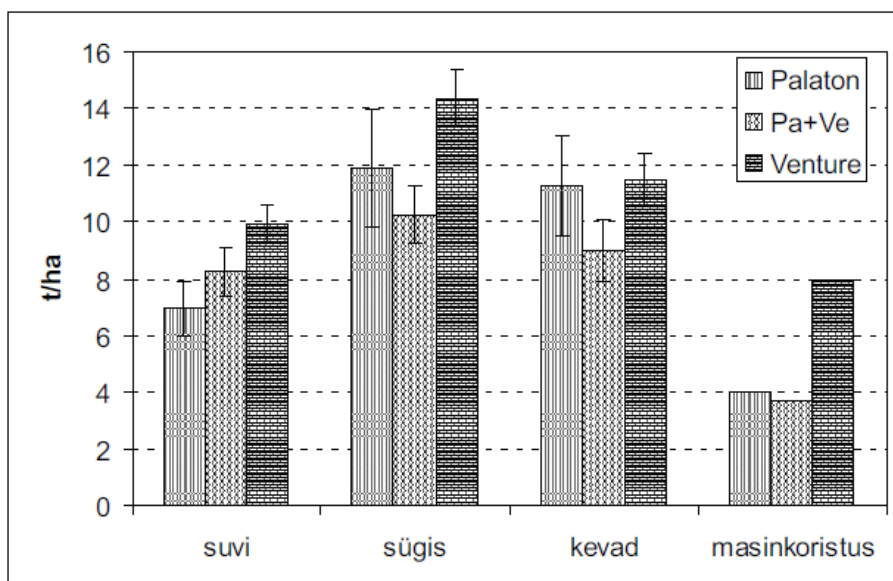


Foto 29. Võrreldes teiste niidutaimedega on päideroog meie kliimas keskmisest suurema produktsiooniga (foto K. Heinsoo).



Joonis 15. Päideroo saagikus mineraal- ja turvasmullal oktoobris 2008. Väetamine: min – mineraalväetis; muda – reovee komposteeritud jääkmuda; mudmin – kahe eelmise segu; vedsõn – vedelsõnnik; 2vedsõn – topeltkogus vedelsõnnikut; vedmin – vedelsõnniku ja mineraalväetise segu. Muud tähistused nagu joonisel 14.

Potentsiaalse saagikuse võrdlus mineraalmuldadel näitas, et suvest sügiseni muutus oluliselt nii sordi 'Palaton' kui ka sordi 'Venture' saagikus (kahe sordi seguga niidul oli muutus statistiliselt mitteoluline). Biomassi kadu sügisest kevadeni ei olnud statistiliselt oluline. Selle põhjuseks võis osaliselt olla tööks kasutatud proovide kogumise meetoodika, mis nägi ette ka lumikatte tõttu täielikult lamandunud päideroovarte proovi kogumist. Samas näitavad meie tulemused, et lehtede kõdunemisest ning varisemisest tingitud biomassi kadu sügisest kevadeni oli väiksem kui rootsi teadlaste poolt hinnatud 25%-ne saagikadu (Luger, 1997). Vähemalt kolmandik potentsiaalsest saagist jäi 2009. a kevadel masinkoristuse ajal põldudelt koristamata (joon 16, T. Starke, suulised andmed; foto 30). Veelgi enam: seoses ebasoodsate ilmastikuoludega jäid sellel aastal koristamata kõik Lavassaare jääksoos asuvad niidud ning üks kõige madalamal jõeluhal asunud OÜ Starfeld niitudest. Sellest võib järeldada, et suurema biomassi koguse saamise huvides tuleks saaki varuda sügisel või siis täiustada koristustehnoloogiat.

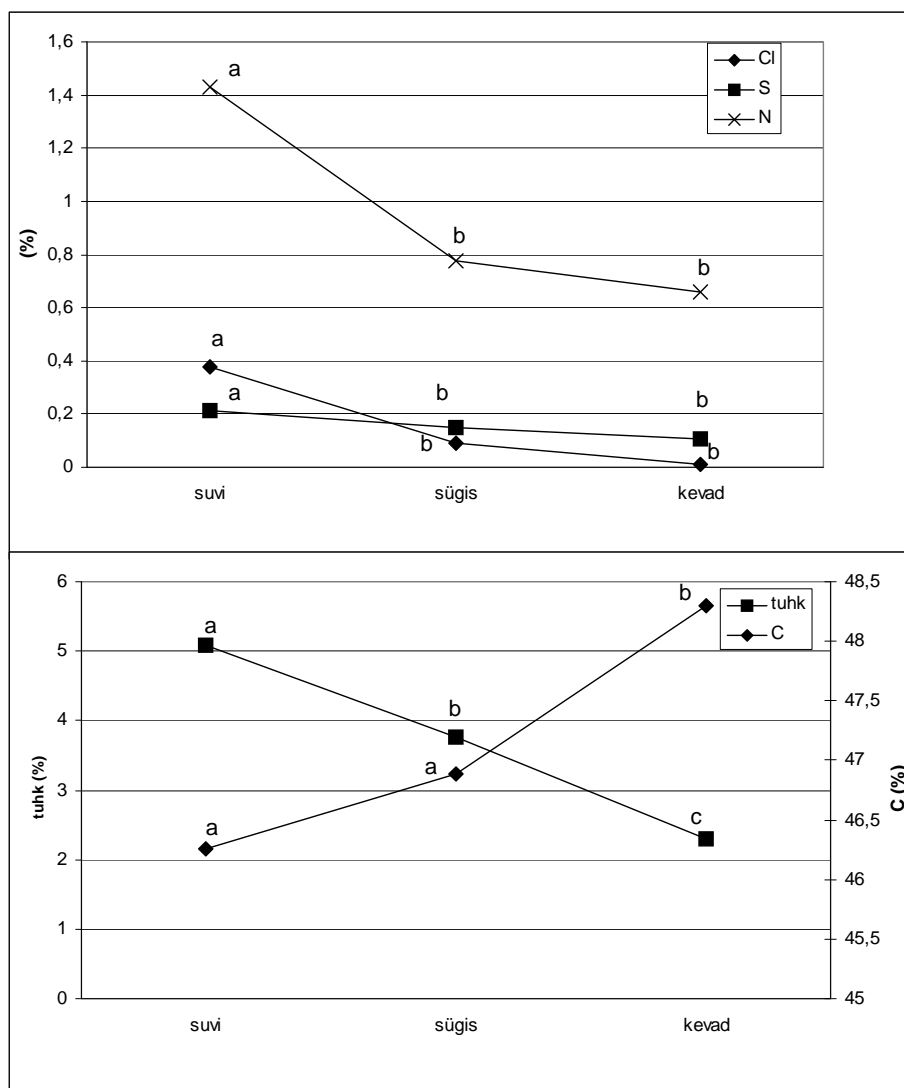


Joonis 16. Päideroo võrreldud sortide potentsiaalne saagikus erinevatel aastaegadel ning reaalne saak kevadisel masinkoristusel.



Foto 30. Kevadeks on päideroog paksu lumekihi all lamandunud ning seega masinatega väga raskesti koristatav (foto K. Heinsoo).

Kõige suuremad probleemid sügisel varutud rohtse biomassi põletamisega katlamajades on seotud selle suure tuhasisaldusega ning katelde korrosiooni põhjustavate keemiliste elementide (nt Cl, S) kõrgema kontsentratsiooniga võrreldes kevadel koristatud saagiga (Burvall, 1997). Käesoleva töö käigus tehtud analüüsid näitasid, et hilissügisese ja varakevadise biomassi keemilises koostises ei olnud olulist erinevust (joon 17). Täpsemad biomassi koguenergia sisalduse uuringud selgitasid, et sõltuvalt proovide kogumisajast ning kasvukoha mullatüübist muutus energiapotentsiaal päideroos kuni 7%. Seega sõltub päideroo biomassi kütteväärtus ilmselt rohkem saagi niiskusesisaldusest kui taimede biokeemilistest erinevustest eri aastaegadel. Seda arvestades võib päideroo energianiidu rajajale Eestis soovitada koristada saak hilissügisel, kuna selle keemiline koostis jääb kevadeni sarnaseks, küll aga on sügisene masinkoristus ilmselt oluliselt väiksemate kadudega.



Joonis 17. Erinevate keemiliste elementide kontsentratsioon päideroo maapealse biomassis sõltuvalt aastaajast. Eri tähtedega on tähistatud statistiliselt olulised erinevused.

## 7.5. Jääksoode kasutamine turbakaevandamisalade kuivendusvee puhastamiseks

Turba kaevandamisega tekib rohkesti turbatolmu, mille hulk sõltub ilmastikust, turba lagunemisastmest ja kaevandamistehnoloogiast; hästilagunenud turbast eraldub tolmu rohkem kui vähelagunenust. Vette sattudes reostab turbatolm seda heljumi ja orgaanilise ainega. Euroopa

Liidu veepoliitika raamdirektiivi nõuete kohaselt tuleb pinnaveekogudes veekogu omapära arvestades tagada võimalikult looduslähedane vee kvaliteet, mis eeldab turbakaevandamisalade kuivendusvee reostuskoormuse vähendamist ja kontrolli all hoidmist. Veekaitseabinõude planeerimisel turbakaevanduse aladel tuleb tähelepanu pöörata kaevandamisala kasutamise kõikidele etappidele, s.t tootmisala ettevalmistamisest kuni jääksoo korrastamiseni. Veekaitseabinõude valimisel püütakse minimeerida kaevandamisala eesvoolu reostust. Sobiva meetodi lõplik valik ja vajaliku rajatise mõõtmete kindlaksmääramine sõltub maastiku iseärasustest, samuti kaevandusvee reostuskoormuse lubatavatest piirnäitajatest, puhastatava vee kogusest ning sellele esitatavatest kvaliteedinõuetest.

Tavaliselt kasutatakse turbakaevandamisaladelt lähtuva vee puhastamiseks settebasseine. Kui settebassein on projekteeritud vastavalt kaevandusvee tegelikule hulgale ning projektikohaselt välja ehitatud, suudab see sissetulevast heljumist kinni pidada 30–40% (Savolainen et al., 1996). Koos settinud heljumiga väheneb ka vee fosforisisaldus. Kuna settebasseinides puuduvad taimed, siis äravooluvee lämmastikuisaldust settebasseinid ei vähenda.

Teine võimalus on kasutada kuivendusvee puhastamiseks lodupuhastust, mis on settebasseinidest efektiivsem. **Puhastuslodu ehk veepuhastuse märgala** on looduslikus seisundis olev ala, mis on kogu aeg osaliselt veega kaetud, üleujutamata alal aga jääb põhjavee tase ka kuival perioodil maapinna lähedale (Aleksand, Timmusk, 2002). Loduala katab märjale kasvukohale iseloomulik taimestik. Puhastuslodudeks sobivad ka tehislodud, sealhulgas selleks kohaldatud jääksood.

Puhastuslodu toimimise tõhusust kuivendusvee puhastamisel võib illustreerida, kõrvutades mõningaid sealseid vee kvaliteedi parameetreid Soomes Oulu piirkonnas uuritud looduslike soode (Leiviskä, 1993) ja puhastuslodude vee vastavate andmetega (Puustinen et al., 2007) ning Eestis kehtestatud pinnaveekogude veeklasside nõuetega (Pinnaveekogude ..., 2009). Nagu tabelist 14 nähtub, on puhastuslodu läbinud soovee kvaliteet üsna samal tasemel hea veeklassi jõgede veega.



Tabel 14. Vete reostuskoormuse parameetrid (mg/l) Oulu piirkonna looduslikes soodes, Eesti turbakaevandamisaladel ja puhastuslodust väljumisel ning hea veeklassi vastavad näitajad.

Parameeter	Looduslik soo	Turbakaevandamisala	Puhastuslodust väljuv vesi	Hea veeklassiga jõgi
Heljum	1–10	0,5–71	1–20	0,05–0,08
Üldfosfor	0,02–0,09	0,02–0,3	<0,12	2,0–3,0
Üldlämmastik	0,3–4,5	0,4–4,7	<2,6	
Raud	0,4–4,5	1,2–10		

Puhastuslodus toimub vee:

- füüsikaline puhastumine – settimine, filtreerumine läbi pinnase;
- keemiline puhastumine – fosfori absorbeerimine pinnasesse;
- bioloogiline puhastumine – lämmastiku denitrifikatsioon, bioloogiline taimetoitainete tarbimine.

Kõik need protsessid vajavad hea puhastusefekti saavutamiseks aega. Seetõttu on puhastuslodu projekteerimisel üheks põhiliseks parameetriks sellesse juhitava vee viibeaeg. Viimast mõjutavad nii hüdroloogilised kui ka hüdraulilised tegurid. Hüdroloogiliseks teguriteks on lodusse tuleva vee kogus ja selle ajaline dünaamika. Hüdraulilisteks teguriteks aga vee liikumistee ja liikumiskiirus loduala eri osades.

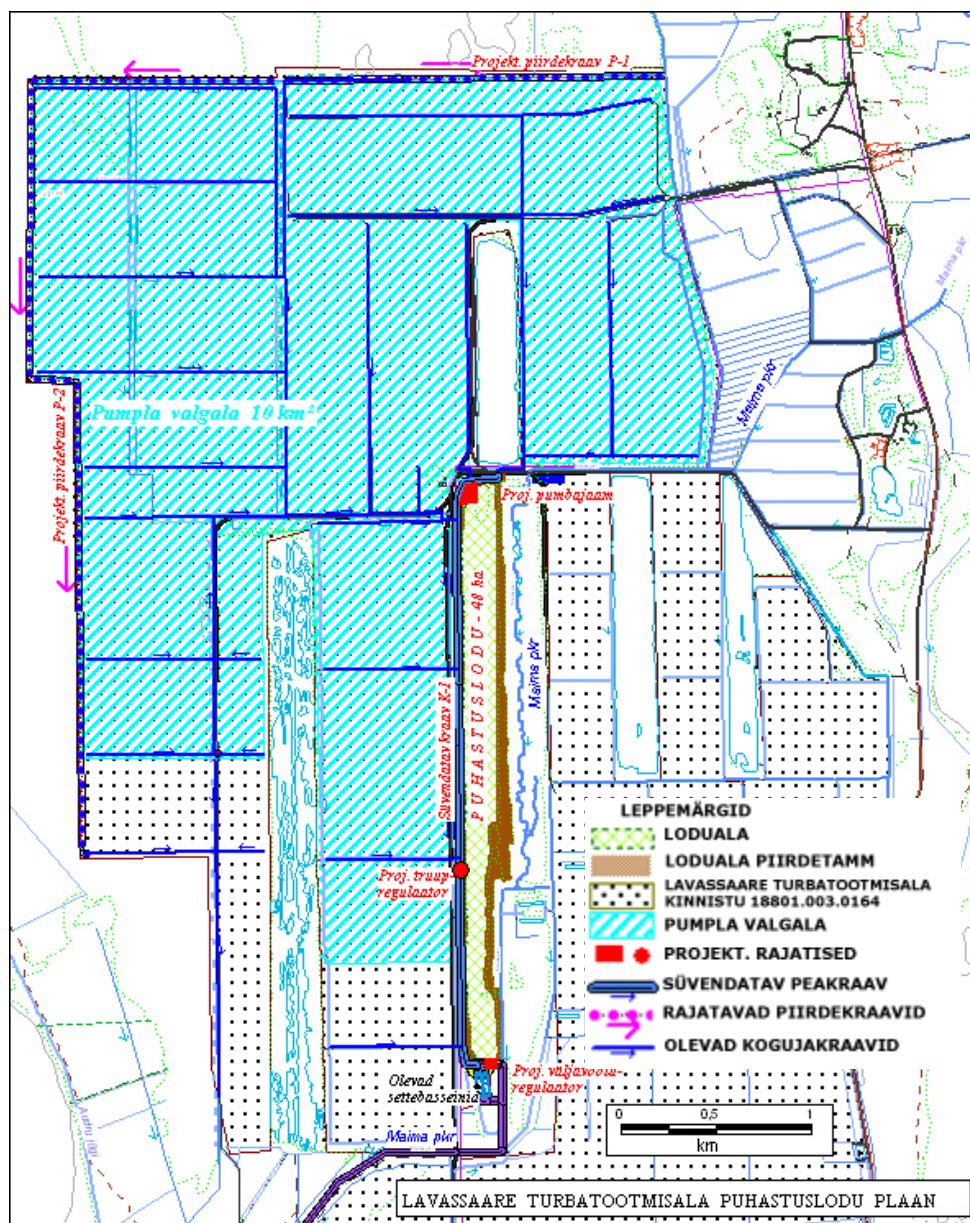
Soomes tehtud uurimistöödest järeldub, et kui puhastuslodu pindala suurus on 5% valgala suuruselt, eraldatakse lodusse tuleva soovee üldlämmastikust ligikaudu 54%, üldfosforist 60% ja heljumist 70% (Puustinen et al., 2007). Puhastuslodu läbiva vee hulk varieerub suures ulatuses sõltuvalt ilmastikutingimustest. Soovee maksimaalne äravool kaevandamisalade kuivendussüsteemidest on võimalik siiski vaid pikkade vihmaperioodide korral või ekstreemselt suurte sademetehulkade järel.

## 7.5.1. Näiteid puhastuslodudest

### Lavassaare turbakaevandamisala

**Lavassaares** projekteeriti 2006. a puhastuslodu ligikaudu 1000-hektarilisele alale, kus olid olemas selleks sobivad taimestunud turbakarjäärid (Raadla, Roo, 2006; joon 18). Puhastuslodu kasutamist soovete puhastamiseks soovitab sellel kaevandamisalal ka vee erikasutusluba ning viimase taotlusele tehtud keskkonnamõju hindamine. Eeluringud puhastuslodu rajamise võimaluste väljaselgitamiseks tehti 2005. a Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituudi poolt (Ilomets, Pajula, 2006). Nende põhjal valiti välja tehnoloogiliselt ja logistiliselt sobivaim ala, kus järgnevalt viidi läbi põhjalikud geoloogilised, veerežiimi ja taimkatte uuringud.

Lodualaks planeeritud jääksood on suures osas kattunud madalsooilmelise taimkattega. Kohati kasvab seal hõredalt ka puid ja põõsaid. Puudest domineerib sookask, vähesel määral leidub mäнди ja kuuske. Põõsarinde moodustavad erinevad pajuliigid – hundipaju (*Salix rosmarinifolia*), kõrvpaju (*S. aurita*) jt –, vähesel määral leidub kuslapuud (*Lonicera* sp.). Jääkturba vallidel kasvavad kased. Karjääri idapoolses osas maapind järk-järgult tõuseb ning koos sellega muutub puurinne tihedamaks, moodustades idaservas kase-männi segametsa. Jääksoo äärealad on üksikute kaskedega, hõredas põõsarindes domineerivad seal hundipaju ja porss (*Myrica gale*).



Joonis 18. Lavassaare turbakaevandamisala puhastuslodu plaan.

Puhastuslodu on projekteeritud ligikaudu 3 km pikkusele ja 150–250 m laiusele põhjalõunasuunalisele jääksoole, kus 30–40 aastat tagasi kaevandati turvast nn baggerimeetodil. Jääksoo on sellest läänes kulgevast Maima peakraavist eraldatud 10–15 m laiuse turbavalliga. Läänepoolses ligikaudu 50 m laiuses osas on jääksoo pind valdavalt tasane, idapoolses osas leidub hulgaliselt kuni 1,5 m kõrguseid jääkturba valle. Jääksoo pind on nendest vallidest 1–2 m madalam ning praegu kasutatavatest lääne poole jäävatest freesturbaväljadest kuni 1 m kõrgemal. Väljavool lodualt toimub lõunaossa jäävate settebasseinide juures vastava regulaatori kaudu äravoolukraavi, mis omakorda suubub Maima peakraavi. Jääksoo pinna lang

on väga väike – kolme kilomeetri kohta umbes pool meetrit, seetõttu ei ole karta sellele juhitud soovee liiga kiiret voolamist ega ole vaja ehitada vahetammi.

Kuna isevoolselt ei ole võimalik kaevandamisala kuivendusvett puhastuslodule suunata, projekteeriti selleks pumpla ja kogujakraavide veed suunatakse pumpla kogumisbasseini. Pumpamiskõrgus muutub vastavalt sellele, kuidas raba pind freesimise tulemusena madaldub; kogumisbasseini põhja ja lodunõlva hari jääb 1,7–3,95 m vahemikku. Olenevalt pumpamiskõrgusest ja töös olevate pumpade arvust kujuneb pumpla jõudluseks 0,3–0,7 m<sup>3</sup>/s. Sügiseste ja kevadiste, aga ka suviste erakordsete suurvete ajal pumpla ei tööta; suurvete ärajuhtimine toimub siis isevoolselt kraavi K-1 kaudu (joon 18), mida on võimalik sulgeda truupregulaatoriga. Juhul kui pumpla ei jõua kogu juurdetulevat vett lodualale pumbata, toimib truupregulaator ka ülevooluna.

Veetase on lodualal valdaval pinnalähedane. Kuivaperioodil jääb see maapinnast enamasti 5–15 cm madalamale, vihma- ja lumesulamisperioodidel on suurem osa lodualast üle ujutatud 5–20 cm paksuse veekihiga. Veetaseme sesoonne kõikumine jääb keskmise ilmastikuga aastatel hinnanguliselt 20–25 cm piiresse, mis on väiksem kui looduslikes soodes.

Pumpla maksimaalse jõudlusega töötades kujuneks voolukihiks ligikaudu 15 cm; lodu keskmise laiuse korral oleks voolu ristlõige 22,5 m<sup>2</sup> ja voolukiiruseks 3 cm/s. Lodu 2,9 kilomeetrise pikkuse korral on kuivendusvee viibeag selles minimaalselt 26 tundi, seega veidi enam kui üks ööpäev. Tegelikult kujuneb ühe pumbaga ning vaheaegadega pumbates viibeag pikemaks.

Lavassaares on koostatud korrastamisprojekt ka turbakaevandamisala kirdeossa jäävale ligikaudu 230 ha suurusele jääksoole (joon 19). Käsitletavast alast ühe kolmandiku hõlmab puhastusloduks ette nähtud ala, mille abil kavandatakse puhastada Elbu turbakaevandamisala kuivendusveed. Olemasolev kuivenduskraavide võrk säilib, aga kaevandamisaegsed äravoolud väljaku otstes (ülesõidud) suletakse, täidetakse ja tihendatakse. Selleks tuleb 3–5 m ulatuses välja võtta kraavide otstesse paigutatud dreanaažtorud ning kraavid väljavoolupoolsetes otstes 1/3 pikkuse ulatuses kinni ajada.

Turba jääklasundi paksus on puhastuslodus 0,5–1,4 m ja selle pinna kõrguste vahe põhjast lõuna suunas maksimaalselt 0,4 m. Elbu kaevandamisala kuivendusveed juhitakse puhastuslodusse isevoolselt Maima peakraaviga rööbitise kraavi ning düükri<sup>3</sup> abil. Ammendatud kaevandamisala jääb katma ligikaudu 0,75–0,85 m paksune veekiht. Ühtlase veetaseme hoidmiseks paigutatakse puhastuslodu väljavoolule veetaseme regulaator (joon 19). See tehakse

---

<sup>3</sup> Toru, mille abil juhitakse ühe veejuhtme (kanali, kraavi, dreanaažikollektori) vesi teise veejuhtme (kanali, jõe, kraavi) või tee alt läbi.

metallist ning varustatakse kolmnurk-ülevooluga, et oleks võimalik mõõta vee vooluhulkasid ning teha vee kvaliteedi seiret.

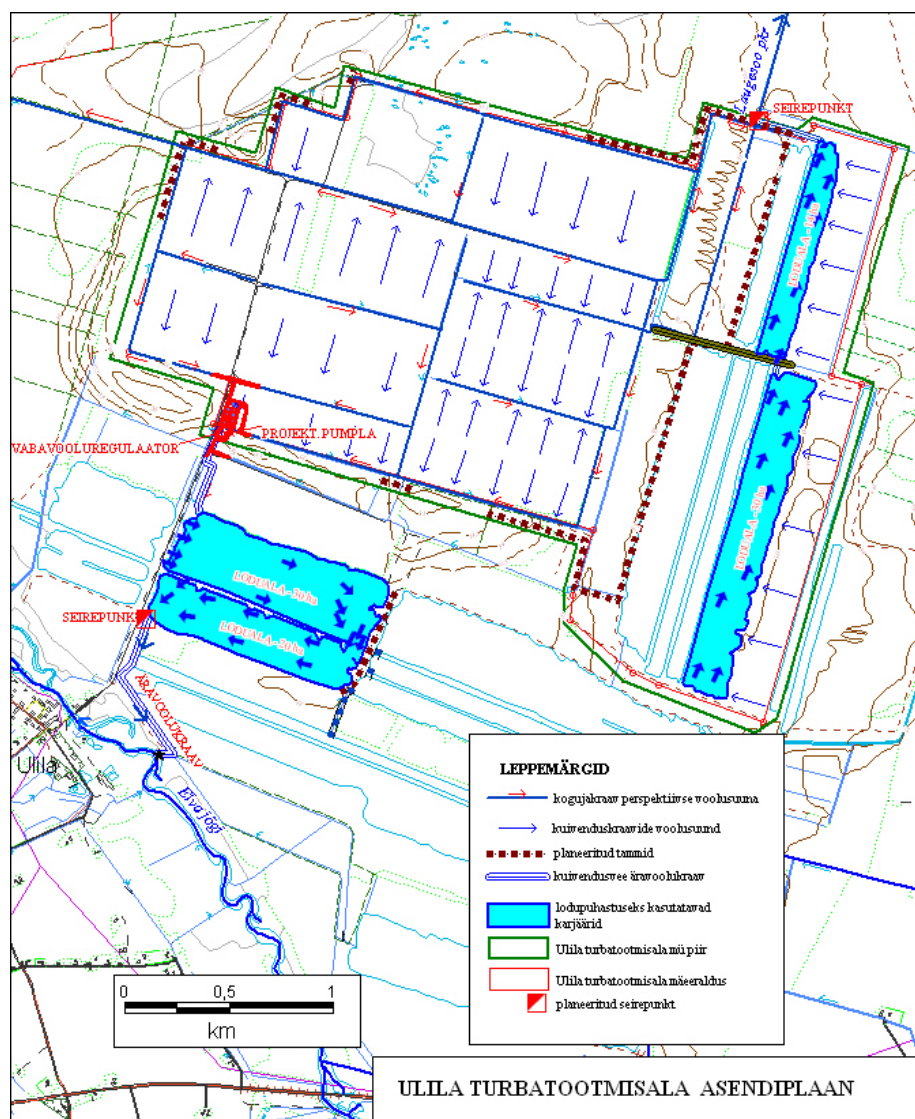
Loduala jäävad igast küljest ümbritsema hoidetervikud, mis tagavad teede kasutatavuse ja kogujakraavide toimimise senikaua, kuni ümbritsevatel turbaväljadel toimub kaevandamine. Osa hoidetervikuid on senise turbakaevandamise tulemusena juba olemas, osa aga tuleb juurde ehitada. Hoidetervikute harja laius kogujakraavi või tee servast on 10–15 m ja nende lodupoolse nõlva kalle 1:3 (Kõpp jt., 2007).



Joonis 19. Lavassaare turbakaevandamisala kirdeosa korrastatud ala plaan.

## Ulila turbakaevandamisala

Siin on tegemist polderkuivenduse projektiga, mille koosseisus nähakse ette suunata kõik kaevandamisalalt väljajuhitavad veed puhastusloduna töötavasse jääksoosse (Raadla, Roo, 2007). Lodualaks planeeritud jääksoos on põhjavee looduslik tase selline, et vee sügavus lodualal on 50–100 cm. Loduala laiuseks on ligikaudu 200 m, pikkuseks 2 km (joon 20). Vee juurdeandmine lodusse toimub pumpamisega; pumpla planeeritud maksimaalne jõudlus on 0,8 m<sup>3</sup>/s. Kui pumpla töötab niisuguse jõudlusega, on lodus vee liikumise kiirus <1 cm/s ja sellest tulenev kuivendusvee viibeag ligikaudu kolm ööpäeva. Turba kaevandamise perioodil, mil toimub põhiline vee reostamine turbatolmuga, on vooluhulgad vähemalt poole väiksemad (aegajalt töötab üks pump) ning kuivendusvee viibeag puhastuslodus pikeneb kuni ühe nädalani.



Joonis 20. Ulila turbakaevandamisala asendiplan.

### 7.5.2. Vee kvaliteedi seire puhastuslodudes

Keskkonnaseire seadus (1999) nõuab mitte ainult keskkonnaseisundi fikseerimist, vaid ka keskkonnale mõju avaldavate tegurite regulaarset jälgimist ning mõõtmist. Seire eesmärgiks on ka tegevuste tulemuslikkuse jälgimine. Settebasseinide ja puhastuslodude puhul on siin indikaatoriteks eesvoolu juhitava heitvee kvaliteedi näitajad, mis iseloomustavad kuivendusvee puhastamise efektiivsust lodus. Kui mõneaastase seire järel veendutakse, et puhastuslodu toimib nii, nagu kavandatud, s.t tagab vee puhastamise nõutava kvaliteedini, võib seire sagedust vähendada.

Seirepunktid tuleb ehitada selliselt, et nendele oleks hõlbus juurdepääs ja neis oleks võimalik vooluhulka lihtsalt mõõta. Veeproovidest oleks soovitatav määrata heljumi sisaldus, üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldus, bioloogiline hapnikutarve (BHT<sub>7</sub>), keemiline hapnikutarve (KHT) ja pH.

Kuna heljumi jämedam fraktsioon settib valdavalt pumpla ette jäävas settebasseinis, samuti pumpla ning lodu vahelises kanalis, tuleb neid kindlasti vähemalt kord aastas puhastada. Parim aeg selleks on sügisel turba kaevandamisperioodi lõppedes.

Kui puhastuslodu vees täheldatakse taimede toitelementide (fosfor, lämmastik) sisalduse tõusu, tuleks vastuabinõuna kaaluda lodu ökosüsteemist biomassi väljaviimist. Seda on eeldatavalt kõige lihtsam korraldada talvise niitmise abil. Fosfor ja lämmastik vabanevad taimede orgaanilise aine (taimede varis, turvas) lagunemisel ning lahustunud fosfori- ja lämmastikuühendid tarbitakse uuel vegetatsiooniperioodil kasvavate taimede poolt enamasti ära. Toitelementide sisalduse tõusu risk on suurem niisuguses lodus, kus vee tase ulatub üle maapinna ning vee liikumine toimub valdavalt läbi taimestiku (nn vabaveeline puhastus).

## 8. TINGIMUSTE LOOMINE TAASSOOSTUMISEKS

### 8.1. Kogemusi maailmast

Eesti on sooderikkuselt ja turba kaevandamise ning ekspordi mahult üks juhtivaid riike maailmas, kuid jääksoode korrastamisel tehakse alles esimesi samme. Erinevalt sööti jäetud põllust või lageraielangist, mis metsastuvad looduslikult juba ühe inimpõlve jooksul, mõjutavad jääksood ümbritsevat keskkonda märksa olulisemalt ja hoopis pikemat aega. Jääksoode korrastamise tähtsust on ühel või teisel põhjusel praeguseks mõistetud enamuses turbatööstusega maades, kuid reaalsed tegevused ja tulemused on üpris erinevad. Meil oleks siin õppida nii teiste maade vigadest või tegematajätmistest kui ka edust.

Suurbritannias, kus varem jääksood valdavalt metsastati, muudeti põllumajandusmaaks, kasutati ka prügilatena vms, on jääksoode korrastamise meetodeid nüüdseks põhjalikult uuritud, koostatud sellekohane detailne käsiraamat (Wheeler et al., 1995) ja mitmeid jääksoid korrastatud. Tulenevalt kliimaatilistest iseärasustest, sh pikast vegetatsiooniperioodist ja suurest sademete hulgast, rakendatakse seal peamiselt jääksoode kuivenduskraavide sulgemist, veetaseme tõstmist ja kohati ajutiselt üleujutatud alade tekitamist. Sellisel viisil jääksoo ühe hektari korrastamise maksumuseks on hinnatud (sõltuvalt vajaliku tehnika olemasolust ja saadavusest) 200–1200 £ (230–1360 €). Erinevalt allpool põhjalikumalt käsitletavast Kanada meetodikast Suurbritannias taimestiku aktiivset taastamist ei tehta, vaid luuakse võimalikult soodsad tingimused selle spontaanseks taastumiseks, mis võtab aga kaua aega.

Sama meetodikat kasutatakse enamasti ka teistes Lääne-Euroopa maades, sh Saksamaal, ning aktiivset sootaimestiku taastamist selleks ettevalmistatud jääksoodes on tehtud vaid mõne hektari suurusel katsealadel. Üheks takistuseks on siinjuures korrastamiseks vajaliku taimematerjali vähene kättesaadavus ja kõrge hind (H. Joosten, suulised andmed). BRIDGE projekti raames koostati 2004. a jääksoode rekultiveerimise juhend ka Saksamaal ja Hollandis, kaasates selle koostamisse Suurbritannia teadlasi (Blankenburg, Tonnis, 2004).

Varem sooderikkas ning seetõttu pika turba kasutamise traditsiooniga Iirimaa on realiseeritud mitmeid jääksoode korrastamise projekte. Eelnevalt viidi koostöös Hollandi teadlaste, keskkonnainseneride ja muude spetsialistidega läbi ulatuslikud uuringud Iirimaa soode seisundi ning erineval viisil ja ulatuses mõjutatud soode korrastamise võimaluste



väljaselgitamiseks (*Irish Raised Bog Restoration Programme*, 1994–2000). Sarnaselt naabermaal Suurbritannias tehtavaga, on Iirimaal peamiseks meetmeks kuivenduskraavide sulgemine nii turbast kui ka plastikust tammidega. Varem istutati sellel metsavaesel maal jääksoodele palju metsa, viimastel aastatel on aga, vastupidi, rekultiveeritavate soolade looduslikkuse taastamiseks kokku ~2000 hektarilt puid hoopis eemaldatud (Coillte projekt jt). Samas on Iirimaa suurima turbakaevandaja Bord na Móna valdustes tehtud jääksoode korrastamiseks suhteliselt vähe.

Kui Lääne-Euroopas toimub praegu turba kaevandamine vaid vähestel aladel ning jääksoode korrastamise vajaduse ja kasutatavate meetodite valiku tingib kohati jääksoode suhteliselt väike pindala ning pika aja möödumine turba kaevandamise lõpetamisest, siis teistsugune – ja sarnasem Eestiga – on olukord maailma sooderikkamal maal, Soomes. Rahvusliku soostrategia (Ehdotus ..., 2011) andmetel on turba kaevandamine Soomes lõpetatud ~30 000 hektaril ning aastaks 2020 suureneb jääksoode pindala kuni 44 000 hektarini. Kuna enamuse jääksoodest asub eramaadel ning varem puudus kohustus nende korrastamiseks, pole ka täpselt teada, mis seisus jääksood on ja kuidas neid kasutatakse.

Sarnaselt Eestiga on aga nii kuivendatud soometsi kui ka jääksoid enamasti püütud metsastada või kasutada põllumajanduses. See aga ei peata turba mineraliseerumist ning kasvuhoonegaaside eraldumist. Jääksoode korrastamist soode arenguprotsesside taastamiseks pole turbafirmade huvi puudusel praktiliselt tehtud. VAPO OY andmetel on jääksoid Soomes kasutatud ka päideroo kasvatamiseks (vt 7.4.). Osa jääksoid on tagastatud maaomanikele ning sel juhul on nende järgnev kasutus teadmata, osa jääksoid aga seisavad turba kaevandamise jätkamise ootuses. Soomes on koostatud ka jääksoode taastamise käsiraamat (Heikkilä et al., 2002). Korrastamata jääksoode suur arv ja pindala Soomes on pannud rahvusvahelisi keskkonnaorganisatsioone korduvalt väljendama muret turba kaevandamise alustamise pärast looduslikes soodes, ulatuslike soolade kuivendamise pärast metsanduse edendamiseks ning jääksoode vähese korrastamise pärast. Oma resolutsiooniga juhtis ebarahuldavale olukorrale tähelepanu ka Rahvusvaheline Soode Kaitse Grupp – *International Mire Conservation Group* (IMCG Resolution ..., 2010).

Jääksoode korrastamise põhimõtete ja metoodikate väljatöötamisel ning rakendamisel on küllalt häid tulemusi saavutatud ka Lätis (Mires ..., 2003). Koostöös Läti kolleegidega viiakse meil ellu projekti Kuresoo raba kuivendatud servaala looduslikkuse taastamiseks. Mitmeid erineva eesmärgi ja ulatusega jääsoode korrastamise projekte on läbi viidud ka Leedus ja Valgevenes.

Hea ülevaate maailma eri maades soode looduslikkuse taastamisel tehtud töödest saab internetist (nt Schumann, Joosten, 2008).

Ka sooderikkas Kanadas on turba kaevandamisel pikk ajalugu ning eri aegadel kujunenud jääksoode kogupindalaks hinnatakse ~17 000 ha, kaevandamine jätkub 13 000 hektaril (*Canadian Peat Moss Associationi* andmetel). Jääksoode kasutamisest metsastamiseks või põllumajanduses andmed puuduvad. Kanadas hakati jääksoid alates 1990-ndate aastate lõpust aktiivselt korrastama eesmärgiga taastada neil turba akumulatsioon ja seega taaskäivitada soode loomulik arenguprotsess. Praeguseks on korrastatud ligikaudu 4000 ha jääksoid.

Järgnevalt tutvustame lähemalt kõige edukamaks osutunud ning küllalt sarnaste loodusolude tõttu eeldatavalt ka Eestis jääksoode korrastamiseks sobivat nn Kanada meetodikat (inglise k „*Canadian approach*” ehk „*Sphagnum moss transfer method*”) nii F. Quilty ja L. Rochefort’i 2003. a juba teise trükina ilmunud käsiraamatu „*Peatland Restoration Guide*” kui ka 2005. a oktoobris Quebecis meetodika praktiliseks tutvustamiseks korraldatud seminarilt saadud kogemuste põhjal. Seda meetodikat järgides on Kanadas korrastatud kuni 500 ha suurusi jääksoid nii madalsoodes kui ka rabades. Järgnevalt kirjeldame üksnes korrastamise põhilisi etappe ja tegevusi, kuna detailse juhendiga on huvilistel võimalik tutvuda ka iseseisvalt, sh internetis.

### **8.1.1. Kanada meetodika**

Jääksoode korrastamise eesmärgiks on taastada isereguleeruv süsteem, mis kujuneks taas funktsionaalseks turvast akumulatsioonivaks ökosüsteemiks. Seega, erinevalt jääksoode kasutamisest põllumajanduses, metsa- või marjakasvatuseks, kus eesmärgiks ei olegi isereguleeriva ökosüsteemi taastamine ning nende alade kasutamiseks tuleb sinna pidevalt investeerida (kuivendussüsteemi käigushoidmiseks, väetamiseks, väljavoolava vee kvaliteedi tagamiseks jne, tuleohust ning kasvuhoonegaaside eraldumisest rääkimata), tehakse Kanada meetodika alusel jääksoode korrastamisel kulutusi vaid mõne aasta jooksul, seejärel jätkub protsess soovitud suunas juba looduslikult ning vajalik on vaid seire, tegemaks vajadusel täiendavaid töid ning saamaks kogemusi optimaalse meetodika kujundamiseks.

Jääksoode korrastamise Kanada meetodika erinevus Lääne-Euroopas kasutatavast seisneb eelkõige taimestiku aktiivses taastamises ja taimede kasvuks sobivate stabiilsete niiskustingimuste loomises.

Jääksoo korrastamist tuleb alustada taastamise plaanist, et kindlustada ajagraafikus püsimine ja kavandatud eesmärkide saavutamine. Loomulikult peab taastamise plaan arvestama ala iseärasustega, sest nendest sõltuvad nii korrastamise võimalik suund kui ka selleks vajalikud tegevused. Seega peab planeerimise käigus arvesse võtma järgnevaid asjaolusid:

- \* ala iseärasused enne turba kaevandamise algust;
- \* ala topograafia;
- \* turba jääklasundi omadused;
- \* soovee keemilised omadused;
- \* olemasolev taimestik korrastataval alal;
- \* doonorlade olemasolu taimefragmentide kogumiseks;
- \* ümbruskonna maastikulised iseärasused, selle veerežiim;
- \* töö eesmärgid ja nende saavutamiseks vajalikud tegevused;
- \* seire korraldamine.

Pärast vajalikku planeerimist ja ettevalmistustöid tehtavad tegevused võib jagada kuude etappi:

1. pinnase ettevalmistamine;
2. vajalike taimefragmentide kogumine;
3. taimefragmentide puistamine jääksoole;
4. taimefragmentide katmine (õlgedest) multšiga;
5. väetamine;
6. kuivenduskraavide sulgemine

#### **8.1.1.1. Pinnase ettevalmistamine**

Esimeseks korrastatavas jääksoos tehtavaks tööks on pinnase ettevalmistamine, et parandada substraadi kvaliteeti ja muuta niiskustingimusi jääksoole laotatavate taimefragmentide kasvamaminekuks soodsamaks. Pinnase ettevalmistamisel on peamisteks eesmärkideks:

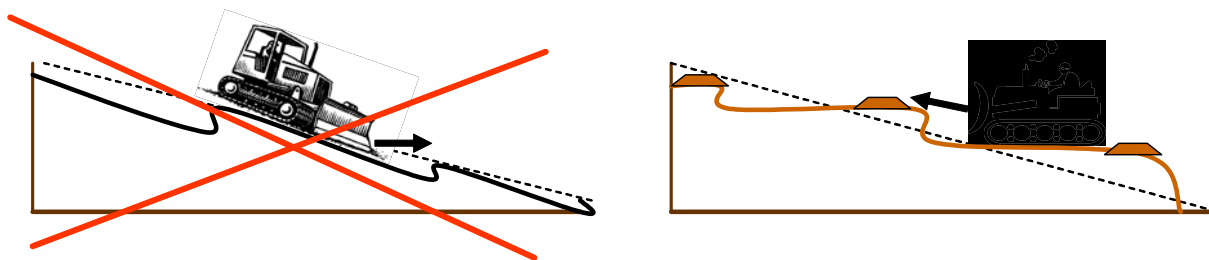
- \* hoida kinni võimalikult palju vett;
- \* saavutada vee võimalikult ühtlane jaotumine kogu alal;
- \* vältida pikaajaliste üleujutuste teket;
- \* vältida üleujutuste teket suurel alal.

Turbaväljade tasandamisel tuleb eemaldada taimede kasvu takistav oksüdeerunud ja külmakohrutunud pealmine osa turba pinnast; seda turvast saab kasutada kraavide täiteks ja

vajadusel kuhjata vallideks. Tagamaks kaevandamisel freesturba kiiremat kuivamist, planeeritakse pinnase profiil kuivenduskraavide vahel kumer või ühes suunas veidi kaldu, luues nii ala eri osades erinevad niiskustingimused. Pinnase ettevalmistamisel taimefragmentide külviiks tuleb see buldooseriga või mõne muu sobiva masinaga tasandada ning vajadusel jagada suuremad alad turbast kuhjatud madalate, kuni 0,5 m kõrguste vallidega väiksemateks aladeks (foto 31). See võimaldab korrastataval alal vett kinni hoida, luua suurematel pindadel ühtlasemad niiskustingimused ning vähendada üleujutuste korral laineerosiooni mõju. Vallide vahekaugus ning nendega ümbritsetud alade suurus sõltub jääksoo suuruselt ning pinna kaldest; oluline on see just lumesulavee kinnihoidmiseks ning selle poolt põhjustatava erosiooni vähendamiseks. Jääksoo pinna tasandamisel ja ärälükatud turbast vallide kuhjamisel tuleb seda teha, turvast jääksoo servast keskosa poole lükates, mitte vastupidi (joon 23).



Foto 31. Jääksoo pindmise oksüdeerunud ja külmakohrutatud turbakihi eemaldamine, pinnase tasandamine ja paremate niiskustingimuste loomiseks turbavallidega väiksemateks aladeks jagamine (foto E. Karofeld).



Joonis 21. Jääksoo pinna planeerimine.

Vallidesse lükatud turvas tuleb masinatega tihedaks pressida ning vallidele on vaja kujundada lauged nõlvad. Korrastatava ala servadele võib valli ehitada selle vastupidavuse ja veehoide suurendamiseks sügavamatest turbakihtidest pärit paremini lagunenud turbast. Stabiilsemate niiskustingimuste saavutamiseks ning vee-erosiooni vähendamiseks jagatakse korrastatav ala maleruudustiku taoliselt väiksemateks aladeks, kasutades selleks ka jääksoo nõlva suunas kulgevaid valle.

Korrastatava ala elupaikade mitmekesisuse suurendamiseks rajatakse lisaks vallidele ka veidi (kümnekonna sentimeetri võrra) süvendatud alasid, kus veetase on pinnale lähemal ja üleujutused püsivad veidi kauem. Nii luuakse soodsamad tingimused hüdrofiilsetele taimeliikidele. Kuivenduskraavide täielik või osaline kinniajamine sõltub ala suurusest ning eelkõige jääkturba ja veerežiimi iseärasustest. Vähemalt osaliselt tuleb kraavid täita kokkupressitud turbaga, et takistada korrastatavalt alalt vee väljavoolu ning võimaldada korrastamistöodeks vajalikel masinatel liikuda ühelt alalt teisele. Jääksoo pinnase ning elupaikade mitmekesisuse suurendamiseks võib aga mõned kraavilõigud jätta täitmata, muutes vaid nende servi laugemaks ja käänulisemaks ning luues nii eeldused laugaste-sarnaste veekogude kujunemiseks.

Jääksoos looduslikult kasvama hakanud taimestik võib olla nii korrastamist soodustavaks kui ka takistavaks teguriks. Enamasti moodustab spontaanselt kujunenud taimkate kas enam või vähem tiheda puhmarinde või siis üsna tiheda villpea ja muude rohhtaimede rinde. Mõnikord võib hakata kasvama rohkesti puid või ka soodele mitteomaseid liike. Soodele iseloomulike taimeliikide esinemine on heaks märgiks taassoostumiseks sobivatest tingimustest. Kui puhmastaimed (kanarbik jt) ja villpead kasvavad hõredalt, võib nad jätta alles, võimaldades nende seemnelist ja vegetatiivset levikut. Kui aga looduslikult kujunenud taimkate (eriti soodele mitteomane) on liiga tihe ja paks ning takistab korrastamiseks kasutatavate taimefragmentide head kontakti ettevalmistatud turbapinnaga, tuleb see pinnase tasandamise käigus (osaliselt) eemaldada. Vähesed puud võivad oma võra varjuga luua teistele taimeliikidele ka soodsamaid

kasvutingimusi, ent liiga tihedalt kasvavaid puid tuleb harvendada, et need ei takistaks valguslembeste sootaimede kasvu ning ei suurendaks puude transpiratsioonist põhjustatud veekadu. Eemaldama ei pea madalakasvulisi soodele mitteomaseid taimeliike, sest need vähendavad külmakohrutuse mõju, stabiliseerivad mikrokliimat ja parandavad niiskustingimusi sootaimedele; veetaseme tõustes jäävad nad viimastele konkurentsile alla ja kaovad ajapikku ise.

Pinnase ettevalmistustöödeks tuleb valida aeg, mil jääksoo kannab masinaid (näiteks kevadel, kui sulanud on vaid eemaldatav pindmine turbakiht) ja saaks parimal ajal jätkata järgmiste jääksoo korrastamise etappidega. Õhukese jääkturbaga aladel tuleb vältida mineraalpinna segamist turbaga – selle tagajärjel muutub korrastatava ala toitelisus ja seal võivad hakata kasvama soodele võõrad mineraalmaade liigid. Seda silmas pidades tuleb pinnase ettevalmistustöödel jätta vähemalt 50 cm paksune jääkturbakiht puutumata. Vallide ja lohkude näol jääksoo pinnal mõningase mikrotopograafia kujundamine ei taga iseenesest veel nende alade taimestumist või suuremat liigilist mitmekesisust – jälgida tuleb ka soodsate niiskustingimuste loomist.

Kokku võtab jääksoo korrastamise esimene etapp – pinnase ettevalmistus – aega ~3,5 tundi hektari kohta; enamasti on võimalik hakkama saada turbatööstuses kasutatavate masinatega.

#### **8.1.1.2. Taimefragmentide kogumine**

Jääksoode korrastamisel on oluline osa taimefragmentide aktiivsel külvamisel/laotamisel eelnevalt ettevalmistatud pinnasega alale, sest nii algab taimestumine ja ka turbateke kiiremini. Kõige olulisem on introdutseerida jääksoosse turbasamblaid, sest just need hakkavad kujundama turbatekkeks vajalikku keskkonda. Samas on turbasamblad küllalt nõrgad esmased kolonisaatorid, seepärast peab jääksoole tooma ka teiste pioneerliikide taimefragmente ja leviseid ehk diaspoore (mis tahes taimeosi, millest uus taim saab kasvama hakata). Viimased muudavad varju pakkudes tingimused soodsamaks ka turbasammaltele.

Jääksoo korrastamise edukus sõltub suuresti selleks kasutatavatest taimefragmentidest. Seetõttu on doonorala valikul suur tähtsus selle taimestiku liigilisel koosseisul, samuti ala suurusel. Doonorala taimestik peaks valdama turbasamblad ning seal peaks vähesel määral kasvama ka kanarbikku, sookailu jt soodele iseloomulikke puhmastaimi. Siiski ei sobi mitte kõik turbasamblaliigid jääksoo korrastamiseks ühtmoodi hästi – mõned neist ei suuda kehvades ja

ebastabiilsetes tingimustes kasvama hakata. Kõige paremad on mätastel kasvavad pruun ja punane turbasammal (*Sphagnum fuscum* ja *S. rubellum*). Et võimaldada taimefragmentide mehhaniseeritud kogumist, on eelistatud lagedad või väheste puudega alad. Enamasti on taimefragmentide kogumise parimateks aladeks (doonor-aladeks) korrastatava jääksoo läheduses paiknevad soo-osad kus hiljem hakatakse turvast kaevandama; sel juhul on ka veo- ja ajakulu selle töö puhul väiksem.

Oluline on ka doonorala suurus, sest sellelt peab saama koguda piisavas koguses kvaliteetset materjali kogu korrastatava jääksoo jaoks. Kogemused näitavad, et doonorala ja jääksoo pindala suhe võib olla kuni 1:15, kuid arvestades ka ebasobivate taimeliikidega, kadudega transpordil, raskustega taimede kasvamaminekul jms, oleks parem, kui korrastatava ala ja doonorala pindalade suhe jääks 1:10 kuni 1:12 piiresse.

Sügavamal turbakihi asuvate samblaosade regeneratsioonivõime on pindmistest märgatavalt väiksem, seetõttu tuleb taimematerjali kogumisel hoolikalt tähele panna, et seda ei lõigataks ära ülearu paksu kihina. Näiteks enamuse turbasamblaliikide puhul on kriitiliseks sügavuseks ~10 cm; sügavamalt kogutud taimefragmendid ei suuda enam kasvama hakata. Osaliselt talitleksid nad doonor-alal küll multšina, kuid taimestumise edukuseks oleks siiski otstarbekas koguda taimematerjali doonorala pinnalt 5-10 cm paksuse kihina. Sel juhul tuleb vajaliku doonorala suuruse arvutamisel pidada silmas seda, et madalamad alad – älved – jäävad välja, pealegi on sealt kogutavate samblaosade taastumisvõime väga madal. Tähtis on seegi, et üksnes pindmise 5–10 cm kihi eemaldamine jätab doonor-alale järgi piisavalt taastumisvõimelisi samblaid ning puhmastaimede juured jäävad oluliselt kahjustamata, mistõttu doonorala taimestik saab küllaltki kiiresti taastuda. Uuesti on doonorala sel juhul võimalik kasutada 4–6, kuid soovitatavalt siiski alles 10 aasta pärast.

Taimematerjali mehhaniseeritud kogumisel on eelistatud piklikud doonor-alad, sest siis on masinatele vähem manööverdämist ning taimede juured saavad seetõttu vähem kahjustatud; ka masinate sissevajumise oht on sel juhul väiksem. Vältida tuleks töötamist miinustemperatuuridega, sest siis jäävad märjad taimeosad rootorite jms külge, samuti jäätuksid nad vaaludes ja hunnikutes, takistades hiljem nende vedu ning ühtlast laotämist jääksoole.

Taimematerjali saab koguda traktori rootori vms aianduses ja põllumajanduses kasutatava mehhanismiga, mis purustab taimed soovitatavalt 1–3 cm pikkusteks fragmentideks (foto 32). Turbasamblad suudavad regenerereeruda ka 0,5 cm pikkustest fragmentidest, kuid väiksemad taimefragmendid on kergemini kahjustatavad põua jt ebasoodsate tegurite poolt.

Taimefragmentide suurust on lisaks rootori seadistamisele võimalik reguleerida ka traktori liikumise kiirusega – selle suurenedes saadakse pikemad taimefragmentid.



Foto 32. Rootoriga pindmise taimestikukihi purustamine ning taimefragmentide kogumine (foto E. Karofeld).

Rootoriga peenestatud taimematerjal kogutakse äraveoks hunnikutesse või vaaludesse, kuid sinna tohib neid jätta vaid lühikeseks ajaks, sest muidu taimefragmentide regeneratsioonivõime langeb. Ehkki sügisel kogutud taimematerjali võib hoida ka järgmise kevadeni ning suvel kogutud samblaosad on taastumisvõimelised ka veel sügisel, on siiski parem kasutada suhteliselt värsket materjali.

Kuna niiske taimematerjal on küllalt raske, soovitatakse selle kogumist ja äravedu teha varakevadel, mil sügavam turbapinnas on veel külmunud. Oleks hea, kui masinatega taimematerjali kogumise ajal ulatuks külmunud pinnas vähemalt 25 cm sügavuseni – siis ei vaju masinad läbi. Tagamaks turbapinnase sügavamalt külmumist, võib talvel koheva lumekihi kokku pressida. Teine võimalus on kasutada kergemaid roomikmasinaid või laiade (topelt-)ratastega traktoreid. Doonorladel, mida ei kasutata hiljem turba kaevandamiseks, on oluline nende pinnase võimalikult vähene kahjustamine ning taimestiku regeneratsioonivõime tagamine.



Seepärast tehakse seal taimematerjali kogumist varakevadel, vältides masinatega liigset manööverdamist.

Ajaliselt nõuab taimefragmentide kogumine ~9 tundi hektari kohta (sõltudes muidugi kasutatavast tehnikast ja doonorala iseloomust).

### **8.1.1.3. Taimefragmentide laotamine jääksoole**

Taimefragmentide laotamine selleks ettevalmistatud jääksoo pinnale on jääksoo korrastamisel suhteliselt lihtne etapp, kus siiski on oluline jälgida nende sobivat kogust ning ühtlast jaotumist korrastatavale alale.

Taimefragmentide vajalikku kogust on eelnevalt küllalt raske määrata, sest see sõltub doonorlal juba kasvavast taimestikust, taimefragmentide suurusel, nende laotamise viisist jms. Parema tulemuse saab siis, kui jääksoo pind katta õhukese, kuid ühtlase kihiga. Seevastu liiga paksu (>5 cm) taimefragmentide kihi puhul ei puutu pealmised taimefragmendid turba pinnaga kokku ja näruvad. Liiga õhuke ja katkendlik taimefragmentide kiht pole samuti soovitatav. Oluline on pidada silmas järgmist:

- \* taimefragmentidel peab olema kontakt turba pinnaga, mis tagab nende kasvamaminekuks vajaliku niiskuse;
- \* liiga paksu taimefragmentide kihi puhul kuivavad pealmised ära, matavad kinni kihis allapoole jäänud taimefragmendid ja varjavad neile valguse juurdepääsu, mis takistab taimede kasvamaminekut;
- \* taimefragmendid peavad katma ühtlaselt kogu korrastatava ala, sest taimed alguses ise ei levi ning nii võivad kujuneda palja turbapinnaga alad.

Kui taimefragmendid on kogutud varakevadel ja säilitatud vaaludes või hunnikutes, võivad need sisaldada lund ja jääd, mis raskendab taimefragmentide koguse arvestamist ning ka nende ühtlast laotamist.

Taimefragmentide laotamiseks sobivad väga hästi põllumajanduses kasutatavad sõnnikulaoturid ning traktori liikumiskiiruse valimisega on võimalik saavutada ühtlane vajalik taimefragmentide kihi paksus (foto 33). Kui kogu kasutatav taimefragmentide kogus on suhteliselt ühtlase liigilise koosseisu ja pikkusega, siis on hea, kui nende laotamise alguses käib keegi traktori taga, kontrollib laotamise ühtlust ja tihedust ning annab traktoristile vajadusel märku liikumiskiiruse või rootori kiiruse muutmiseks. Vältida tuleb masinatega sõitmist juba

laiali laotatud taimefragmentidel – muljumine kahjustab neid, võib matta turba alla jms. Seetõttu on otstarbekas laotada taimefragmendid vaid ühe riba kaupa ning katta seejärel selle kõrvalt sõitva traktoriga õlgedest multšiga, arvestades tööde alustamise koha valikul nii (tugeva) tuule suunda kui ka seda, kas põhulaotur töötab vasakule või paremale küljele (vt lähemalt allpool).



Foto 33. Taimefragmentide laotamine jääsoole sõnnikulaoturiga. Esiplaanil on taimefragmendid juba kaetud põhust multšiga (foto E. Karofeld).

Märgade taimefragmentide koormat kandvad sõnnikulaoturid on rasked ja seepärast tuleb nende sissevajumise vähendamiseks töö läbi viia kevadel sügavamalt külmunud pinnasega või sügisel enne suuremaid sadusid. Tuleb vältida töötamist ajal, mil pinnas on liialt pehme; ehkki sügavad roopad loovad küll paremate niiskustingimustega mikroalasad, toimub samas roobaste vahele jääva pinnase kuivendamine ja see võib saada takistuseks taimefragmentide kasvamaminekul. Südasuvi ei ole taimefragmentide laotamiseks soodne aeg, sest siis võivad need põua tõttu hukkuda. Samas on suvel ka turbakaevandajatel kiire aeg ning neilt on sel perioodil raskem saada vajalikku tehnikat.

Tuleb silmas pidada ka seda, et jääsoole laotatud taimefragmendid võivad ebasoodsa ilmastiku korral kiiresti ära kuivada ning siis kantakse nad tugeva tuulega minema või kuhjatakse ebaühtlaselt ümber. Seepärast tuleb nad võimalikult kohe katta õlgedest multšiga.

Taimefragmentide laotamine jääsoole võtab aega ~4 tundi hektari kohta ja maksumuseks on ~75 C\$ (~104 €).

#### **8.1.1.4. Taimefragmentide katmine multšiga**

Ilma kaitsva multšita võib enamus jääsoole laotatud turbasamblafragmente ebasoodsate tingimuste tõttu hukkuda. Nende taastumisvõime parandamiseks on katsetatud erinevaid niisutusviise jms, kuid kõige tõhusamaks, lihtsamaks ja odavamaks viisiks on multšimine. Multši on aianduses kasutatud juba kaua aega ja selle mitmekülgne positiivne mõju on hästi teada. Multš loob taimefragmentidele soodsamad kasvutingimused: niiskust hoides soodustab see nende kasvamaminekut, hiljem kaitseb taimi otsese päikesekiirguse ja ärakuivamise, samuti öökülmade eest.

#### **Miks kasutada põhku?**

Katsete käigus kasutati mitmeid multše, kuid taimefragmentide kaitseks osutus kõige paremaks põhk. Põhu kasutamise poolt on ka nende jääsoole laotamise lihtsus sõnnikulaoturitega, hea kättesaadavus ja odavus. Põhu puudumisel võib kasutada ka heina, kuid see on enamasti kallim ning võib jääsoole tuua rohkem umbrohtude jt soovimatute taimeliikide leviseid.

Risti-rästi pikad õlekõrred moodustavad otsekui õhurikka madratsi, mille all taimefragmendid ei jää ummuksisse, vaid kus neile kujunevad soodsad temperatuuri- ja niiskustingimused.

#### **Kui palju põhku kasutada?**

Tuleb silmas pidada seda, et:

- \* liiga paks põhukiht pidurdab taimede arengut või isegi peatab selle;
- \* liiga vähe põhku ei paku taimefragmentidele piisavalt kaitset ja see võib takistada nende kasvamaminekut;
- \* põhu maksumus moodustab jääsoo korrastamise kogumaksumusest küllaltki suure osa; kulude suurus sõltub muidugi ka transpordi kaugusest, ümberlaadimiste arvust jm.

Ühe hektari jääsoo katmiseks multšiga on vaja vähemalt 3000 kg põhku. Kuigi põhu kaalu ja mahtu on sõltuvalt nende niiskusest, kokkupressitusest jms raske võrrelda, vastab see kaal ligikaudu 18–20-le 1,5 m läbimõõduga põhurullile.

Põhk tuleb laotada ühtlase kihina; kihi paksus peab olema selline, et taimefragmendid oleks kohati näha – seega peab põhukiht olema kohev ning mitte liiga paks (foto 33). Värske põhu kasutamine on lihtsam, sest erinevalt juba aastaid seisnud põhust ei moodusta see tihkeid punte ja laotub pinnale ühtlasemalt. Samuti on värske põhu puhul nende kulu väiksem. Vana, osaliselt hallitanud põhk vajub rohkem kokku ja õhulist multšikihti ei moodusta. Samal põhjusel ei ole hea kasutada põhku, milles õled on vilja koristamisel hakitud kombainiga liiga lühikesteks tükkideks.

### **Põhu laotamine**

Jääksoole laotatud taimefragmendid tuleb põhuga katta võimalikult kohe, et vältida nende kuivamist ja hukkumist. Kõige parem on põhku laotada traktori järel veetava puistepunkriga laoturi abil, mis heidab põhu ühele küljele, liikumisteest 10–15 m kaugusele ja nii saab vältida varem laotatud taimefragmentidel sõitmist.

Jääksoole laotatakse kõigepealt ühe ribana taimefragmendid, seejärel kaetakse need kõrvalt sõitva külglauturi abil põhuga ja korratakse sama järgmiste ribadega. Seega tuleb tööde planeerimisel arvestada nii jääksoo kuju (pikemad tööribad on paremad) kui ka seda, kumma külje poole külglautur töötab, tugeva tuule korral ka selle suunda.

Põhu laotamisel saab nende kihi paksust muuta traktori liikumiskiirust valides. Põhu laotamine võtab taimefragmentide laotamisest rohkem aega ning materjali- ja tööjõukulu on selle juures suurem. Ühe hektari jääksoo põhuga katmiseks kulub ~7 tundi ning 640 C\$ (~464 €), sh masinate rendiks 100 C\$ (72 €) ja õlgede ostmiseks 540 C\$ (390 €).

#### **8.1.1.5. Väetamine**

Väetamine soodustab jääksoodele laotatud taimefragmentide kasvaminekut. Katsetes selgus, et fosforväetise lisamine soodustab mitmete samblaliikide, sh karusammalde kasvaminekut ja levikut. Kasvama hakanud karusamblad loovad omakorda paremad kasvutingimused turbasammaldele ning vähendavad ka turba ärakannet vee ja tuulega. Samuti soodustab fosforväetise lisamine mitmete sootaimeliikide seemnete kasvaminekut.

Fosforit sisaldavad mitmed väetised, kuid ainult mõned neist sobivad kasutamiseks jääksoode korrastamisel. Lämmastikku pole vaja lisada, sest seda leidub pindmises turbakihis taimede vajalikul hulgal. Suures koguses kaltsiumilisandid pidurdavad aga turbasammalde regeneratsiooni ja soodustavad hoopis soovimatuid taimeliike.

Sobivaim väetis on granuleeritud fosfaat, mis sisaldab ~25% taimedele omastatavat fosfaati ja on lihtsalt laotatav. Kontsentreeritumaid väetisi, nt superfosfaati, ei soovitata kasutada, kuna seda tuleks lisada väga väikeses koguses, mida on raske doseerida ja ühtlaselt laotada. Granuleeritud väetise kasutamine on otstarbekam ka seetõttu, et seda ei kanna tuul ära.

Väetamise tulemusena hakkavad jääsool kasvama ka soovimatud taimeliigid, sh koos õlgedega sisse toodud umbrohud, mitmed puuliigid jt, kuid fosforväetise mõju vähenemisel nad enamasti taanduvad sooliikide ees.

Oluline on väetise õige kogus. Soovituslik on kasutada ~19,5 kg fosfaati hektari kohta. Enamasti toimub väetamine tavalise põllumajanduses kasutatava väetisekülvikuga, pärast taimefragmentide katmist õlgedest multšiga. Töö alguses tuleb väetise õigeks doseerimiseks valida traktori liikumise paras kiirus. Traktoriga põhu peal sõitmine taimefragmente enam väga oluliselt ei kahjusta (võrreldes multšiga katmata taimefragmentidel sõitmisega). Väetamise kasuteguri suurendamiseks ja selle jääksoost väljakande vähendamiseks on otstarbekas külvata väetis taimede kasvuperioodil või vahetult enne seda. Oht jääksoost veega väljakantava väetisega ümbruskonda saastada ei ole suur, sest kasutatavad väetisekogused on väikesed, fosfaat on aeglaselt vabanev ja vähese liikuvusega väetis, mida turvas hästi seob. Pealegi jääsoo kuivenduskraavid suletakse. Siiski tuleb väetamisel olla hoolikas ning vältida väetise sattumist looduslikesse soodesse või veekogudesse.

Ühe hektari jääsoo väetamiseks kulub ligikaudu 0,5 tundi ja 85 C\$ (62 €), sh 10 C\$ (7 €) väetisekülviku rendiks ning 75 C\$ (54 €) väetise ostuks.

#### **8.1.1.6. Kuivenduskraavide sulgemine**

Veel on soodes väga oluline roll ning seetõttu on jääksoode korrastamisel taassoostumiseks sobiva niiskusrežiimi tagamisel väga suur tähtsus. Freestehnoloogiaga turba kaevandamisel jagatakse kaevandatav ala sügavate kuivenduskraavidega kumera pinnaga turbaväljadeks, kus aereeritud turvas hakkab lagunema ja on vähese veehoidevõimega. Kuivenduskraavide sulgemise eesmärgiks on korrastataval alal vett kinni hoida, tõsta selle taset ning jaotada vett ühtlasemalt. Tuleks jälgida, et veetaseme sügavus jääsoo eri osades ei ületaks 20–30 cm, samas on lubatavad lühiajalised ja madalad üleujutused. Kõige olulisem on tagada kuivenduskraavide veekindel sulgemine, mis sageli ei ole üldsegi lihtne töö. Selleks tuleb:

- \* kasutada märga turvast; pindmise kuiva turbakihi kraavi lükkamine ja tihendamine ei tee paisu veekindlaks või see toimib vaid paar aastat;

\* märga turvast tuleb võtta sügavamalt, vajadusel eemalda selleks enne taimefragmentide laotamist kraavide kallastel kasvav taimestik – see suurendab taimefragmentide kontakti turbaga ja nende kasvamaminekut;

\* tammi ehitamiseks turba kaevamisel tuleb vältida kogu turbakihi eemaldamist, st mitte paljastada mineraalmaid, mis võib suurendada veekadu ja soodustada soovimatute taimeliikide invasiooni;

\* turbast tehtud tammi tuleb sellest korduvalt traktoriga üle sõites tihendada;

\* läbivoolu vältimiseks peab tamm olema 2–3 m lai, mis tagab ka selle stabiilsuse ning võimaldab masinatel kraavi ületada;

\* tamm peab ümbritsevast turbapinnast olema ~30 cm kõrgem ning ulatuma kraavi servast 1–2 m kaugusele;

Vee väljavoolu takistamiseks ning selle ühtlase jaotumise tagamiseks peavad tammid, sõltuvalt turbapinna kaldest ja väljakute suurusest, paiknema piisavalt väikese intervalliga – nende vahe ei tohiks olla suurem kui 75 m.

Kraavide sulgemiseks ja tammide tihendamiseks sobivad hästi mitmed maaparanduses kasutatavad masinad. Kraavide sulgemise ajastus sõltub jääksoo iseärasustest, kuid enamasti tehakse seda viimase tööna, sest pärast kraavide sulgemist võib veetase hakata kiiresti tõusma ning muuta turbapinnase masinate jaoks liialt pehmeks.

Kuivenduskraavide sulgemiseks ühel hektaril kulub ligikaudu 1 tund.

### 8.1.1.7 Laugaste kujundamine

Vabaveelised laukad on iseloomulikud paljudele rabadele ning need suurendavad, lisaks esteetilisele aspektile, oluliselt rabade mikrotopograafilist mitmekesisust ja elupaikade rohkest. Laukad on mitmete taimeliikide ning selgrootute loomade, näiteks kiilivastsete, oluliseks või ainukeseks elupaigaks rabas. Kanadas püüti jääksoosse laukaid rajada esimest korda 1999. a. Laugaste kujundamisel väljakaevatud turvas tõsteti ühtlaselt ümbritsevale alale, võimaldades sealt valguval pinnaveel laukasse nõrguda.

Rajatavate laugaste asukoha valik sõltub jääksoo iseärasustest ja vee tasemest. Vastavad kogemused on veel napid, seepärast võib siinjuures esitada vaid soovitusliku iseloomuga nõuandeid:

\* laugas tuleb teha vähemalt 1–2 m sügav, et see ei jääks kuivaks ka põuasel ajal, samas tuleb vältida lauka põhjast kogu turbakihi kuni mineraalpinnaseni eemaldamist;

- \* laukad peaksid olema pikliku kujuga ning suurusega 75–100 m<sup>2</sup> – see võimaldab veelindudel paremini maanduda ja veepinnalt õhku tõusta;
- \* lauka rajamine olemasolevate kraavide otsa ei ole soovitatav, sest siis nad täituvad kraavidest kanduva turbasettega;
- \* elupaikade suurema mitmekesisuse ning töö lihtsustamise huvides tuleks üks lauka serv teha laugem, teine aga järsem;
- \* elupaikade mitmekesisust saab kaevatud laugastes suurendada ka liigestatud kaldajoone ning mõne kännu või puutüve laukasse panemisega (foto 34).

Kanada kogemused näitavad, et loomastik alates selgrootutest ja kahepaiksetest kuni laugastel peatuvate veelindudeni taastub kiiremini kui iseloomulik taimestik, samas toovad veelinnud ka ise laukasse veetaimede levised. Seega saavutavad kaevatud laukad looduslähedase ilme küllaltki kiiresti ja nende rajamine on jääksoode korrastamisel vägagi soovitatav.



Foto 34. Endine Bois-des-Bel jääksoo koos kaevatud laukaga vaid neli aastat pärast korrastamist. Soo pind on praktiliselt kaetud tiheda turbasamblavaibaga ning teiste sootaimedega, kujunemas on iseloomulik mikrotopograafia. Professor Line Rochefort (pildil paremal) kurtis vaid, et nad kaevasid esimesed laukad liiga sirgete servadega (foto E. Karofeld).

### 8.1.1.8. Seire

Pärast jääsoo korrastamise põhiliste tööde lõpetamist tuleb jälgida, kas ala edasine areng kulgeb soovitud viisil ning vajaduse korral teha järeldusi. Kuna seire tulemused sõltuvad alati ka subjektiivsetest teguritest, oleks hea, kui teatud töid (mõõtmisi, hindamisi) teeksid kogu seireperioodil samad inimesed. Jälgitakse põhiliselt muutusi taimkattes (taimefragmentide kasvamaminekut, turbasammalde katvuse muutumist jm) ning ala hüdroloogias (veetaseme ja turba veesisalduse muutumist, jääksoost väljavoolava vee kvaliteeti jm). Käsiraamatus on toodud ka mõned detailsemad juhendid, kuid üldiselt on seire põhimõtted sarnased muudel aladel taimkatte dünaamika või hüdroloogiliste tingimuste muutuste jälgimisega.

### 8.1.1.9. Probleemidega toimetulek

Väikeseid mättaid moodustav tupp-villpea on üks tavalisemaid jääksoodele levivaid invasiivseid taimeliike. Sageli katavad tupp-villpea puhmad jääsoo pinnast olulise osa, kuid kuivavad ja kaovad siis ise kümnekonna aasta pärast. Kui nende katvus ei ole liiga suur, võib nad jääsoo korrastamisel alles jätta, sest nad loovad paremaid niiskustingimusi kasvamahakkavatele turbasammaldele ja teistele sootaimedele. Kui nad katavad aga liiga suure ala, tuleb nad jääsoo pinnalt selle ettevalmistamise käigus enne taimefragmentide laotamist eemaldada.

Puudest levivad looduslikult jääksoodele kased. Nende mõju soostumisprotsessi taastamisele on vastuoluline, sest transpiratsiooniga viivad nad soost vett välja, kuid samas puude varjus niiskustingimused teiste taimede kasvuks paranevad. Sageli paljastuvad kaskede juured tuuleerosiooni tõttu ja enamasti ei suuda nad jääksoos suureks kasvada. Puulehtede varis võib soosida soodele mitteomaste taimeliikide kasvaminekut. Kui puid on jääksoos selle masinatega korrastamiseks liiga palju, tuleb nad eemaldada.

Tavaline probleem jääksoodes on taimkatte aeglane taastumine; see võib olla põhjustatud mitmest erinevast tegurist:

- \* Aeg. Taimefragmentide kasvamahakkamiseks pärast nende laotamist jääksoole on vaja aega, mis sõltub mitmetest asjaoludest. Korrastamise edukuse hindamiseks on vaja vähemalt kahte vegetatsiooniperioodi.
- \* Taimefragmentide kvaliteet. Erinevatelt doonorladelt pärit taimefragmentide taastumisvõime võib olla väga erinev ning seetõttu on oluline valida sobiva taimkatte



koosseisuga doonorilad. Samuti on oluline taimefragmentide kogumise õige sügavus, selleks kasutatav tehnika ja aeg.

\* Külmakohrutus. Külmakohrutuse oht on tavaliselt väiksem esimese kahe aasta jooksul pärast korrastustõid, sest siis kaitseb turbapinnast õlgedest multšikiht. Kuid kui õlgede kokkuvajumise ning mädanemise ajaks pole samblakiht veel piisavalt välja arenenud, võib külmakohrutus taimi oluliselt kahjustada. Täiendav õlgede lisamine pole otstarbekas ning sageli ei ole see pärast kuivenduskraavide sulgemist ja jääksoo niiskemaks muutumist masinaid kasutades enam võimalik.

\* Põhust multš. Väga oluline on jääksoole laotatud taimefragmendid katta põhuga võimalikult kohe. Eelistada tuleks värsket põhku, mis moodustab kohevama ja taimefragmente paremini kaitsva kihi.

\* Taimefragmentide vigastamine või turba alla matmine nendest masinatega ülesõitmisel tuleb viia miinimumini; vältida tuleb masinatega sõitmist taimefragmentidega kaetud aladel enne nende põhuga katmist.

Veetaseme tõstmine ning stabiilse niiskusraamini taastamine on oluline eeldus jääksoo edukaks korrastamiseks ja seal soostumiseks ning turbatekkeks vajalike tingimuste loomiseks. Raskusi võib tekkida külmade talvede ja sademetevaeste suvede tingimustes.

\* Lühiajalised üleujutused ei ole jääksool kasvamahakkavatele taimeliikidele ohtlikud ning võivad eeskätt sammalde kasvu hoopis soodustada. Siiski, kui üleujutused kestavad üle kuu ning vee sügavus tõuseb üle 30 cm, võib see kahjustada jääksoole laotatud taimefragmente ning neid ka teise paika kanda. Seepärast on oluline jagada suuremad jääksoo pinnad turbast vallidega väiksemateks aladeks, et vähendada üleujutuse korral lainete ja voolava vee erosiooni kahjulikku mõju.

\* Turbast vallide purunemine vee survele või erosiooni tagajärjel võib põhjustada probleeme ka jääksooga piirnevatel aladel. Selle vältimiseks tuleb vallide paigutus hoolikalt planeerida, nende kuhjamiseks kasutada hästilagunenud niisket turvast ja see korralikult tihendada.

\* Põud ja liiga sügav veetase on oluline takistus taassoostumise käivitamiseks jääksoodel. Selleks tuleb võimalikult palju vett, sh lume sulamisel tekkivat, korrastataval alal kinni pidada, sulgedes selleks kuivenduskraavid ja kuhjates turbast valle veerežiimi stabiliseerimiseks ning ühtlustamiseks. Veekadu vähendab oluliselt ka õlgedest multši kasutamine.

Tugev tuul on freestehnoloogiaga kaevandatud suure pindalaga jääksoodes oluliseks mõjuteguriks. Tuuleerosioonil kantakse ära pindmine turbakiht, taimede juured paljanduvad ning

taimed võivad hukkuda. Tuul võib ära kanda ka põhust multši, kuid see oht väheneb pärast tugevamat vihmasadu. Vaid väga tuulistel aladel võib osutada vajalikuks ja väiksemate katsealade puhul ka võimalikuks katta põhka selle ärakande takistamiseks aiandusvõrguga.

#### 8.1.1.10. Jääksoode korrastamise maksumus

Tööde täpset maksumust on küllalt raske hinnata, kuna see sõltub vajaliku tehnika olemasolust või selle rentimise vajadusest, doonorala kaugusest korrastatavast jääksoost, jääsoo eripärast ja mitmest muust tegurist. Pinnase ettevalmistamisele ja taimefragmentide kogumisele kuluv aeg ning selleks tehtavate tööde maksumus võivad ala iseärasustest tulenevalt oluliselt varieeruda. Teiste jääsoo korrastamise töötappide kestuses on muutusi enamasti vähem.

Tabelis 15 on esitatud jääsoo korrastamiseks vajalikele töödele kuluv aeg ja nende ligikaudne maksumus Kanadas 2002. aastaks teostatud ulatuslike jääksoode korrastamise projektide põhjal (võrreldavuse huvides on lisatud tööde maksumus ka eurodes). NB! Siin ei ole arvestatud nii-öelda enda töö maksumust ning turbatööstuse poolt kasutada antud tehnika võimalikke rendihindasid.

Tabel 15. Jääksoo korrastamiseks tehtavate tööde jaoks kuluv aeg ja nende ligikaudne maksumus.

Töö	Tundi hektari kohta	C\$/ha	€/ha
Pinnase ettevalmistamine	3,5	0	0
Taimefragmentide kogumine	9	0	0
Taimefragmentide laotamine	4	75	~55
Põhuga multšimine	7	640	~460
Väetamine	0,5	85	~60
Kuivenduskraavide sulgemine	1	0	0
Kokku	25	800	~580

### 8.1.1.11. Kanada kogemustest õppimine

Oleme Eestis turbatööstuse arengus ja jääksoode korrastamises praegu küllalt sarnases olukorras kui Kanada ligikaudu 20 aastat tagasi; üsna hästi on võrreldavad ka meie looduslikud tingimused.

1990. aastate algul muutus Kanadas kampaania turba kasutamise vähendamiseks ja soode kaitseks üha intensiivsemaks ning saavutas aina laiemat kõlapinda. Selle vaigistamiseks korraldati ajakirjanikele turbaväljadele tutvumiskäike, kirjutati artikleid turba kaevandamise õigustamiseks jms. 1992. a korraldati jääksoode taastamise küsimuses seminar, kus esinesid sooteadlased Saksamaalt, turbatööstuse esindajad tutvustasid oma toodangut ja töögruppides arutati, mida peaks tegema. Reaalselt midagi siiski ära ei tehtud, samas hakkas aga keskkonnaaktivistide kampaania juba mõjutama turbatööstuse jätkusuutlikkust. Tollal ametis olnud Kanada turbaliidu (*Canadian Sphagnum Peat Moss Association*) president Gerry Hood iseloomustas 2005. a jääksoode korrastamisele pühendatud seminaril peetud ettekandes olukorda Kanada turbatööstuses 1992. a järgnevalt: „Tõtt öelda olime me tuleviku pärast mures, sest turba kaevandamise negatiivne meediakajastus (nt *Wall Street Journal* „Miks hävitada ökosüsteem, et kasvatada kapsast?”) ja keskkonnaaktivistide süüdistused mõjutasid meie äri edukust ja jätkusuutlikust juba enam kui halb turundus”.

Ent siis asus tegutsema noor energiline Line Rochefort, kellel õnnestus valitsus ja turbatööstuse esindajad panna mõistma jääksoode taastamise vajalikkust ning tööstus investeeris järgneva 13 aasta jooksul uuringutesse üle 4 miljoni C\$. Quebecis asuva Laval'i ülikooli juurde loodi spetsiaalne töögrupp (*Peatlands Ecology Research Group*, PERG), mis koondas soode hüdroloogia, gaasivahetuse, taimkatte, loomastiku, looduskaitse jt spetsialiste. L. Rochefort'i juhtimisel alustati jääksoode taastamiseks sobivate meetodite väljatöötamise katsetega kasvuhuones ja seejärel välitingimustes. Katsete abil püüti kõigepealt välja selgitada, miks looduslik jääksoode taastaimestumine on nii aeglane, millised tegurid seda peamiselt mõjutavad ja kuidas jääksoid korrastada. Koostöös turbatööstusega avati internetis jääksoode korrastamiseks omandatud kogemusi kajastav koduleht, mis muutus väga populaarseks – seda külastati keskmiselt 2000 korda kuus.

Aegapidi jõuti katsetest juba mitmesaja hektari suuruste jääksoode korrastamiseni. Metoodika tutvustamiseks koostati põhjalik käsiraamat (Quinty, Rochefort, 1997, 2003; kättesaadav ka internetis aadressil: <http://www.peatmoss.com/pdf/Englishbook.pdf>) ning selle põhjal tehtud DVD saadeti ülikoolidele, keskkonnaorganisatsioonidele, turbatoodete tarbijatele

ja meediale. Mõistes saavutatu olulisust, rahastas Kanada valitsus soode majandamise õppetooli (*Research Chair on Peatland Management*), mille juhatajaks sai professor L. Rochefort.

Edu jääksoode korrastamisel ning turbatööstuse toetust sellele kajastas laialdaselt ja positiivselt ka kogu riigi meedia. Samas hakkas 1997. aastast ajakirjanduses järjekindlalt vähenema turbatööstuse negatiivset mõju keskkonnale kajastavate kirjutiste arv ning praeguseks on nende ilmumine praktiliselt lõppenud. Turbatööstuses ja sellest sõltuvates majandusharudes (nt aiandus) töötavad inimesed said taas olla kindlad oma töökohtade säilimises, sest turbatööstus oli muutumas keskkonnahoidlikuks ja jätkusuutlikuks. Jääksoode korrastamise meetodika väljatöötamise ning nende korrastamiseks panustatud summad on kogu turbatööstuse käibega võrreldes suhteliselt väikesed, kuid sellest saadud kasu üsna suur; turbatööstuse esindajad on arengutega väga rahul ja on küsinud endalt, et miks me sellega küll varem ei alustanud.

Kahtlejad võivad arvata, et küllap on niisugune aktiivne jääksoode korrastamine väga kallis ning ehk pole see Eestis jõukohane. Kuid kas see ikka on nii? Kanadalaste järgi on ühe hektari jääksoo korrastamise maksumuseks ~800 C\$ (580 €) ning selleks kulub ligikaudu 25 töötundi. Kuid siin tuleks arvestada ka seda, et Kanadas kulub küllalt palju raha õlgede ostmisele, Eestis võib aga kasutuseta seisvaid põhupalle ning luhtadelt looduskaitsealsetel eesmärkidel niidetavat heina osta eeldatavasti märksa soodsamalt või saada isegi päris tasuta, ka tööjõukulud on meil väiksemad. Kulutuse planeerimisel ja selle otstarbekuse arvestamisel ei tohiks unustada, et kulutades ligikaudu 580 € ühe hektari jääksoo korrastamiseks (tabel 15) elavdab see kohalikku majandust ning see kulutus on ühekordne; 4–5 aasta pärast on see-eest endisel jääksool juba taastunud isereguleeruv ökosüsteem, mille positiivne mõju on hulga suurem. Erinevate ökosüsteemide poolt pakutavate nn teenuste hindamisel on sõltuvalt hindamise mitmekülgisusest saadud küllalt erinevaid tulemusi, kuid näiteks 17 arvesse võetud funktsiooni (sh mõju kliimale, ümbruskonna gaasi- ja veerežiimile, erosiooni vähendamisele, elupaikade mitmekesisuse säilitamisele jms) alusel on soode puhul selleks saadud 19 580 US\$ hektari kohta aastas (Costanza et al., 1997). Seega, jääksoo korrastamiseks kulutatud raha hakkaks neljandast-viiendast aastast alates igal järgneval aastal ühiskonnale tagasi andma kuni 25-kordselt. Kas meil oleks mõistlik sellisest investeeringust keelduda või selle tegemise otstarbekuses kahelda?

Eesti seaduste järgi tuleb kaevandatud alad pärast kaevandamise lõppemist rekultiveerida (vt 4.2.), kuid jääksoode puhul pole seda praktiliselt tehtud. Sellele ning turbatööstuse jätkusuutlikkuse probleemidele on oma auditi tulemuste põhjal juhtinud tähelepanu ka Eesti Riigikontroll (Lüüs, 2005). Samas on mitmetes Lääne-Euroopa riikides kavandatud kampaaniaid Baltimaadest pärit turba kasutamise lõpetamiseks, et väidetavalt takistada soode hävitamist.

Kuigi nende kampaaniate aktivistid enamasti ei tea meie soode tegelikku olukorda ning seda, mil määral on nad kaitstud, võib niisugune tegevus ja olukorra ühekülgne käsitlemine peagi vähendada meie turba ekspordivõimet. Kui Eesti riik ja seadusandlus ei pane meid kiiresti alustama jääksoode korrastamisega, peab meie turbatööstus välissurve tõttu varsti valima jääksoode korrastamise või turgude kaotamise ohu vahel. Oluline samm korrastamist vajavate ja selleks sobivate jääksoode väljaselgitamiseks on Eesti Geoloogiakeskuse poolt tehtud revisjoni tulemuste näol juba tehtud, teadlased on õppinud teiste maade kogemustest ning nüüd tuleb vaid riigi ja turbatööstuse koostöös jääksoode korrastamine ka käivitada ja seda finantseerida.

## 8.2. Kogemusi Eestist

Taimestiku looduslik taastumine turba jääkväljadel pole tavaliselt edukas (vt 6.2.) ja ka mitmekümne aasta vanused freesturba jääkväljad võivad olla taimestumata. Järgmise 10–15 aasta jooksul ammenduvad suur osa (kuni 20 000 ha) 1970. aastail rajatud freesväljadest ning need tuleb turbakaevandamise jätkamiseks asendada uute aladega. Juba 1995. aastaks kujundati Euroopa Liidus arusaam, et inimtegevusest tulenev märgalade kaotus tuleb kompenseerida (nn *not net loss* printsiip). Selleks tuleb kaotatuga vähemalt sama suurel alal kas taastada mõni varem kuivendatud/kaevandatud sooala või luua uus märgala.

Ammendatud freesväljal jätkub jääkturbakihi mineraliseerumine kiirusega 4–5 t C/ha/a ehk 8–10 tonni õhukuiva turvast hektari kohta igal aastal. Varasematel aastatel on praktiseeritud jääksoode metsastamist, kuid paljudel juhtudel ei saa seda pidada parimaks lahenduseks. Kui puud lähevadki kasvama, säilib suur tuleoht, sest kuivendatud turbapinnasele istutatud metsade põlemine on üsna tavapärane. Jätkub ka turba mineraliseerumine ning ega sellest metsast korralikku palki ikkagi ei saa.

### 8.2.1. Jääksood Eestis

Eestis võib eristada kolme tüüpi jääksood: 1) enam kui 50 aasta vanuseid labidaga kaevatud karjääre, 2) bageriga kaevandamisel kujunenud turbakarjääre, 3) freesvälju.

Paljudes labidaga kaevatud tükkturba-karjäärides, kus vee väljavoolukraavid on kas täielikult või osaliselt kinni kasvanud, on rabataimestik taastunud või taastumas. Samblarindes domineerivad juba turbasamblad. Poole sajandiga on paljudes karjäärides moodustunud 50–60 cm paksune samblakiht (nn „uus biomass“), mille alumist, kuni 5 cm paksust kihti võib nimetada turbaks. Karjääridevahelistel tervikutel (kaevandamata aladel) kasvab suhteliselt tihe (liitusega 0,3–0,7) üksikute sookaskedega männipuistu, lopsakas puhmarindes domineerivad sookail, kanarbik, paiguti tupp-villpea. Tervikutel on samblarinne tavaliselt nõrgalt arenenud ja turbasamblad puuduvad. Turbasammalde migreerumise soodustamiseks sinna piisaks veetaseme järk-järgulisest tõstmisest tervikute pinna tasemeni. Puud tuleb maha raiuda, sest need transpireerivad suurel hulgal vett, nende kõrvaldamine aga toetab veetaseme tõusu, samuti väheneb varju ebasoodne mõju turbasammalde kasvule (Hayward, Clymo, 1983). Veetaseme tõstmisel väheneb ka puhmarinde katvus ning turbasamblakate saab hakata aukudest laienema tervikutele.

Kui bagertehnoloogial kujunenud jääsoos on karjääridevaheliste turbatervikute pinna ja karjääri veepinna kõrguste vahe alla 0,5 m, võib tervikutel turbasamblakate hakata taastuma juba veetaseme tõstmisel tervikute pinnani. Sageli on aga karjäärides turbatervikute pind veetasemest 1–2 m kõrgemal. Siis tuleb maastiku kujundamisel lähtuda konkreetsest olukorrast. Kindlasti vajab niisuguse ala funktsioneerivaks märgalaks kujundamine eelnevaid uuringuid ja detailset planeerimist. Tekkiv mosaiikne märgalamaastik võiks olla suurepäraseks elupaigaks veelindudele.

Freesväljade märgadeks kujundamise sobiva(te) tehnoloogia(te) väljatöötamisega on tegeletud suhteliselt lühikest aega – alates 1980. aastatest. Võib eristada nn Euroopa ja Põhja-Ameerika lähenemist. Esimese kohta on põhjaliku ülevaate kirjutanud B. D. Wheeler ja S. C. Shaw (1995). Põhilisteks tegevusteks on freesväljade pinna planeerimine, kaotamaks kõrguste vahest tulenevaid veetasemete suuri erinevusi väljaku eri osade vahel, ning veetaseme tõstmine ja hoidmine välja pinna lähedasel tasemel kuivenduskraavide tammitamise abil. Sageli tuleb pinnalähedase veetaseme hoidmiseks rajada erineva kõrgusega väljade või väljaosade vahele turbast vaheseinu. Sellega püütakse eeskätt rabataimedest rekolonistidele luua soodsad kasvu- ja invasioonitingimused. Kogemused näitavad, et niisugune tehnoloogia sobib paremini suure sademetehulgaga (>1000 mm aastas) ja aastaringselt kõrge õhuniiskusega piirkondadele (nt Šotimaa). Pikemate või lühemate põuaperioodidega piirkondades, milliste hulka kuulub Eesti, võib kogu kasvuperioodi kestel veetaseme ühtlane hoidmine turbapinnast mõni sentimeeter kõrgemal osutada võimatuks.

Seevastu Põhja-Ameerika meetodika ei eelda veetaseme hoidmist jääkvälja pinnal. Seda nn Kanada meetodit käsitleti põhjalikult raamatu eelmises osas (vt 8.1.). Kahe meetodika efektiivsust on seniste suhteliselt lühikeste katseaegade tõttu raske võrrelda. Tundub aga, et Kanada tehnoloogia võib olla efektiivsem ja mitte kallim kui Euroopa meetodika. Esimene sobib eeskätt talviste miinuskraadidega piirkondede, kus pinnas talvel külmub ja lumevesi akumuleerub osaliselt multšis ning moodustab täiendava veevaru kevadiseks intensiivseks kasvuks.

2005. a alustas Tallinna Ülikooli Ökoloogia instituut esimeste katsetega taastada turbasamblakate Eesti jääksoodes. Kasutatakse Kanada tehnoloogiat. Sellekohased tegevused jaotuvad neljaks etapiks:

1. taastamisplaani koostamine ja ala ettevalmistus;
2. diaspooride kogumine (diaspoorid on seemned, eosed, risoomid, juured, varred, lehed, oksad, st taime osad, millest võivad kasvama minnes moodustuda uued isendid);
3. diaspooride külv, väetamine ja multšiga katmine;
4. veetaseme tõstmine.

### **8.2.2. Taastamisplaani koostamine ja ala ettevalmistamine**

Igal konkreetsel soode taastamise juhul tuleb kõigepealt koostada taastamisplaani. Kui maaomandusega seotud probleemid on lahendatud, tuleb erinevate võimalike taotluste vahel leida antud ala jaoks parim lahendus. Selleks on vajalikud eeluuringud, mille eesmärgiks on selgitada taastatava ala turba hüdroloogilised iseärasused, sealse kasvusubstraadi füüsikalised ja keemilised omadused ning ala kasvutingimustele vastavate nõudlustega liikide invasiooni/introdutseerimise võimalused. Tööde planeerimisel peab möödapääsmatult arvestama ala topograafiaga ja inimese poolt kujundatud veeoludega.

Soo taastamise üheks põhiliseks tingimuseks on veetaseme tõstmine ja veetaseme sesoonse stabiilsuse tagamine. Kuivendamise tulemusel veetase alaneb, turbapind hakkab kokku vajuma, tihenema ja oksüdeeruma, mistõttu väheneb pooride keskmine suurus turbas. Jääksoos on vee kättesaadavus taimedele kuivendamata sooga võrreldes väiksem, samuti on turba jääklasundis väiksem vee liikumiskiirus. Turba pinnakiht on vegetatsiooniperioodil enamasti kuiv, kuna sademetest sinna imunud vesi aurub kiiresti. Veebilansi uuringutega tuleb välja selgitada, kui palju on võimalik veetaset tõsta ja milliseks võib kujuneda veetaseme sesoonne

dünaamika. Hüdrokeemiliste ja turba keemiliste analüüside tulemused lubavad määrata taimedele kättesaadavate toitainete (eeskätt N, P, K, Ca, Mg) sisalduse veetaseme tõstmise järel.

Vajalikud tegevused ala ettevalmistuseks sõltuvad eeluuringute tulemusest. Kui kõrguste vahed freesvälja eri osade vahel on suured, tuleb kogu alal veetaseme piisava sügavuse tagamiseks pinda planeerida. Kui jääkväli on olnud pikemat aega maha jäetud ja külmakohrutuste tõttu on pind kühmuline, võib tekkida vajadus jääkturba pindmise osa eemaldamiseks või tasandamiseks

#### **8.2.4. Diaspooride kogumine, külv, väetamine ja multšiga katmine**

Diaspoore ehk kasvamisvõimelisi taimeosi saab koguda doonoralt, s.t looduslikust rabast. Turbasammalde tipmine kuni paarikümne sentimeetri pikkune osa on hea taastumisvõimega. Oma väikesepindalalistes katsetes oleme sambla kogunud käsitsi ja seejärel tükeldanud, kuid suurte väljade puhul on ainuvõimalik mehhaniseeritud kogumine. Kanadalased kasutavad selleks rootorpurustit. Seejärel kogutakse purustatud taimeosad kokku ja veetakse taastatavale alale.

Põllumajanduses kasutatatava laoturiga külvatakse tükeldatud taimeosad ehk diaspoorid ettevalmistatud väljale (foto 35). Külvamisel kasutatakse suhet 1:10. See tähendab, et 1 m<sup>2</sup>-lt kogutud materjalist piisab 10 m<sup>2</sup> suuruse freesvälja katmiseks. Kuna enamasti on turbas taimede poolt omastatava fosfori defitsiit, tuleb külvata ka fosforväetist. Seejärel kaetakse diaspooride külv mehhaniseeritult põhust või heintest multšiga (foto 36).

#### **8.2.5. Veetaseme tõstmine**

Veetaseme tõstmiseks vajalikule kõrgusele tuleb väljakutevahelised kuivenduskraavid tammitada ja sulgeda äravool, vastavalt taastamisplaanis eeluuringute põhjal esitatud soovitudele tuleb tammitada ka piirdekraavid.



### 8.2.6. Lõpetuseks

Kuigi turbasambla tükikesed lähevad sobiva veerežiimi korral kasvama päris hästi, tuleb siiski arvestada, et soo taastamisel tulemuste saavutamine nõuab pikka aega, selleks võib kuluda 10–20 aastat. Taimkatte arengust soo taastamise esimestel aastatel saab ülevaate fotode 37–43 põhjal.

Taimkatte taastumisprotsessi tuleb kindlasti jälgida seireprogrammi alusel. Rahvusvahelise Ökoloogilise Taastamise Ühingu (SER) koostatud ökoloogilise taastamise aabitsas (SER, 2004) on toodud üheksa ökosüsteemi tunnust, millega saab mõõta taastamise õnnestumist. Soode puhul tuleb eeskätt jälgida primaarproduksiooni, lagunemise, aineringe ja turba settimise vastavust sarnastele looduslikele süsteemidele. Rabade taastumise edukuse esmaseks indikaatoriks võiks olla turbasammalde katvuse dünaamika.



Foto 35. Mai, 2006. Ettevalmistatud (pind tasandatud ja lahtine turvas eemaldatud) alale külvatud diasporid (valdavalt turbasamblad – punakas, ahtalehine, punane, pruun turbasammal) (foto M. Ilomets).



Foto 36. Mai, 2006. Samblakülv kaetud heinamultšiga (kerahein) (foto M. Ilomets).



Foto 37. Juuli, 2007. Keraheina tõusmed, pind kaetud heinamultšiga (foto M. Ilomets).



Foto 38. Juuli, 2007. Üksikud tupp-villpea kogumikud, sookase tõusmed, turbasambla väikesed kogumikud (foto M. Ilomets).



Foto 39. Juuli, 2007. Ahtalehise ja punaka turbasambla kogumikud (läbimõõduga ~5 cm) (foto M. Ilomets).



Foto 40. August 2008. Kerahein on taandunud, moodustunud on uued tupp-villpea kogumikud, samblakogumikud laienevad ja ühinevad (foto M. Ilomets).



Foto 41. Juuni, 2009. Samblakogumikud on liitunud ja samblakate paiguti lausaline. Fotol punakas turbasammal ja raba-karusammal (foto M. Ilomets).



Foto 42. Juuli, 2010. Kerahein on hääbunud üksikute tõusmeteni, rohundeist valdab tupp-villpea (ees laialehine villpea), puhmaist kanarbik, sookase tõusmeid on enam kui aasta varem (hiljemalt aasta-kahe pärast tuleb kask eemaldada) (foto M. Ilomets).

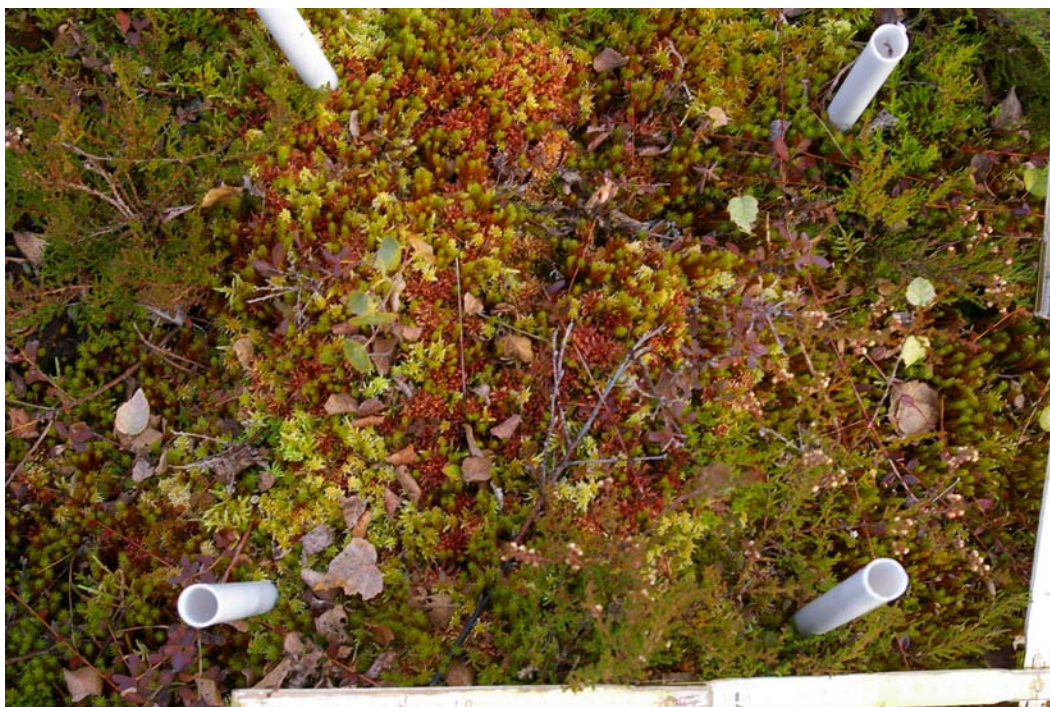


Foto 43. Oktoober, 2010. Samblad katavad ligi 60% katseala pinnast. Pildil PVC torudega on piiritletud 25x25 cm püsiruut, milles kasvavad punakas ja ahtalehine turbasammal, raba-karusammal, jõhvikas ja kanarbik. Sambla aastakasv oli nii 2009. kui 2010.a. ligi 2 cm (foto M. Ilomets).

## 9. ÜLDISED SOOVITUSED JA SEIRE KORRALDAMINE

### 9.1. Üldised soovitused

Kuivendatud ja kaevandatud soode taastamisel või ka korrastamisel on esmaseks ülesandeks vajaliku veerežiimi tagamine. Selle probleemi lahendamine nõuab mitmeid eeltöid ning vastavat projekti, ilma milleta on tööde alustamine taunitav ja oodatavad tulemused võivad jääda saavutamata. Vajalikud tööd võib jagada järgmistesse etappidesse:

#### I. Piloottuuringute etapp – kestus 1–2 aastat.

Põhitegevused:

- a) jääksoo taastamise/korrastamise eesmärkide sõnastamine ning selleks vajalike tegevuste loetelu koostamine;
- b) jääksoo majandamiseelne maastikuline iseloomustamine ning majandamisega toimunud maastikuliste muudatuste registreerimine nii makro-, meso- kui ka mikrotasandil;
- c) soola majandamiseelse hüdrokeoloogilise seisundi ülevaate koostamine, majandamisega toimunud hüdrokeoloogiliste muudatuste analüüsimine;
- d) jääksoo kliimaatiliste tingimuste iseloomustamine ning käsitletava ala kohta hüdrometeoroloogilises seirevõrgustikus leiduva andmestiku esinduslikkuse hindamine;
- e) pilootuuringu jaoks vajaliku hüdrometeoroloogilise ning hüdroökoloogilise vaatlusvõrgustiku loomine;
- c) jääksoo mullaprofiilide (turba jääkklasundi) hüdrofüüsikaliste omaduste analüüsimine;
- g) jääksoo mulla ja vee keemiliste omaduste analüüsimine;
- f) looduslikus seisundis oleva võrdlusala leidmine.

#### II. Aktiivse tegevuse etapp – kestus 1–2 aastat.

Põhitegevused:

- a) pilootuuringuga kogutud andmestiku kartograafiline ning andmebaasipõhine süstematiseerimine ning pilootuuringu tulemustes soovitatud taastamissuuna sobivuse kontroll;
- b) hüdrokeoloogiliste tingimuste taastamiseks vajalike hüdrotehniliste tööde läbiviimine, samuti muude jääksoo korrastamist/taastamist takistavate tegurite kõrvaldamine;

- c) vajalike hüdroökoloogiliste tööde läbiviimine (nt taimestiku taastamine või eemaldamine, hüdrokeemiliste proovide kogumine, tammide veepidavuse ja üleujutuse ulatuse kontroll jne);
- d) statistilist andmetöötlust võimaldava esindusliku seiresüsteemi planeerimine.

### III. Aktiivsele tegevusele järgnev etapp – kestus 5–10 aastat.

Põhitegevused:

- a) seire korraldamine;
- b) seireandmestiku analüüsimine ning taastataval alal toimuvate protsesside hindamine vastavalt projektis püstitatud eesmärkidele;
- c) vajaduse korral biotehniliste tööde, seiresüsteemi või ka korrastamise/taastamise eesmärkide korrigeerimine;
- d) töö tulemuste avalikustamine ning publitseerimine.

Siinkohal on oluline rõhutada, et iga jääksoo taastamise/korrastamise projekt on objektipõhine, s.t iga projekt lähtub kohalikest oludest. Nii näiteks on kanadalaste poolt koostatud turbaalade taastamise juhend (Quinty, Rochefort, 1997, 2003) kõige põhjalikum ja läbi interneti ka hästi kättesaadav soode taastamise juhend, kuid see käsitleb siiski üksnes frees-jääkväljadel turblasammalde kasvu taastamist. Samas on selles juhendis esitatud rida tegevusjuhiseid, mis veidi kohandatuna on hästi rakendatavad ka teistes oludes ning jääksoode korrastamise teistsuguste eesmärkide saavutamiseks.

Soode taastamine/korrastamine on suhteliselt kulukas ettevõtmine (Wheeler, Shaw, 1995; Lode, 1999b), seetõttu on teises üsna laialt tuntud juhendis (Blankenburg, Tonnis, 2004) peaaegu kõik jääksoode looduslike taastumisprotsesside ning neid toetavate tegevuste tutvustamisel. Jääksoode loodusliku taastamise potentsiaali oskuslik arvessevõtmine korrastamis-/taastamisprojekti koostamisel vähendab oluliselt tööde maksumust.

Kuigi Eestis on jääksoode märgalaks taastamise kogemused suhteliselt napid ja siiani veel pilootuuringute tasemel, võib siiski viidata järgmistele projektidele:

- \* Häädemeeste vallas Rannametsa-Soometsa looduskaitseala Tolkuse sihtkaitsevööndisse kuuluva Maasika raba ja Tolkuse raba taastamise käivitumiseks vajalike lähte-eelduste analüüs ja teostus (Lode, 2004);
- \* *Restoration of the Tõrga-Kodaja bog lagg area* (Lode, 2005; Ilomets, Truus, 2005);
- \* Ruunasoo hüdroloogilise seisundi ja toitumistingimuste selgitamine ning taimkatte analüüs (Ilomets, 2005a);
- \* Sood, nende kasutamine ja rekultiveerimine Pööravere jääksoo näitel (Heinsoo, Vask, 2001);

\* Jääksoode maastikuline uuendamine: ökohüdroloogiline lähenemisviis (Heinsoo, 2005);

\* Freesturbaväljade kuivendusvete puhastamine lodumeetodil Lavassaare turbamaardlas (Ilomets, Pajula, 2006).

## 9.2. Seire

Seireprogramm koostatakse jääksoo korrastamise/taastamise eeltingimustest ning lõppeesmärgist lähtuvalt. Hüdro- ja biotehnilistele taastamistöodele järgneval viiel aastal on kõige olulisem taimestiku, vee taseme ja selle kvaliteedi seire, seireandmete analüüs, publitseerimine ja senise seire tulemusi arvestava jätkuprogrammi väljatöötamine (Wheeler, Shaw, 1995; Schouten, 2002).

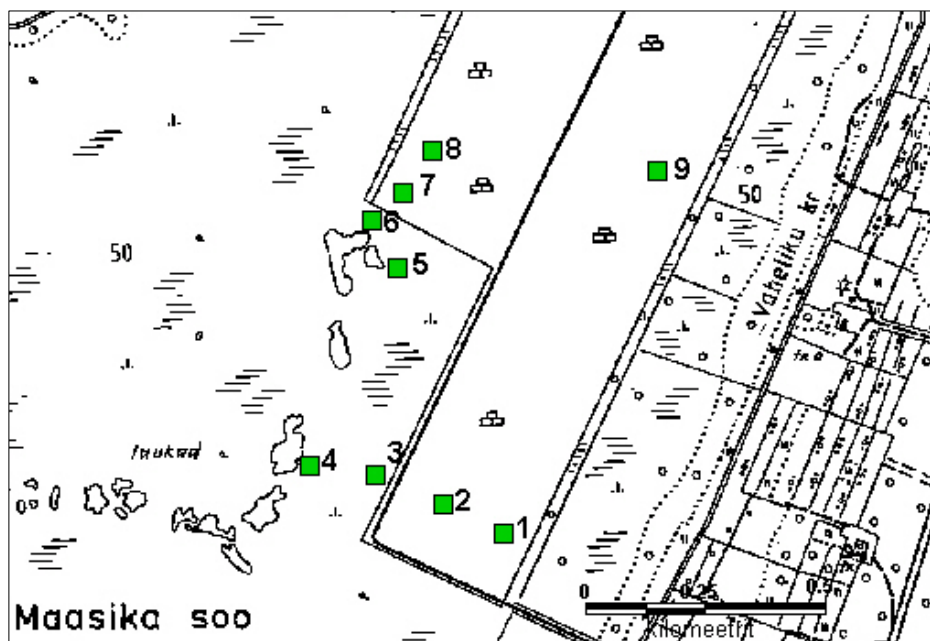
Nimetatud asjaoludest lähtudes koostati 2004. a seire korraldamise ettepanekud märgalakoosluste dünaamika hindamiseks taastatavatel Maasika raba frees-jääkväljadel ning väljade vahetusse lähedusse jääval looduslikul, kuid kuivendamisest mõjutatud alal (Maasika-Tolkuse raba projekt; Lode et al., 2004).

Seire läbiviimiseks märgistati 2004. a suvel nimetatud aladel 1x1 m suurused püsiruudud (joon 22). Need paigutati: 1) freesväljade naabrusse jäävale kuivendusest mõjutatud rabaalale, 2) kuivendusest mõjutatud ja põlenud rabaalale, 3) freesväljadele ja põlenud freesväljadele. Igale alale paigutati kaks püsiruutu, kus määrati kõik soontaime ja samblaliigid ning hinnati nende protsentuaalne katvus.

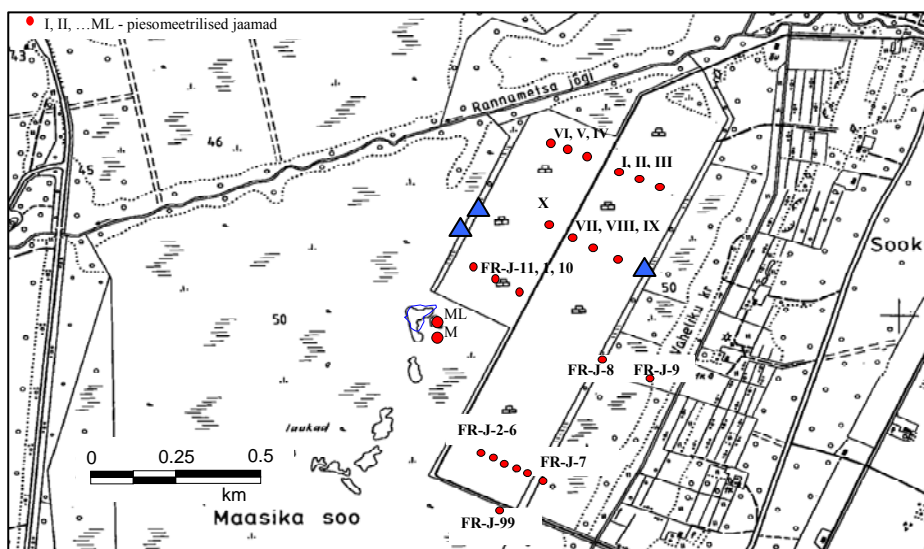
2004. a juulis läbiviidud taimkatte analüüsi tulemuste põhjal koostati taastamiseelse seisundi kirjeldus, millele oleks siis pidanud lisanduma igal viiel järgneval aastal samas fenofaasis korratud taimkatte analüüs. Taastusperioodi taimkatteanalüüse soovitati täiendada puu- ja põõsarinde analüüsiga 20x20 m suurustel püsiruutudel. Rõhutati samuti ühest kindlast punktist ja kindlas suunas pildistatud fotomaterjali kogumise tähtsust.

Veetasemete seiret soovitati jätkata juba varem loodud seirejaamades (joon 23); lisaks soovitati paigaldada kaks digitaalset veetaseme registreerimise andurit – üks looduslikule alale ja üks freesväljale.





Joonis 22. Taimkatte püsiruutude paiknemine Maasika frees-jääkväljadel ja kuivendusest mõjutatud looduslikul alal.



Joonis 23. Maasika raba frees-jääkväljadele installeeritud piesomeetriliste jaamade asukoha skeem. Jaamad I, II ja III moodustavad freesväljade veemõõduprofiili nr 1; jaamad IV, V ja VI – veemõõduprofiili nr 2; jaamad VII, VIII ja IX – veemõõduprofiili nr 3; jaamad FR-J-10, FR-J-11 ja FR-J-11 – veemõõduprofiili nr 5; jaamad FR-J-2, FR-J-3, FR-J-4, FR-J-5 ja FR-J-6 – veemõõduprofiili nr 6. Veemõõduprofiili nr 4 jaamad XI ja XII aga hävisid 2002. a raba põlengu käigus; järgi jäi vaid jaam X. Kolmnurk idapoolsel põhikraavil tähistab 2004. a tekkinud kopratammi ning kolmnurgad läänepoolsetel põhikraavidel ajavahemikus 2007–2008 tekkinud kopratamme.

Soovitusliku veekvaliteedi seire eesmärgiks oli Timmkanalisse suubuvate veejuhtmete ja ka veepaisutusest tuleneva pinnavee kvaliteedi jälgimine. Proovivõtu tihedust ja kohtade paiknevust soovitati täpsustada seireprogrammi koostamise käigus.

Kuna märgalade veetaseme optimaalseks reguleerimiseks on oluline pinna- ja põhjavee omavahelise bilansi jälgimine, kuulub taastatavate soolade seiresüsteemi kindlasti ka sademete registreerimine. Seda on vaja teha kas otse taastataval või siis sellele võimalikult lähedal asuval alal.

Maasika-Tolkuse raba projekti käigus selgus, et Pärnu meteojaamas mõõdetud sademete hulk erines Maasika raba vahetus läheduses mõõdetud sademete kogustest aeg-ajalt märgatavalt – eelkõige suviste hoovihmade perioodidel. Seetõttu rõhutati projektis Maasika raba vahetus läheduses alustatud sademete mõõtmise jätkamise vajadust ning võimalusel automaatse sademeregistraatori paigaldamist Maasika raba looduslikule osale (Lode et al., 2004).

Sama projekti raames selgus, et freesväljadega vahetult külgneva, looduslikult säilinud, kuid kuivendamisest mõjutatud Maasika raba pinnaprofiil oli "langenud" 30 aasta jooksul ~1,0–1,3 m. Seepärast soovitati seireprogrammi lülitada ka Maasika raba pinnaprofiili muutuste jälgimine.

Koos LIFE NAT/EE/007082 projekti lõppemisega 2005. a, lõppes ka Maasika-Tolkuse raba projekti finantseerimine, millele saadi jätkutoetust 2005.–2007. a nn Häädemeeste regionaalsest projektist ja seda ainult lühiajaliselt veetasemete ja sademete seire jätkamiseks Maasika raba frees-jääkväljadel (Häädemeeste, 2005).

Nimetatud projekti käigus 2006. a mõõdetud veetaseme ning sademete andmeid kasutati võrdluseks perioodiga 2.07.2002–14.09.2004 (Pool, 2008). 2008. a läbiviidud välitööde käigus selgus, et tõenäoliselt oli aastatel 2007–2008 ala läänepoolsetele põhikraavidele tekkinud kaks kopratammi (joon 22). Kahjuks jäi kopratammide ehitamise täpne aeg ja neist põhjustatud tugevast veepaisutusest tulenevad muudatused puuduliku seireprogrammi tõttu fikseerimata. Rahaliste vahendite puudusel on kogu seiretegevus käesoleval ajal lõpetatud. Analüüsimate on jäänud ka alates 2004. a tänini, st kokku seitsme aasta jooksul toimunud taimkatte muutused.

Konsulterides eespool kirjeldatud projekti juhtidega, võib hetkel välja tuua järgmised olulised momendid:

- 1) Eestis on siiani probleemiks taastatavate/korrastavate soolade jätkusuutliku seiresüsteemi haldamine. Organisatsioonilises mõttes on kaitsealade piiresse jäävate soolade taastamise/korrastamise seire korraldamine sätestatud kaitsekorralduskavadega.

Kaitsealadest väljapoole jäävatel aladel aga mis tahes kasutaja- või taastajapõhine regulatsioon, mis tagaks seal seire läbiviimise, praegu puudub.

- 2) Projektipõhine finantssüsteem ei sobi taastatavate/korrastatavate soolade seire korraldamiseks, kuna niisugune süsteem ei taga vajalikku järjepidevust ja süsteemsust.
- 3) Arvestades märgalade direktiivist (Wetland Directive, 2003) tulenevate kohustustega integreerida märgalade kaitse ja nende taastamine EL veepoliitika raamdirektiiviga 2000/60/EÜ (VRD, 2000), tuleb Eestis lähiaastatel aktiivselt tegelda märgalade taastamise/korrastamise seirekavade ellurakendamise ja nende järjepidevuse tagamisega.

## Kirjandus

- Alekand, K., Timmusk, T.** 2002. Vooluveekogude ökoloogiline käitlus. Tartu.
- Allikvee, H.** 1988. Sapropeel ja turvas. – Rmt-s: U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 48-68.
- Allikvee, H., Ilomets, M.** 1995. Sood ja nende areng. – Rmt-s: A. Raukas (koost.). Eesti Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 327-347.
- Aro, L. Kaunisto, S.** 1995. Nutrition and initial growth of trees in peat cutaway areas in Finland. – In: Peat Industry and Environment. Ministry of Environment Information Centre, Tallinn, pp. 90-92.
- Berglund, K.** 1996. Cultivated organic soils in Sweden: properties and amelioration. – PhD Thesis, Department of Soil Sciences, Reports and Dissertations 28, Uppsala.
- Bérubé, M-E., Lavoie, C.** 2000. The natural revegetation of a vacuum-mined peatland: eight years of monitoring. – Canadian Field-Naturalist 114: 279-286.
- Blankenburg, J., Tonnis, W.** (eds.) 2004. Guidelines for wetland restoration of peat cutting areas. – Results of the BRIDGE-PROJECT, Bremen.
- Blending...**, 2006. Blending agrobiomass with peat of wood in Finland. – [http://www.bioenergy-noe.com/?\\_id=1468&showArticle=90BioenergyNoE](http://www.bioenergy-noe.com/?_id=1468&showArticle=90BioenergyNoE) (12.09.2006).
- Boudreau, S., Rochefort, L.** 1998. Restoration of post-mined peatlands: effect of vascular pioneer species on *Sphagnum* establishment. – In: T. J. Malterer, K. Johnson, J. Stewart (eds.). Proc. International Peat Society, International Peat Symposium, Peat Restoration and Reclamation: Techniques and Regulatory Considerations. Revegetation, Renaturation and Biodiversity. Duluth, Minnensota, pp. 39-43.
- Bugnon, J.-L., Rochefort, L., Price, J. S.** 1997. Field experiment of *Sphagnum* reintroduction on a dry abandoned peatland in eastern Canada. – Wetlands 17: 513-517.
- Burvall, J.** 1997. Influence of harvest time and soil type on fuel quality in reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.). – Biomass and Bioenergy 12: 149-154.
- Campbell, D. R., Lavoie, C., Rochefort, L.** 2002. Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. – Canadian J. Soil Sci. 82: 85-95.
- Campbell, D. R., Rochefort, L., Lavoie, C.** 2003. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. – J. Appl. Ecol. 40: 78-91.
- Clymo, R. S.** 1983. Peat. – In: A. J. P. Gore (ed.). Ecosystems of the world. Vol. 4A. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. General Studies. Elsevier, Amsterdam, pp. 159-224.
- Couwenberg, J.** 2009. Emission factors for managed peat soils (organic soils, histosols. An analysis of IPCC default values. Report. Wetlands International, Ede, pp. 1-14.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. – Nature 387: 2543-260.
- Cultivation methods...**, 2006. Cultivation methods of reed canary grass grown in Northern Europe. – BioBase. – <http://www.eeci.net/archive/biobase/B10504.html> (15.10.2006).
- Damman, A. W. H.** 1978. Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. – Oikos 30: 480-495.
- Damman, A. W. H.** 1988. Regulation of nitrogen removal and retention in *Sphagnum* bogs and other peatlands. – Oikos 51: 291-305.
- Eesti NSV kliimaatlas.** 1969. Bit, Tallinn.

- Eesti...**, 2006. Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030. – [http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=328494/KS\\_loplil\\_riigikokku\\_1.pdf](http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=328494/KS_loplil_riigikokku_1.pdf) (30.02.2007).
- Eggelsmann, R., Heathwaite, A. L., Grosse-Brauckmann, G., Küster, E., Naucke, W., Schuch, M., Schweickle, V.** 1993. Physical Processes and Properties of Mires. – In: A. L. Heathwaite, Kh. Göttlich (eds.). Mires: process, exploitation, and conservation. Wiley, Chichester, pp. 171-262.
- Ehdotus...**, 2011. Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio MMM 2011:1. Helsinki. – [http://www.mmm.fi/attachments/ymparisto/suojaturvemaat/5wXEXk8I7/Suostrategia\\_nettiin.pdf](http://www.mmm.fi/attachments/ymparisto/suojaturvemaat/5wXEXk8I7/Suostrategia_nettiin.pdf) (20.06.2011).
- Energiamajanduse...**, 2011. Energiamajanduse riiklik arengukava aastani 2020. – [https://valitsus.ee/UserFiles/valitsus/et/valitsus/arengukavad/majandus-ja-kommunikatsiooniministeerium/Energiamajanduse\\_riiklik\\_arengukava\\_aastani\\_2020.pdf](https://valitsus.ee/UserFiles/valitsus/et/valitsus/arengukavad/majandus-ja-kommunikatsiooniministeerium/Energiamajanduse_riiklik_arengukava_aastani_2020.pdf) (02.06.2011).
- Famous, N. C., Spencer, M., Nilsson, H.** 1991. Revegetation patterns in harvested peatlands in Central and Eastern North America. – In: D. N. Grubich, T. J. Malterer (eds.). Peat and peatlands: The resource and its utilization. Proceedings of the International Peat Symposium, Duluth, pp. 48-66.
- Flyktman, M.** 2000. Ruokohelven seospolto turpeen ja puun kanssa. – In: R. Salo (ed.). Production of biomass as raw material for fibre and energy. II. Harvesting of reed canary grass and straw, production costs and combustion techniques. – Publications of Agricultural Research Centre of Finland, Series A 85: 140-169.
- Frilander, P., Leinonen, A., Alakangas, E.** 1996. Peat production technology. – In: H. Vasander (ed.). Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Helsinki, Finland, pp. 99-106.
- Girard, M.** 2000. La régénération naturelle d'écosystèmes fortement perturbés: le cas d'unetourbière exploitée du Bas-Saint-Laurent (Québec). – M.A. Thesis, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Gorham, E.** 1991. Northern peatlands: role in the global carbon cycle and probable responses to climate warming. – *Ecol. Applicat.* 1: 182-195.
- Gradeckas, A.** 1997. Selection of willow clones for energy forests on exploited peatlands, utilising wastewater sludge. – *Baltic Forestry* 3: 24-32.
- Gradeckas, A., Kubertavičiene, L., Gradeckas, A.** 1998. Utilization of wastewater sludge as a fertilizer in short rotation forests on cut away peatlands. – *Baltic Forestry* 4: 7-13.
- Grass Pellets**, 1006. Research brief: Grass pellets. Argosyfoundation. – [http://www.argosyfund.org/usr\\_doc/Grass\\_Pellet\\_Brief.pdf](http://www.argosyfund.org/usr_doc/Grass_Pellet_Brief.pdf) (15.10.2006).
- Green, P. E.** 1983. Natural revegetation of mined peatlands in northern Minnesota. – M. Sc. Thesis, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota, USA.
- Groeneveld, E.V.G., Rochefort, L.** 2002. Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems. – *Mires and Peat* 53: 73-85.
- Groeneveld, E. V. G., Rochefort, L.** 2005. *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. – *Rest. Ecol.* 13: 74-82.
- Habitat Directive**, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. – Official Journal of the European Communities No L206: 7-36.
- Hall, I. V., Aalders, L. E., Townsend, L. R.** 1964. The effects of soil pH on the mineral composition and growth of the lowbush blueberry. – *Can. J. Plant Sci.* 44: 433-438.
- Hånell, B.** 1995. Afforestation experiments on excavated peat-winning areas in Sweden. – Peat industry and environment. Ministry of Environment Environment Information Centre, Tallinn.

- Hang, T., Loopmann, A.** 1995. Jõed. – Rmt-s: A. Raukas (toim.). Eesti. Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 274-292.
- Hayward, P. M., Clymo, R. S.** 1983. The growth of *Sphagnum*: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. *J. Ecol.* 71: 845-63.
- Heathwaite, A. L.** 1995. The impact of disturbance on mire hydrology. – In: J. M., R. Hughes, A. L. Heathwaite (eds.). *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*. Wiley, Chichester, pp. 401-417.
- Heathwaite, A. L., Göttlich, Kh., Burmeister, E.-G., Kaule, G., Grospietssh, Th.** 1993. Mires: Definitions and Form. – In: A. L. Heathwaite, Kh. Göttlich (eds.). *Mires: process, exploitation, and conservation*. Wiley, Chichester, pp. 1-77.
- Heikkilä, H., Lindholm, T.** 1995. The basis of mire restoration in Finland. – In: B. Wheeler, S. Shaw, W. Fojt, R. Robertson (eds.). *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 549-556.
- Heikkilä, H., Lindholm, T.** 1997. Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987–1996. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*, Sarja A, No 81: 1-75.
- Heikkilä, H., Lindholm, T., Jaakkola, S.** 2002. Soiden ennallistamisopas. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*, Sarja B, No 66: 1-123.
- Heinimö, J., Alakangas, E.** 2006. Solid and liquid biofuels markets in Finland – a study on international biofuels trade. IEA Bioenergy Task 40 and EUROBIONET II. Contry Report of Finland. – <http://209.85.135.104/search?q=cache:egakiASRGKAJ:www.bioenergytrade.org/t40reportspapers/00000095e00c86217/00000095e70de6209.html+heinimo+alakangas+solid+and+liquid+biofuels+markets&hl=et&gl=ee&ct=clnk&cd=1> (15.10.2006).
- Heinsoo, K.** 2005. Jääksoode maastikuline uuendamine: ökohüdroloogiline lähenemisviis. Magistritöö keskkonnakaitse alal. [Käsikiri].
- Heinsoo, K., Vask, K.** 2001. Sood, nende kasutamine ja rekultiveerimine Pööravere jääksoo näitel. – Bakalaureusetöö maastikukaitse ja -hoolduse erialal. Eesti Põllumajandusülikool, Keskkonnakaitse instituut. [Käsikiri].
- Hemond, H. F.** 1980. Biogeochemistry of Thoreau's bog, Concord, Massachusetts. – *Ecol. Monogr.* 50: 507-526.
- Holmes, R. S.** 1960. Effect of phosphorous and ph on iron chlorosis of the blueberry in water culture. – *Soil Science* 90: 374-379.
- Hommik, K.** 1982. Mis ikkagi juhtus parandatud maadel? – *Sotsialistlik Põllumajandus* No 8: 18-20.
- Huopalainen, M., Tuittila, E.-S., Laine, J., Vasander, H.** 1998. Seed and spore bank in a cut-away peatland twenty years after abandonment. – *Int. Peat J.* 8: 42-51.
- Häädemeeste**, 2005. Luitemaa taastustööd ja kaitsekorralduskava rakendamise I etapp. Projekti kestus: 25.07.2005-25.07.2007. – Olemasoleva olukorra ülevaade Häädemeeste vallas (Aalborg Commitments Baseline Review). Euroopa kohalike omavalitsuste Aalborgi kokkuleppe säästva arengu tagamiseks. – [http://www.aalborgplus10.dk/media/pdf2009/baseline\\_review\\_haademeeste\\_municipality\\_estonia.pdf](http://www.aalborgplus10.dk/media/pdf2009/baseline_review_haademeeste_municipality_estonia.pdf) (07.06.2011).
- Hytönen, J.** 1995. Biomass production with willows on peat cut-away areas. – In: *Peat Industry and Environment*. Ministry of Environment Information Centre, Tallinn, pp. 93-95.
- Hytönen, J.** 2006. Use of agricultural plant based biomasses and residues in energy production in Scandinavian area. – [http://www.chem.jyu.fi/ue/frame\\_left/UEsem2005-Hytonen.pdf](http://www.chem.jyu.fi/ue/frame_left/UEsem2005-Hytonen.pdf) (02.10.2006).
- Ilomets, M.** 1982. The productivity of *Sphagnum* communities and the rate of peat accumulaion in Estonian bogs. – *Estonain Contributions to the International Biological Programme*, No. 9, pp. 102-116.
- Ilomets, M.** 1993. Kaitset vajavate soode täiendav nimestik. Tallinn. [Käsikiri].

- Ilomets, M.** 1992. Some main trends in the development of Estonian mires. – In: Proc. 9th International Peat Congress, Vol. 1. Uppsala, pp. 205-214.
- Ilomets, M.** 1994a. Miks me peame hoidma Eestimaa soid? – Eesti Loodus No 3: 80-83.
- Ilomets, M.** 1994b. Turba juurdekasvust Eestis. – Rmt-s: J. Roosaare (toim.). Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat, 26. kd. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk. 13-18.
- Ilomets, M.** 1996. Temporal changes in Estonian peatlands and carbon balance. – In: J.-M. Punning (ed.). Estonia in the system of global climate change. Publications of Institute of Ecology 4: 65-74.
- Ilomets, M.** 1999. Eesti soode genees ja loodustingimuste muutumine. – Rmt-s: L. Merikalju (toim.). Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat, 32. kd. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk. 60-68.
- Ilomets, M.** 2000. Soo — väärtmaa, jäätmaa. – Eesti Loodus, No 2/3: 72-75.
- Ilomets, M.** 2001. Mis saab jääksoodest? – Eesti Loodus, No 6: 218-221.
- Ilomets, M.** 2003. Mille arvel kaevandame turvast? – Eesti Loodus, No 2/3: 76-80.
- Ilomets, M.** 2005a. Ruunasoo hüdroloogilise seisundi ja toitumistingimuste selgitamine ning taimkatte analüüsid. Euroopa Regionaalarengu Fondi meetme 4.2 projekt 4.0204-0107 Sooserva elupaikade taastamine Põhja-Liivima linnualal I etapp. [Käsikiri].
- Ilomets, M.** 2005b. Turba juurdekasv Eesti soodes. Lõpp-aruanne. Keskkonnainvesteeringute Keskuse rakenduslikule uurimisprojektile. [Käsikiri].
- Ilomets, M., Animägi J., Kallas, R.** 1995. Estonian peatlands, a brief review of their development, state, conservation, peat resources and management. Ministry of Environment, Tallinn.
- Ilomets, M., Kallas, R.** 1995. Estonian mires – past, present and future alternatives. – *Gunneria* 70: 117-126.
- Ilomets, M., Pajula, R.** 2004. Loodusdirektiivi I lisasse kantud soelupaigatüüpide hinnangulised pindalad Eestis. [Käsikiri].
- Ilomets, M., Pajula, R.** 2006. Freesturbaväljade kuivendusvete puhastamine lodumeetodil Lavassaare turbamaardlas. Eeluuringu aruanne. Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut, Tallinn. [Käsikiri].
- Ilomets, M., Truus, L.** 2005. Integrated wetland and forest management in the transborder area of North Livonia. PIN/MATRA project 2002/014. [Manuscript].
- IMCG Resolution...**, 2010. IMCG Resolution for Finland. IMCG Newsletter No 3/4: 4. – <http://www.imcg.net/imcgnl/pdf/nl1003.pdf> (20.06.2011).
- Ingram, H. A. P.** 1982. Size and shape in raised mire ecosystems: a geographical model. – *Nature* 297: 300-303.
- Ivanov, K. E.** 1975. Vodoobmen v bolotnyh landšaftah. Gidromerteoiszdats, Leningrad.
- Javoiš, J.** 2002. Teeme ise raba Hollandi moodi. – Eesti Loodus, No 9: 18-22.
- Joosten, H., Clarke, D.** 2002. Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Saarijärvi Offsett Oy, Saarijärvi, Finland.
- Jørgensen, U., Sander, B.** 1997. Biomass requirements for power production: how to optimise the quality by agricultural management. – *Biomass and Bioenergy* 12: 145-147.
- Juske, A.** 1995a. Eesti briketitööstuse rajamisest. – Turbatootmine Eestis. Eesti Turbaliit, Pärnu. Lk. 68-76.
- Juske, A.** 1995b. Turbatootmisest Eestis. – Turbatootmine Eestis. Eesti Turbaliit, Pärnu, lk. 26-31.
- Juske, A.** 1966. Eesti maaparanduse kroonika. Eesti Maaparandajate Selts, Tallinn.
- Jõgi, J., Tarand, A.** 1995. Nüüdiskliima. – Rmt-s: A. Raukas (koost.). Eesti Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 183-216.

- Kaat, A., Joosten, H.** 2009. Factbook for UNFCCC policies on peat carbon emissions. – Wetlands International, Ede, pp. 1-22.
- Kaevandamiseseadus, 2003.** Kaevandamiseseadus. Riigi Teataja I, 20, 118. – <https://www.riigiteataja.ee/akt/828901> (20.06.2011).
- Kāposts, V., Karinš, Z., Lazdinš, A.** 2000. Use of sewage sludge in forest cultivation. – *Baltic Forestry* 6: 24-28.
- Kāposts, V., Karinš, Z., Lazdinš, A.** 2001. Notekūdeņu dūņu ismantošanas mežsaimniecībā piredze Latvijā. *Mežzinātne* 10: 39-54.
- Keskkonnaseire seadus, 1999.** Keskkonnaseire seadus. Riigi Teataja 10, 154. – <https://www.riigiteataja.ee/akt/13315995> (20.06.2011).
- Kirk, K.** 1997. Taimkatte taastumine jääksoodel mõningate Eesti ja Rootsi soode näitel. Lõputöö. TPÜ Matemaatika-Loodusteaduskond, Geoökoloogia õpetool. [Käsikiri].
- Kitse, E., Pihho, A., Reintam, L., Rooma, I., Tarandi, K.** 1962. Mullateadus. Eest Riiklik Kirjastus, Tallinn.
- Klötzli, F., Grootjans, A.** 2001. Restoration of natural and semi-natural wetland systems in Central Europe: Progress and predictability of developments. – *Rest. Ecol.* 9: 209-219.
- Kollist, P.** 1988. Mullastik ja mikrokliima. – Rmt-s: U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk 117-123.
- Kristian, R.** 1984. Taimkatte taastumine jääksoodel. Diplomitöö. Tartu Riiklik Ülikool, Taimesüsteemataitika ja geobotaanika kateeder, Tartu. [Käsikiri].
- Kristian, R., Roosaluuste, E.** 1988. Secondary succession in disturbed raised bogs. – In: M. Zobel (ed.). Dynamics and ecology of wetlands and lakes in Estonia. Academy of Sciences of the Estonian SSR, Tartu State University, Tallinn, pp. 145-154.
- Kõpp, V., Reidma, V., Stein, J.** 2007. Lavassaare turbatootmisala kirde osa korrastamiseprojekt; OÜ Inseneribüroo STEIGER, töö nr 07/0221, Tallinn.
- Laasimer, L., Masing, V.** 1995. Taimestik ja taimkate. – Rmt-s: A. Raukas (toim.). Eesti Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 362-396.
- Lachance, D., Lavoie, C.** 2004. Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. – *Appl. Veg. Sci.* 7: 183-192.
- Laine, J., Minkkinen, K.** 1996. Forest drainage and the greenhouse effect. – In: H. Vasander (ed.). Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Helsinki, pp. 159-164.
- Laine, J., Vasander, H.** 1996. Ecology and vegetation gradients of peatlands. – In: H. Vasander (ed.). Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Helsinki, pp. 10-19.
- Landström, S., Lomakka, L., Andersson, S.** 1996. Harvest in spring improves yield and quality of reed canary grass as a bioenergy crop. – *Biomass and Bioenergy* 11: 333-341.
- Larson, J. S.** 1991. Wetland restoration: an overview. – Swedish Environmental Protection Agency Report No 3992: 17-23.
- Larsson, S.** 2006. Supply curves of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in Västerbotten County, northern Sweden, under different EU subsidy schemes. – *Biomass and Bioenergy* 30: 28-37.
- Lavergne, S., Molofsky, J.** 2006. Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) as a biological model in the study of plant invasions. – <http://www.ingentaconnect.com/content/tandf/bpts/2004/00000023/00000005/art00006> (12.09.2006).
- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M., Marcoux, K.** 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? – *Wetl. Ecol. Manag.* 11: 97-107.
- Lavoie, C., Rochefort, L.** 1996. The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: a spatial and dendroecological analysis. – *Écoscience* 3: 101-111.
- Leiner, E.** 2005. Ammendatud freesturbatootmisalade taimestumist mõjutavad tegurid Pärnu ja Tartu maakonna jääksode näitel. Magistritöö. EPMÜ, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu. [Käsikiri].



- Leiviskä, V.** 1993. Turvetuotannon ympäristösojelu, Pohjos-Suomen Tutkimuslaitos, Oulu.
- Lindh, T., Paappanen, T., Kallio, E., Flyktman, M., Käyhkö, V., Selin, P., Huotari, J.** 2006. Production of reed canary grass and straw as blended fuel in Finland. – [http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2005/vtt\\_reed\\_canary1.pdf](http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2005/vtt_reed_canary1.pdf) (11.09.2006).
- Lode, E.** (ed.) 1998-2003. Mire ecology. – Restoration of damaged peatlands and terminated peat cuttings. Reports from education collaboration project. [Käsikirjalised aruanded].
- Lode, E.** 1998. Soode taastamine – eetika, esteetika ja keskkonnateadvuse küsimus! – Eesti Turvas No 3/4: 11-14.
- Lode, E.** 1999a. Soode taastamine – eetika, esteetika ja keskkonnateadvuse küsimus. – Eesti Turvas, No 1-3: 5-11.
- Lode, E.** 1999b. Wetland restoration: a survey of options for restoring peatlands. – *Studia Forestalia Suecica*, No 205: 1-30.
- Lode, E.** 2001. Natural mire hydrology in restoration of peatland functions. – PhD thesis. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria* 234: 1-156.
- Lode, E.** 2004. Häädemeeste vallas Rannametsa-Soometsa looduskaitseala Tolkuse sihtkaitsevööndisse kuuluva Maasika raba ja Tolkuse raba taastumise käivitumiseks vajalike lähte-eelduste analüüs ja teostus. – Häädemeeste Life Natura 2002-2005. Projekti No 0282121s02 aruanne. [Käsikiri].
- Lode, E.** 2005. Restoration of the Tõrga-Kodaja bog lagg area. – Integrated Wetland and Forest Management in the Transborder Area of North Livonia PIN/MATRA project 2002/014. [Manuscript].
- Lode, E., Heinsoo, K., Tõnisson, H., Pajula, R., Ratas, U.** 2004. Häädemeeste vallas Rannametsa-Soometsa Looduskaitseala Tolkuse sihtkaitsevööndisse kuuluva Maasika raba ja Tolkuse raba taastumise käivitumiseks vajalike lähte-eelduste analüüs ja teostus. TPÜ Ökoloogia Instituut, Tallinn. LIFE 0282121s2. LIFE NAT/EE/007082. – [http://www.5dvision.ee/~edelamaa/failid/tolkuse\\_hydro/4osa.pdf](http://www.5dvision.ee/~edelamaa/failid/tolkuse_hydro/4osa.pdf) (07.06.2011).
- Lode, E., Ilomets, M., Lundin, L.** 1998. Three rewetted peat cuttings. – In: Proceedings of the International Peat Symposium, The Spirit of Peatlands, 30 years of the International Peat Society, Jyväskylä, Finland, September 7-9, 1998, pp. 170-172.
- Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M.** 2010. Self-recovery of cut-over bogs: summary from case studies. – in: M. Eiseltova (ed.). Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe. Springer, pp. 265-284.
- Loopmann, A.** 1979. Soode arenemine ning peenar-laugaskompleksi mõju vee äravoolule. – Rmt-s: L. Merikalju, P. Karing (toim.). Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat 1978. Agrokliima ressursid Eesti NSV-s. Valgus, Tallinn, lk.137-150.
- Loopmann, A.** 1988. Veerežiim ja vetevõrk soodes. – Rmt-s: U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 43-48.
- Loopmann, A.** 1994. Kui palju on Eestis kuivendatud soid? – Eesti Turvas, No 4: 17-19.
- Loopmann, A.** 1996a. Soomassiivide areng ja häving. – Turvas, No 3-4: 18-21.
- Loopmann, A.** 1996b. Vee äravoolu eripära soodest. – Turvas, No 1-2: 3-6.
- Luberg, A.** 1995. Kütteturba tootmine Eestis. – Rmt-s: A. Juske (koost.). Turbatootmine Eestis. Artiklite kogumik. Eesti Turbaliit, Pärnu, lk. 9-12.
- Luger, E.** 1997. Energy crop species in Europe. – [[http://www.blb.bmlfuw.gv.at/vero/veroeff/0732\\_Energy\\_crops\\_species\\_e.pdf](http://www.blb.bmlfuw.gv.at/vero/veroeff/0732_Energy_crops_species_e.pdf)] (09.09.2009).
- Lundin, L., Bergquist, B.** 1990. Effects of water chemistry after drainage of a bog for forestry. – *Hydrobiologia* 196: 167-181.
- Luoma, T.** 2006. Energy production brings life to the countryside. – TEHO 2/2006. – [http://www.tts.fi/uk/publication/teho-magazine/teho06\\_2.htm](http://www.tts.fi/uk/publication/teho-magazine/teho06_2.htm) (12.09.2006).
- Lähde, E.** 1969. Biological activity in some natural and drained peat soils with special reference to oxidation-reduction conditions. – *Acta For. Fenn.* 94: 1-69.

- Lüüs, O.** 2005. Turbavarude kasutamine. Kontrolliaruanne nr OSIV-2-6/05/71 14.07.2005. – <http://www.riigikontroll.ee/audit.php?dokument=563> (30.03.2007).
- Maapõueseadus,** 2004. Maapõueseadus. Riigi Teataja I 84, 572. – <https://www.riigiteataja.ee/akt/1011618> (20.06.2011).
- Masing, V.** (koost.) 1992. Ökoloogialeksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Masing, V.** 1955. Rabataimede paljunemisest ja levimisest seemnete abil. – Rmt-s: H. Haberman (toim.). Loodusuurijate Seltsi aastaraamat 48, 141-161.
- Masing, V.** 1975. Mire typology of the Estonian S.S.R. – In: L. Laasimer (ed.). Some aspects of botanical research in the Estonian S.S.R. Academy of Sciences of the Estonian S.S.R., Tartu, pp. 123-138.
- Masing, V.** 1982. The plant cover of Estonian bogs: a structural analysis. – In: V. Masing (ed.). Peatland ecosystems. Estonian contributions to the International Biological Programme, 9. Valgus, Tallinn, pp. 50-92.
- Masing, V.** 1988a. Eesti soode liigitus. – Rmt-s: U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 69-76.
- Masing, V.** 1988b. Soode mõiste, levik ja väärtus. – Rmt-s: U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 7-21.
- Masing, V.** 1992. Ökoloogialeksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Masing, V.** 1998. Soode mõiste, levik ja maastikuline iseloomustus. – Rmt-s: H. Seemen (koost.). Metsaparandus ja soometsandus, 1. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu, lk. 23-32.
- Masing, V., Paal, J.** 1998. Estniska våtmarker – klassificering och biodiversitet. – Svensk Bot. Tidskr. 92: 147-161.
- Masing, V., Trass, H.** 1955. Juhend soode geobotaaniliseks uurimiseks. – Abiks loodusevaatlejale, No 23: 1-82.
- Mazing, V. V.** 1980. O funkcional'noi strukture rastitel'nosti na primere verhovyh bolot. – Bjull. MOIP, otd. biol. 85: 57-63.
- McNally, G., Kildare, Co.** 1995. The utilisation of industrial cutaway peatlands. – In: Peat Industry and Environment. Ministry of Environment Information Centre, Tallinn, pp. 84-86.
- Miidla, H.** 1984. Taimefüsioloogia. Tallinn, Valgus.
- Mires ...,** 2003. MIREs – Implementation of mire habitat management plan for Latvia. LIFE04 NAT/LV/000196. – [http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n\\_proj\\_id=2598&docType=pdf](http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2598&docType=pdf) (20.06.2011).
- Money, R. P.** 1995. Re-establishment of a *Sphagnum* dominated flora on cut-over lowland raised bogs. – In: B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt, R. A. Robertson (eds.). Restoration of Temperate Wetlands. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 405-422
- Money, R. P.** 2004a. Starting conditions for restoration following commercial peat extraction. – In: J. Blankenburg, W. Tonniss (eds.). Guidelines for wetland restoration of peat cutting areas (Results of the BRIDGE-PROJECT). Bremen, pp. 10-14.
- Money, R. P.** 2004b. End-point options for wetland restoration – habitat creation from former commercial peat workings. – In: J. Blankenburg, W. Tonniss (eds.), Guidelines for wetland restoration of peat cutting areas (Results of the BRIDGE-PROJECT). Bremen, pp. 31-40.
- Mäemets, A(are), Saarse, L.** 1995. Väikejärved. – Rmt-s: A. Raukas (koost.). Eesti. Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 430-439.
- Mörnsjö, T.** 1968. Stratigraphical and chemical studies on two peatlands in Soania, South Sweden. – Bot. Not. 121: 343-360.
- Naan, G.** (toim.) 1978. Nõukogude Eesti: Entsüklopeediline teatmeteos. Valgus, Tallinn.

- Nilsson, D., Hansson, P.-A.** 2001. Influence of various machinery combinations, fuel proportions and storage capacities on costs for co-handling of straw and reed canary grass to district heating plants. – *Biomass and Bioenergy* 20: 247-260.
- Nilsson, H. D., Famous, N. C., Spencer, M. P.** 1990. Harvested peatland reclamation: Harvesting impact, case studies and reclamation options. Down East L.P. Cherryfield, ME. USA.
- Noormets, M., Karp, K., Paal, T.** 2003. Recultivation of opencast peat pits with *Vaccinium* culture in Estonia. – In: 2003 Fourth International Conference on Ecosystems and Sustainable Development ECOSUD 2003. Siena, Italy, pp. 1105-1114.
- Orru M.** (koost.) 1992. Eesti turbavarud. RE Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Orru M.** 1995. Eesti turbasood. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Orru, M., Orru, H.** 2003. Kahjulikud elemendid Eesti turbas. EGK, Tallinn.
- Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Borset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E.** 1999. Eesti märgalade inventeerimine 1997. Projekti “Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia” aruanne. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Paal, J., Leibak, E.** (eds.) 2011. Estonian mires: inventory of habitats. Publication of the Project “Estonian Mires Inventory Completion for Maintaining Biodiversity”. Regio, Tartu.
- Paal, T., Starast, M., Karp, K.** 2003. Walyw wapnowania na azrost borowki niskiej rosnacej na torfowiskach wysokich. – In: Konferencja „Uprawne rosliny wrzosowate“, Skiernewice, Polskich, pp. 71-76.
- Paavilainen, E., Päivänen, J.** 1995. Utilization of Peatlands. – In: H. Vasander (ed.). Peatland forestry. Springer, Germany, pp. 15-30.
- Pahkala, K., Isolahti, M., Partala, A., Suokannas, A., Kirkkari, A., Peltonen, M., Sahramaa, M., Lindh, T., Paappanen, T., Kallio, E., Flyktman, M.** 2005. Ruokohelven viljely ja korjuu energian tuotantoa varten. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Maa- ja elintarviketalous 1.
- Paidla, A.** 1975. Mis saab jääksoodest? – *Eesti Loodus*, No 11: 617-623.
- Paulrud, S., Nilsson, C.** 2001. Briquetting and combustion of spring-harvested reed canary-grass: effect of fuel composition. – *Biomass and Bioenergy* 20: 25-35.
- Pikk, J.** 1982. Männikultuuri optimaalsest väetamisajast jääksool. – Rmt-s: Raid, L. (koost.). Metsanduslikud uurimused, 17. kd. Tallinn, Valgus, lk. 128-136.
- Pikk, J.** 1982. Männikultuuri optimaalsest väetamisajast jääksool. Metsanduslikud uurimused, 17 kd.. Tallinn, lk. 128-135.
- Pikk, J.** 1997. Õhukeseturbaliste soode kauakestnud kuivendamise tulemusi. – Rmt-s: Kiviste, K. (koost.). Eesti Põllumajandusülikool. Teadustööde kogumik 189. Metsandus. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, lk. 148-156.
- Pikk, J.** 2001. Kased turvasmuldadel. – Rmt-s: Tullus, H., Vares, A. (koost.). Lehtpuupuistute kasvatamine Eestis. Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised, 14. kd. Eesti Põllumajandusülikool, Metsanduslik Uurimisinstituut, Tartu, lk. 95-102.
- Pikk, J.** 2003. Puistute ja puuliikide kohanemine toitumistingimuste muutustele erineva veerežiimi ja troofsusega kasvukohtadel. – Rmt-s: Kurm, M., Tamm, Ü. (koost.). Metsanduslikud uurimused, 38. kd. Eesti Loodusfoto, Tartu, lk. 58-73.
- Pikk, J., Valk, U.** 1995. Jääksode metsastamiskatsete tulemused Eestis. [Käsikiri].
- Pikka, J.** 2004. Reoveesette kasutamisest väheviljakate põllumaade metsastamisel. – Rmt-s: Ots, K., Pärn, H. (koost.), Metsanduslikud uurimused, 41. kd. Eesti Loodusfoto, Tallinn, lk. 62-72.
- Pikka, J.** 2005. Use of wastewater sludge for soil improvement in afforesting cutover peatlands. – Rmt-s: Mandre, M. (koost.). Metsanduslikud uurimused, 42. kd. Eesti Loodusfoto, Tallinn, lk. 95-105.

- Pikka, J.** 2006. Effect of fertilization with wastewater sludge on the development of *Betula pendula* seedlings under experimental conditions. – Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 55: 160-172.
- Pinnaveekogude...**, 2009. Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. Keskkonnaministri 09.08.2009 a määrus nr 44. RTL 2009, 64, 941. – <https://www.riigiteataja.ee/akt/13210253?leiaKehtiv> (21.06.2011).
- Podžarov, V. L.** 1974. Lesohozjaistvennoe osvoenie torfjanyh vyrabotok. Uradžai, Minsk.
- Pool, I.** 2008. Maasika raba freesväljade hüdroloogiline seisund ja selle peegeldus taasarenenud pinnakattes. Lõputöö. Türi Kolledž. [Käsikiri].
- Price, J. S.** 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog. Québec. – Hydrol. Proc. 10: 1263-1272.
- Price, J. S., Heathwaite, A. L., Baird, A. J.** 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. – Wetl. Ecol. Manag. 11: 65-83.
- Price, J., Rochefort, L., Quinty, F.** 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and Sphagnum regeneration. – Ecol. Engineering 10: 293-312.
- Puhkan, A.** 2004. Turba kaevandamisest ja soode taastamisest. Ülevaade. – Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed, No 1: 13-15.
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Jormola, J., Järvenpää, I., Karhunen, a., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M., Vikberg, P.** 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen Ymäristökeskus, Helsinki.
- Päivänen, J.** 1984. Increasing the land base and yield through drainage. University Alberta, Forest Industry Lecture Series 13: 1-22.
- Päivänen, J., Paavilainen, E.** 1996. Forestry on peatlands. – In: H. Vasander (ed.). Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, pp. 72-83.
- Quinty, F., Rochefort, L.** 1997. Peatland Restoration Guide. Departement de phytologie, Université Laval, Sainte-Foy, QC, Canada, GIK 7P4.
- Quinty, F., Rochefort, L.** 2003. Peatland Restoration Guide, 2nd ed. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Québec.
- Raadla, K., Roo, R.** 2006. Lavassaare turbakaevandamisala heitvete puhastuslodu ehitusprojekt; PB Maa ja Vesi AS, töö nr 06610, Tallinn.
- Raadla, K., Roo, R.** 2007. Ulila turbakaevandamisala polderkuivenduse ja heitvete puhastuslodu eelprojekt, PB Maa ja Vesi AS, töö nr 07688, Tallinn.
- Raid, L.** 1981. Kasekülvide väetamine jääksoodel. – Rmt-s: Metsamajandus 1980. Valgus, Tallinn, lk. 64-74.
- Raid, L.** 1989. Lämmastikväetiste mõju kaseseemikute kasvule turvasmuldadel. – Rmt-s: Paves, H. (koost.). Metsanduslikud uurimused, 23. kd. Valgus, Tallinn, lk. 82-91.
- Raid, L.** 1993. Mikroväetiste mõju noorte männikultuuride kasvule Keressaare jääksuus. – Mets ja Puu, No 5: 2-5.
- Ramst, R., Orru, M., Halliste, L.** 2005. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 1. etapp: Harju, Rapla ja Lääne maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn. [Käsikiri].
- 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. [Käsikiri].
- Ramst, R., Orru, M.** 2009. Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. – Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed, No 1-2: 6-7.

- Ramst, R., Orru, M., Salo, V., Halliste, L.** 2007. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 3. etapp: Viljandi, Pärnu, Saare, Hiiu maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn. [Käsikiri].
- Ramst, R., Salo, V., Halliste, L.** 2008. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon. 4. etapp: Valga, Võru ja Põlva maakond. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn. [Käsikiri].
- Ratt, A.** 1985. Mõnda maaviljeluse arengust Eestis läbi aegade. Valgus, Tallinn.
- Raudsepp, A.** 1946. Eesti NSV turbasood. Teaduslik Kirjandus, Tartu.
- Raukas, A., Rõuk, A.-M.** 1995. Pinnamood ja selle kujunemine. – Rmt-s: Raukas, A. (koost.). Eesti. Loodus. Valgus, Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 120-175.
- Robert, E. C., Rochefort, L., Garneau, M.** 1999. Natural revegetation of two vlock-cut mined peatlands in eastern Canada. – Can. J. Bot. 77: 447-459.
- Rochefort, L., Campeau, S.** 1997. Rehabilitation work on post-harvested bogs in South Eastern Canada. Wallingford, pp 287-294.
- Rochefort, L., Lode, E.** 2006. Restoration of degraded boreal peatlands. – In: R. K. Wieder, D. H. Vitt (eds.), Boreal peatland ecosystems. Ecological Studies 188: 381-422.
- Romanov, Š. Š.** 1953. Issledovanie isparenija so sfagnovyh bolot. – Trudy GGI 39: 1116-135.
- Roul, I.** 2004. Restoration strategies for block-cut peatlands: a hydrological and plant community analysis. Thesis (M. Sc.), Département de phytologie, Université Laval, Québec.
- Rowlands, R. G., Feehan, J.** 2000. The ecological future of industrially milled cutaway peatlands in Ireland. – Aspects Appl. Biol. 58: 263-270.
- Ruus, E.** 2003. Pärnu ja Tartu maakonna ammendatud freesturbaväljade taimestumine. Lõputöö. Eesti Põllumajandusülikool. [Käsikiri].
- Ruus, E., Vilbaste, H.** 1968. Jõhvikas – põhjamaade viinamari. – Eesti Loodus, No 8: 490-494.
- Saarmets, T.** 2008. Ammendunud turbaväljade kasutamine taastuvenergia tootmiseks. – Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed. No 1-2: 11.
- Sahramaa, M.** 2003. Evaluation of reed canary grass for different end-uses and in breeding. – MTT Agrifood Research Finland 12: 227-241.
- Sahramaa, M.** 2004. Evaluating germplasm of reed canary grass *Phalaris arundinacea* L. Academic dissertation. University of Helsinki, Helsinki.
- Sahramaa, M.** 2006. Reed canary grass in Finland. Vapo Oy leaflet.
- Sahramaa, M., Ihamäki, H., Jauhiainen, L.** 2003. Variation in biomass related variables of reed canary grass. – MTT Agrifood Researc Finland 12: 213-225.
- Sallantaus, T., Pätilä, A.** 1983. Runoff and water quality in peatland drainage areas. In: Proc. Of the Internat. Sym. of Forest Drainage, September 19-23, Tallinn. Internat. Peat Society, Helsinki, pp. 183-202.
- Salonen, V.** 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. – Holarct. Ecol. 10: 171-174.
- Salonen, V.** 1990. Early plant succession in two abandoned cut-over peatland areas. – Holarctic Ecol. 13: 217-223.
- Salonen, V.** 1992. Plant colonization of harvested peat surfaces. Biological research reports from the university of Jyväskylä. University of Jyväskylä, pp. 15-16.
- Salonen, V.** 1994. Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. – J. Veg. Sci. 5: 403-408.
- Salonen, V., Penttinen, A., Särkkä, A.** 1992. Plant colonization of a bare peat surface: population changes and spatial patterns. – J. Veg. Sci. 3: 113-118.
- Salonen, V., Setälä, H.** 1992. Plant colonization of bare peat surface: relative importance of seed availability and soil. – Ecography 15: 199-204.
- Savolainen, M., Heikkinen, K., Ihme, R.** 1996. Turvetuotannon vesisuojeluohjeisto, Oulu.

- Schouten, M.G.C.** (ed.) 2002. Conservation and restoration of raised bogs; geological, hydrological and ecological studies. Department of the Environment and Local Government, Staatsbosbeheer.
- Schumann, M., Joosten, H.** 2008. Global peatland restoration manual. – [http://www.imcg.net/docum/prm/gprm\\_01.pdf](http://www.imcg.net/docum/prm/gprm_01.pdf) (22.06.2011).
- Selin, P.** 1995. Affer-use of peatlands in Finland. Peat Industry and Environment. Ministry of Environment Information Centre, Tallinn.
- Selin, P.** 1999. Turvevarojen teollinenkäyttö ja suopohjien hyödynäminen Soumessa. Jyväskylän yliopisto. Jyväskylä.
- Sepp, M.** 1995. Sookultuuri varasemast ajaloost Eestis. Rmt-s: A. Juske (koost.) Turbatootmine Eestis. Eesti Turbaliit, Pärnu, lk. 82-85.
- SER**, 2004. The SER international primer on ecological restoration. – <http://www.ser.org/pdf/primer3.pdf> (22.06.2011).
- Smart, P. J., Wheeler, B. d., Willis, A. J.** 1989. Revegetation of peat excavations in a derelict raised bog. – *New Phytol.* 111: 733-748.
- Starast, M., Karp, K., Paal, T., Värnik, R., Vool, E.** 2005. Kultuurmustikas ja selle kasvatamine Eestis. Eesti Põllumajandusülikool.
- Streefkerk, J. G., Casparie, W. A.** 1989. The hydrology of bog ecosystems. Guidelines for Management. Staatsbobeheer.
- Succow, M., Joosten, H.** 2001. Landschaftökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagungsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Säästva arengu seadus**, 1995. Säästva arengu seadus. Riigi Teataja I 31, 384. – <https://www.riigiteataja.ee/akt/874359> (22.06.2011).
- Tomberg, U.** 1992. Turba vajumine soode kuivendamisel. Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituut, Saku.
- Triisberg, T.** 2006. Jääksoode looduslikust taastaimestumisest Viru raba näitel. Bakalaureusetöö. Tallinna Ülikool, Matemaatika-loodusteaduskond, Geoökoloogia õppetool. [Käsikiri].
- Triisberg, T.** 2007. Jääksoode looduslik taastaimestumine Viru raba näitel. – Rmt-s: Kevade. Noorgeograafide sügissümposiooni artiklite kogumik. EGS Publikatsioonid VIII, TLÜ Kirjastus, Tallinn, lk.75-83.
- Truu, A., Kurm, H., Veber, K.** 1964. Eesti NSV sood ja nende põllumajanduslik kasutamine. – Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituudi teaduslike tööde kogumik 4: 3-136.
- Tuittila, E.-S., Rita, H., Vasander, H., Laine, J.** 2000. Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. – *Can. J. Bot.* 78: 47-58.
- Tälli, P., Riispere, A.** 1996. Kommunaalmuda kasutamisest ilupuude ja -põõsaste kasvatamisel. – Rmt-s: Metsanduslikud uurimused, 27. kd., lk.102-111.
- Tälli, P., Riispere, A., Avatare, L.** 1996. Kommunaalmuda kasutamisest mullaviljakuse töstjana. Rmt-s: Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat, 77. kd. TA Kirjastus, Tallinn, lk. 146-154.
- Valk, U.** 1980. Jääksoode metsastamine. – Metsamajanduse teatmik. Tallinn, lk. 108-110.
- Valk, U.** 1982. Mineraalväetiste mõju metsakultuuride kasvule kuivendatud soodes. – Rmt-s: L. Raid (koost.). Metsanduslikud uurimused, 17. kd. Valgus, Tallinn, lk. 35-57.
- Valk, U.** 1988a. Mullastik, veestik, mikrokliima. – U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 158-182.
- Valk, U.** 1988b. Soode kasutamise kujunemislugu. – U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 187-192.

- Valk, U.** 1988c. Soode teke ja areng. – Rmt-s: U. Valk (koost.). Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk. 22-43.
- Valk, U.** 1992. Turbaväljakute metsastamiskatsete tulemustest. – Eesti Mets, No 4/5: 13-16.
- Valk, U.** 1998. Metsaparandus kui teadus- ja majandusharu. – Rmt-s: H. Seemen (toim.). Maaparandus ja soometsandus, 1. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu, lk. 6-22.
- Valk, U.** 2005. Eesti rabad. Ökoloogilis-metsanduslik uurimus. OÜ Halo Kirjastus, Tartu.
- Valk, U., Raid, L.** 1994. Metsakultuuride ja noorendike väetamine. – L. Raid (koost.). Metsanduslikud uurimused, 26 kd. Eesti Vabariigi Riiklik Metsaamet, Eesti Metsanduse ja Looduskaitse Instituut, Tartu, lk. 58-66.
- Van Duinen, G.-J., Brock, A., Kuper, J., Peeters, T., Verberk, W., Zhuge, Y., Esselink, H.** 2003. Restoration of degraded raised bogs: do aquatic invertebrates tell a different story? – In: A. Järvet, E. Lode (eds.). Ecohydrological Processes in Northern Wetlands. Institute of Ecology at Tallinn Pedagogical University, Tallinn, pp. 255-261.
- Van Seters, T. E., Price, S.** 2001. The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. – Hydrol. Processes 15: 233–248.
- Vasander, H.** (ed.) 1996. Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Helsinki.
- Vilbaste, H.** 1974. Jõhvikapõllud. – Looduse Kalender 1975. Valgus, Tallinn, lk. 14.
- Vilbaste, H.** 1991. Jõhvikakultuuride rajamise juhend. Eesti Talupidajate Keskliit.
- Vilbaste, H., Vilbaste, J., Ader, K.** 1995. Jõhvikas – põhjamaine viinamari. AS Ortwil, Tallinn.
- Wind-Mulder, H. L., Rochefort, L., Vitt, D. H.** 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. – Ecological Engineering, The Journal of Ecotechnology 7: 161-181.
- Vitt, D. H., Chee, W.-L.** 1990. The relationships of vegetation to surface chemistry and peat chemistry in fens of Alberta, Canada. – Vegetatio 89: 87-106.
- VRD,** 2000. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ. – <http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=375189/32000L0060ET.pdf> (07.06.2011).
- Weber, C.** 1902. Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoores von Augustumal im Memeltal. Berlin.
- Weber, C.** 1908. Aufbau und Vegetation der Moore Nordwestdeutschlands. – Englers Bot. Jahrb. 40 (1), Beiblatt 90: 19-34.
- Wheeler, B. D., Shaw, S. C.** 1995. Restoration of Damaged Peatlands. HMSO, London.
- Wetland Directive,** 2003. Horizontal Guidance on the Role of Wetland in the Water Framework Directive. Guidance Document n.º 12, Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC).
- Wheeler, B., Shaw, S., Fojt, W., Robertson, R.** (eds.) 1995. Restoration of temperate wetlands. John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom.
- Wind-Mulder, H. L., L. Rochefort, Vitt, D. H.** 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. – Ecol. Engineering 7: 161-181.
- Üksvärav, R.** 1960. Turvas. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.