

Riikliku
keskkonnaseire
alamprogramm

Kompleksseire Vilsandil

Tallinn 2004

Lepingu nr: M-13-1-2003/371
Lisa 3 raamlepingule 1-5/249

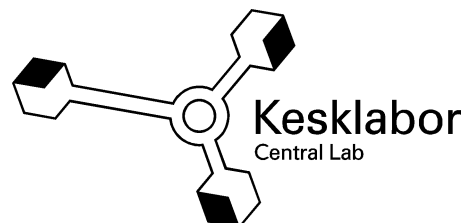
Tööde algus:
01.01.2003

Tööde lõpp:
31.12.2003

Enn Otsa
Juhatuse esimees

Margus Kört
Juhatuse liige

Katrin Pajuste
Aruande koostaja



Sisukord

Sissejuhatus	4
Metoodika	7
Kompleksseire areng	8
1. Aasta meteoroloogiline iseloomustus ja sadevete keemia	15
1.1. Anioonid.....	17
1.2. Katioonid.....	19
1.3. Raskmetallid.....	20
1.4. Võravee ja tüvevee keemia.....	21
1.5. Mullavee keemia	24
2. Bioindikatsioon- Bioloogilised allprogrammid	26
2.1. Okaste ja varise keemia	26
2.2. Mikroobne lagunemine.....	30
2.2.1. α -tselluloosi lagundustulemused	30
2.2.2. Okkavarise lagundustulemused	31
2.3. Tüve epifüüdid.....	34
2.4. Hariliku männi (<i>Pinus sylvestris</i>) ja kuuse (<i>Picea abies</i>) raskmetallide sisaldus Vilsandi ja Saarejärve seirealadel puidu ja koore analüüside põhjal. Koostanud Priit Kask.....	39
Kokkuvõte	45
Kirjandus	47
Lisa 1. Eesti ja Soome Keskkonnaministeeriumide vahel sõlmitud koostöö protokoll	
Lisa 2. Ülevaade Põhja-Kõrvemaa järvedest	
Lisa 3. Tüveepifüütide mõõtmistulemuste graafikud	

Marika Aumees

03.12.1968

15.08.2003



Sissejuhatus

Eesti ühines "Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni ning selle protokollidega" 19. jaanuaril 2000. a (RT II 2000, 4, 25). Õhusaaste kauglevi konventsiooni osalised teevad artikkel 7 raames koostööd järgmistes valdkondades:

- a) täiustatud mudelid õhusaasteainete piiriülese kauglevi paremaks mõistmiseks;
- b) väävlühendite ja muude põhiliste õhusaasteainete toime määratlemine inimese tervisele ja keskkonnale, sealhulgas põllumajandusele, metsandusele, materjalidele, vee- ja muudele looduslikele ökosüsteemidele ning nähtavusele, et luua teaduslik alus doosi ja mõju vahekorra kindlakstegemiseks keskkonnakaitse eesmärgil;
- c) keskkonnakaitse eesmärkide saavutamise, sealhulgas piiriülese õhusaaste kauglevi vähendamise alternatiivmeetmete majanduslik, sotsiaalne ja ökoloogiline hindamine;

Nimetatud eesmärkide saavutamiseks alustasid konventsiooni osalised koostööd õhusaaste mõju uurimiseks keskkonnale (joonis 1):

- ICP Forests - rahvusvaheline ühisprogramm õhusaaste mõju metsale, alustati 1985. aastal; ECE/EB. AIR/7, para. 54 (c). Osaleb 34 riiki.
- ICP Waters - jõgede ja järvede hapestumise uurimise programm, alustati 1985. aastal; ECE/EB. AIR/7, para. 54 (d). Osaleb 17 riiki.
- ICP Vegetation - õhusaaste mõju looduslikule taimkattele ja põllukultuuridele, alustati 1985. aastal; ECE/EB. AIR/16, para. 32 (c).
- ICP Integrated Monitoring - rahvusvaheline ühisprogramm kompleksseire - õhusaaste mõju ökosüsteemile pilootprogrammi alustati 1987. aastal, (ECE/EB. AIR/16, para. 25 (d)) ja jätkuprogrammi 1992, (ECE/EB. AIR/33, para. 37 (d)). Osaleb 22 riiki.
- ICP Materials - õhusaaste mõju materjalidele, sh ajaloo- ja kultuurimonumentidele (alustati 1985. aastal; ECE/EB. AIR/7, para. 54 (e)). Osaleb 19 riiki.

Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium sõlmis 1992.a. Soome Keskkonnaministeeriumiga kahepoolse koostöölepingu (lisa 1), millega kohustus kompleksseiret läbi viima ja rahvusvahelisse andmebaasi andmeid edastama. Alates 1994.aastast ongi Eestis kompleksseiret teostatud kahel seirealal Vilsandil ja Saarejärvel.

Rahvusvaheline integreeritud monitooring ehk kompleksseire võimaldab ühise metoodika abil uurida erinevate keerukate ökosüsteemide reaktsiooni samadele keskkonnamuutustele

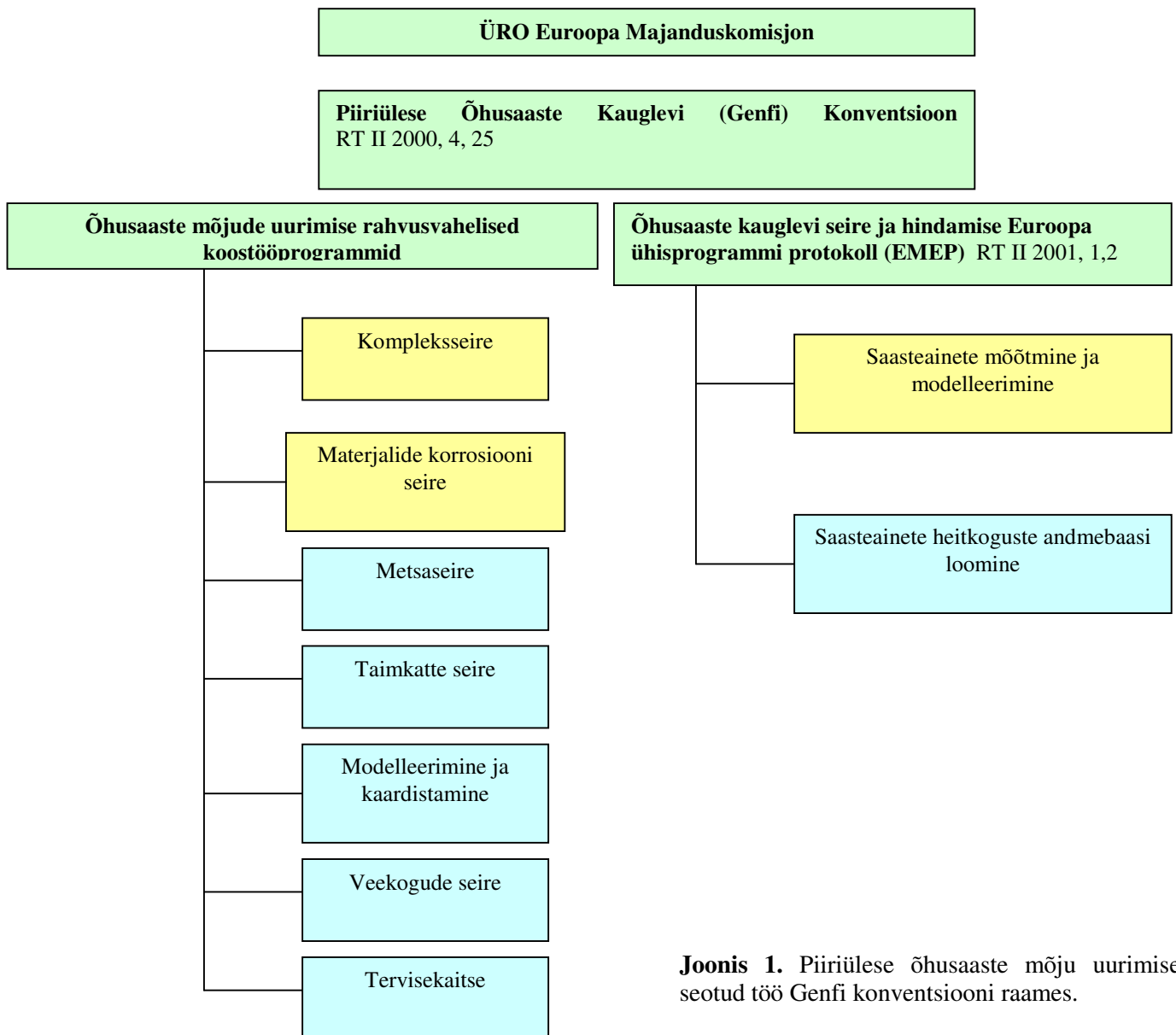
geograafiliselt laial alal. Käesolevaks ajaks on selle programmiga liitunud 22 riiki ja rahvusvahelisse andmebaasi laekub andmeid ligi 60 proovialalt Euroopas.

Kompleksseire algatajad seadsid eesmärgiks koguda informatsiooni väikeste terviklike maismaaökosüsteemide seisundist ja prognoosida seal aja jooksul aset leidvaid muutusi arvestades eeskätt lämmastiku- ja väävlisaaste mõju. Pikaajaliselt kogutud komplekssete andmete alusel saaks:

*selgitada ökosüsteemis toimuvate muutuste põhjuslikke seoseid keskkonnateguritega tagamaks adekvaatset teaduslikku alust saastekontrollile,

*määratleda ja modelleerida ökosüsteemide seisundeid tegelike ja prognoositavate saastekoormuste hindamiseks,

*prognoosida õhusaaste kaugkande mõju ökosüsteemidele arvestades ka regionaalset varieeruvust.



Joonis 1. Piiriülese õhusaaste mõju uurimisega seotud töö Genfi konventsiooni raames.

Väävli- ja lämmastikusaaste mõju uurimise kõrval on kompleksseire allprogrammide hulka laiendatud nii, et need võimaldaks hinnata ka osooni, raskmetallide ja püsivate orgaaniliste ühendite (POP) ökoloogilist mõju. Kompleksseire oli esimene üleeuroopaline seireprogramm, mis mõõtis ökosüsteemi eri osade füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi parameetreid integreeritult ühel proovialal ja võimaldas sellele toetudes luua rahvusvahelise andmebaasi. Samuti on kompleksseire olnud aluseks metsade seire välja töötamisel (ICP Forest). Arvestades ökosüsteemis aset leidvate protsesside ruumilist ja ajalist varieeruvust, peaks iga seires osalev riik tagama programmi järjepidevuse pikaajalise finantseerimise. Pikaajalise uuringu all mõistetakse enam kui 10-aastast uurimisperioodi (*Manual for Integrated Monitoring, Helsinki 1998*). Arvestades kompleksseire allprogrammide hulka on tegemist töömahuka kuid mitmekülgset informatsiooni pakkuva seireprogrammiga (tabel 1, 2). Kompleksseire eelarveraha otstarbekamaks jaotamiseks on seire käsiraamatus välja pakutud seire prioriteedid ja miinimumprogramm rahvusvahelises koostöös osalemiseks (tabel 2). Koostöö eesmärgiks aga on ja jääb usaldusväärsete andmete kogumine modelleerimiseks ning poliitiliste otsuste põhjendamiseks.

Tabel 1. Ülevaade põhjus/tagajärg seostest, mille kohta kompleksseire programm andmeid kogub (allprogrammide lühendid on Metoodika peatükis tabel 2)

Tegur (põhjus)	Seotud allprogrammid	Spetsiifiline indikaator koos allprogrammiga	Üldine indikaatornäitaja
Lämmastik, väävel	PC, TF, SF, RW/SW, SC, AM, LC, AC, LF, (LC, GW)	Taimestiku lämmastikunõudluse indeks (VG) Lehtede keemiline koostis (FC) Õhu rohevetikad (AL)	Biomassi muutus Liigiline koosseis Metsakahjustused Mikroobne lagunemine
Osoon	AM, SW, AC	Lehe kahjustused (FD)	Biomassi muutus Liigiline koosseis Metsakahjustused Fenoloogia
POP	PC, RW/SW, BI, FC	Bioakumulatsioon	Biomassi muutus Liigiline koosseis
Raskmetallid	MC, FC, PC, RW/SW	Bioakumulatsioon Mikroobne lagunemine	Biomassi muutus Liigiline koosseis
Kliimamuutus	AM, AC		Biomassi muutus Bioloogiline mitmekesisus Mikroobne lagunemine

Metoodika

Allprogrammid, nende proovivõtu ja analüüsi metoodikad on kindlaks määratud osalevate maade ekspertide poolt kooskõlastatud kompleksseire käsiraamatus (*Manual...1998*) arvestades ka teiste sama konventsiooni raames toimivate koostööprogrammidega. Lühikesed allprogrammide metoodika kirjeldused on esitatud käesoleva aruande vastavate peatükkide algustes.

Kompleksseires täidetavate allprogrammide hulk oleneb seireala tüübist. Saarejärve on rajatud seire intensiivalana, kus piisavate rahaliste vahendite korral oleks võimalik täita kõiki kompleksseire käsiraamatus määratud allprogramme ökosüsteemi seisundi hindamiseks. Vilsandi puhul on tegemist biomonitoringualaga-puudub valgala ja allprogramme täidetakse minimaalses programmi täitmiseks nõutavas mahus (tabel 2) v.a. pinnavete keemiline koostis.

Tabel 2. Kompleksseire miinimumprogramm (kursiivis täiendavad programmid) ja allprogrammide täitmine Vilsandi seirealal.

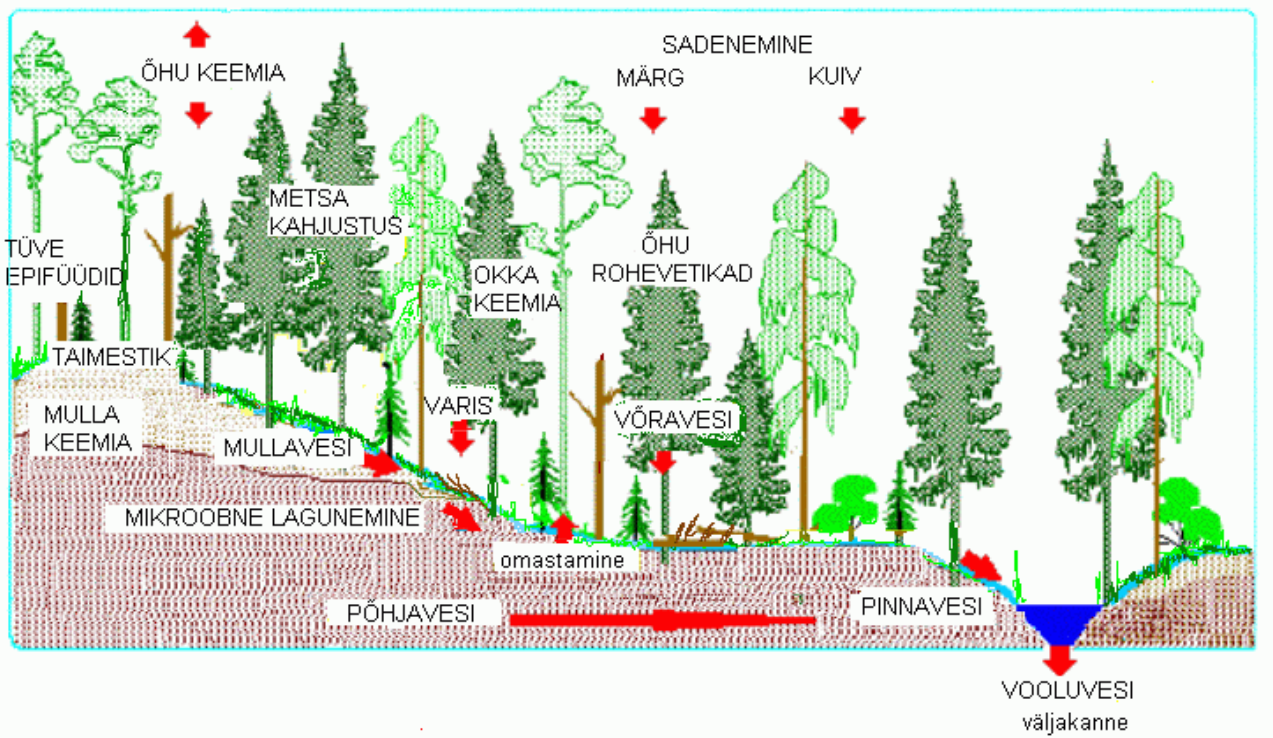
Kompleksseire allprogrammid	Programmi läbi viimise sagedus Vilsandil
7.1. Meteoroloogia (AM)	Pidevmõõtmised EHMI vaatlusjaamas
7.2. Õhu keemia (AC)	Pidevmõõtmised EMEP automaatmõõtejaamas
7.3. Avamaa sademed (PC)	Igapäevane kogumine, nädala keskmine analüüs
7.4. Raskmetallid sammaldes (MC)	5 a. sammuga (viimati kevad 2000)
7.5. Võravesi (TF)	2 korda kuus
7.6. Tüvevesi (SF)	1 kord kuus
7.7. Mulla keemia (SC)	5 a. sammuga (viimati september 2000)
7.8. Mullavee keemia (SW)	1 kord kuus kahel sügavusel
7.12. Okka keemia (FC)	1 kord aastas (sügisel)
7.13. Varise keemia (LF)	Proovide kogumine 6 korda aastas
7.17. Taimkate (VG)	5 a. sammuga (viimati 2001)
7.20. Tüve epifüüdid (EP)	1-3 aastase sammuga
7.18. Bioelemendid ja indikatsioon	Esmakordselt 2003.a. raskmetalli uuring männi puidust
7.22. Mikroobne lagunemine (MB)	1 kord aastas (sügisel)

Vilsandi kompleksseirealal töötasid 2003. a. Marika Aumees (Vilsandi Rahvuspark), Kadriann Saar, Õie Vanin ja Priit Kask (EKUK). Allprogramme täideti vastavalt tabelis 2 toodud mahule.

Proovid analüüsiti OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboratooriumides. Allprogrammides osalenud isikute ja asutuste kontaktandmed on toodud tabelis 3. Aruande koostas Katrin Pajuste, kasutatud on ka varasemaid Eva Nilsoni kirjutatud materjale kompleksseire allprogrammide kohta.

Tabel 3. Allprogrammide vastutavad täitjad

Asutus	Aadress	Kontaktisikud	Allprogrammid
Vilsandi Rahvuspark	Kihelkonna 93401, Saare Maakond Tel. 45 23012	Arvo Kullapere Marika Aumees Õie Vanin	PC, TF, SF, SW
OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus	Marja 4D Tallinn 10617 Tel. 6112938	Margus Kört Katrin Pajuste Kadriann Saar	AC, PC, TF, SF, SW, SC, FC, LF, VG, MC, EP, MB,



Joonis 3. Kompleksseire käsitlus ökosüsteemi uurimisest (peamised allprogrammid)

Kompleksseire areng

Kompleksseire alguseks võib lugeda Eesti ja Soome Keskkonnaministeeriumide vahelise koostööprotokolliga sõlmimise 1992.a (lisa 1). Seireprogrammi käivitamiseks Eestis, Lätis ja Leedus andis Põhjamaade Ministrite Nõukogu rahalist abi ligikaudu 2,4 miljonit taani krooni, sellest üle 0,5 milj Eestile vajaliku aparatuuri ja varustuse soetamiseks (Starr jt 2000) tingimusel, et alates 1995.a. finantseerib iga riik seiret iseseisvalt. Seirealad kavandati Lääne-Eestisse (Saaremaale), kus minimaalne kohalik saastekoormus võimaldaks hinnata kauglevi mõju; Põhja-Eestisse (Põhja-Kõrvemaa järved lisa 2) ja Lõuna- või Kagu-Eestisse, kus keskkonna madalama puhverdusvõime tõttu võib osutuda probleemiks hapestumine. Esialgsetest plaanidest kasvas välja 2 praegu töötavat seireala: Vilsandi ja Saarejärve.

Kompleksseire ja EMEP tulemuste analüüs (Frey jt 2002, Pajuste jt 2003) kinnitavad väidet, et Vilsandi seireala peegeldab oma saastefooni näitajatega Lääne-Euroopas aset leidvaid muutusi, Saarejärve sobib asendiliselt omamaise õhusaaste mõju uurimise taustalaks.

Põhjamaade Ministrite Nõukogu eksperdid (Starr jt 2000) hindasid Eesti kompleksseire korralduse üldiselt heaks. Ekspertide aruandele lisatud SWOT-analüüsid kujutavad kompleksseire hetkeolukorda ja tulevikuperspektiivi. Täiendatud kujul on Vilsandi SWOT analüüs esitatud tabelis 4.

Tabel 4. Vilsandi kompleksseireala SWOT analüüs

Tugevad küljed	Nõrgad küljed
<ul style="list-style-type: none"> *pikaajaline looduskaitse ja seire traditsioon *seireala paiknemine Kesk-Euroopast saabuvate õhumasside liikumisteel *kogemustega ja pühendunud kohalik personal *EMEP ja meteojaama andmete kasutamise võimalus ja ühine finantseerimine *ligi 10 aastane pidev kompleksseire andmerida *Vilsandi Rahvuspark toetab ja aitab kaasa uurimistöodele *asukoht on turvaline (seirevarustust ei lõhuta) *seireala kasutatakse näitliku objektina Vilsandi matkarajal *seireprogramm kindlustab tööga vähemalt kaks kohalikku elanikku 	<ul style="list-style-type: none"> *Kaugus akrediteeritud laboratooriumidest ja uurimiskeskustest *Raskesti ligipääsetav asukoht *väike kohalike elanike arv muudab keeruliseks asendustöötajate leidmise *Erandlik mullatüüp ja taimkate võrreldes Põhjamaade seirealadega *koosluse väljundvoo mõõtmisvõimaluse puudumine *sagedased metssigade kahjustused *juurepessi levik männikus
Võimalused	Ohud
<ul style="list-style-type: none"> *seireandmete kasutamine teaduslikke uuringuid toetava informatsioonina *seireprogrammide ühitamine *avalikkuse huvi suurendamine (rohkem infot kohapeal ja internetis) *seire tulemuste publitseerimine *seireprogrammi laiendamine Vilsandil, *osaline üle viimine või laiendamine Saaremaale Vilsandi Rahvuspargi läheduses 	<ul style="list-style-type: none"> *seire järjepidevus ei ole riiklikult garanteeritud *finantseerimise vähendamine *saareelanike lahkumine Vilsandilt *seireasutuste ebapiisav suhtlemine

Alternatiivse seireala valikul saab ära kasutada Vilsandi seireala tugevad küljed ja vältida tabelis välja toodud nõrku külgi.

EMHI vaatluste põhjal on teada (Välisõhu kaitse seminar 30.31.10.2002 Tiina Tammets), et Vilsandi on üks väiksema sademete hulgaga kohti Eestis. Vilsandil sadas ajavahemikul 1995-2002 keskmiselt 546 mm aastas, 2002.a. sadas vaid 432 mm ja 2003.a oli sademeid kompleksseire andmetel 411 mm. Väike sademete hulk on mitmel aastal raskendanud kooslusest veeproovide kogumist. Näiteks ajavahemikul 1995-2002 on mulla nõrgvee proove olnud võimalik koguda olenevalt sademete jaotumisest 4-6 kuu vältel aasta jooksul: kevadel maa sulamise tagajärjel ja sügisel septembrist novembrini, kui maa pole veel külmunud. Sama kehtib ka tüvevee proovide kohta. Ajavahemikul 1995.-2002.a. on tüvevee proovideks vett kogunenud 5-8 kuul aastas, vaatamata sellele, et voolikud on paigaldatud 10 männi tüve ümber. Vilsandi prooviala võib-olla suuremaks vajaka jäämiseks on valgala puudumine. See tähendab, et heas asukohas esinduslikul seirealal pole võimalik mõõta koosluse väljundvoogusid (joonis 3). Seetõttu võeti käesoleval aastal eesmärgiks uurida kompleksseire programmi (osaliseks) üle viimiseks sobilikke alasid Vilsandi rahvuspargi läheduses Saaremaal.

Juba kompleksseire rajamise käigus 1993.a. kaaluti seireala rajamist Lambelahe e Laibulahe järve äärde Tagamõisa poolsaarele. Kohal käinud soome eksperdid P.W. Lahermo ja H.Tanskanen leidsid aga rida olulisi puudusi. Tegemist on kahest madala veetasemega (0,5 m) läbivoolujärvest koosneva süsteemiga, mis on merest suhteliselt lühikese aja eest eraldunud ning mille valgala on raskesti määratav. Järvevee analüüs näitas kõrget merelise päritoluga kloriidide ja sulfaatide ning pinnasest pärinevate kaltsiumi- ja karbonaatioonide rohkust. Samuti ohustab madalat veekogu toiteainete juurdekanne põllumajandusliku tegevuse tagajärjel suurel osal valgalt.

Toetudes kaardimaterjalile (topograafilised kaardid aastast 1985 määrdus 1:25000) Vilsandi Rahvusparki läheduses sobivaid järvesid ei leitud. Valdavalt oli tegu väikeste umbjärvedega, kus sisse ega väljavoolu mõõta ei saa, enamasti on sellised järved soises ümbruses ja raskendatud ligipääsuga. Küllastamiseks valiti Saaremaal Rossa oja, Paatsa oja, Pühajõgi ja selle lisaharu Marisoo oja, Karujärve sissevoolu Üüru küla lähedal, Kalja oja ja Vedruka oja.



Rossa oja kallast pidi ülesvoolu liikudes oli valdavaks soostunud mets, kus esimese rinde moodustasid kask ja lepp, teise rinde pihlakas ja toomingas. Alustaimestik puudus või oli hõre, dominantliikide hulgas olid angervaks ja maikelluke. Mulla pealmise kihi moodustas enam kui labida sügavuselt turvas.

Joonis 4. Turbakihi sügavus Rossal oli suurem kui 25cm.

Paatsa oja eeliseks oli kaardi järgi kolmeharuline algus Paatsa küla lähedal, kus metsa ja karjamaaga kaetud reljeefi kõrgus vähenes Kudemaa lahe suunas. Võhma teelt lähenedes selgus, et oja ümbritsevat männikut iseloomustab õhuke paepealne muld ja kaltsifilne ning niiskuslembene taimestik.



Kohas, kus Pühajõeale transpordiga ligi pääses oli hiljuti läbi viidud ulatuslik metsa lageraie.

Karujärvest läände jäävatest metsa ja heinamaade kuivenduskraavidest vett koguv sissevool oli juunis kuivanud. Mets koosnes valdavalt kaskedest ja mändidest, alustaimestikus leseleht, maikelluke, angervaks, põldmari. Mulla tüüp on täpselt määramata, tõenäoliselt on tegemist gleistumis- ja leetumisprotsessidega.

Joonis 5. Kase-männi segamets Karujärve suunduva kraavi kaldal.



Kalja oja (joonis 6) kogub suurema osa veest tõenäoliselt Karujärvest kirdesse jäävatelt metsa ja heinamaadelt. Laboratoorseks analüüsiks kaasa võetud veeproov pärineb muinaseestlaste kunagise asula Lihulinna lähedalt. Analüüsi tulemused on esitatud tabelis 5.



Veeproov võeti kaasa ka Vedruka ojast, Viki asulast umbes 1 km kirdesuunas. Oja on pehmete kallastega ja vajaks vooluhulkade mõõtmiseks truubi paigaldamist, samuti kunagise palkidest kerge silla taastamist. Metsa esimese rinde moodustas mänd, teise rinde kask ja teisel kaldal ka tamm.

Probleeme võib tekkida proovivõtja ligipääsuga, sest lähim Viidult Lagenõmme metsavahi juurde viiv tee on umbes 1 km kaugusel ning metsasihil liikumiseks iga sõiduvahend ei sobi. Samuti pole teada, kuidas metsasiht vihmaperioodidel läbitav on.

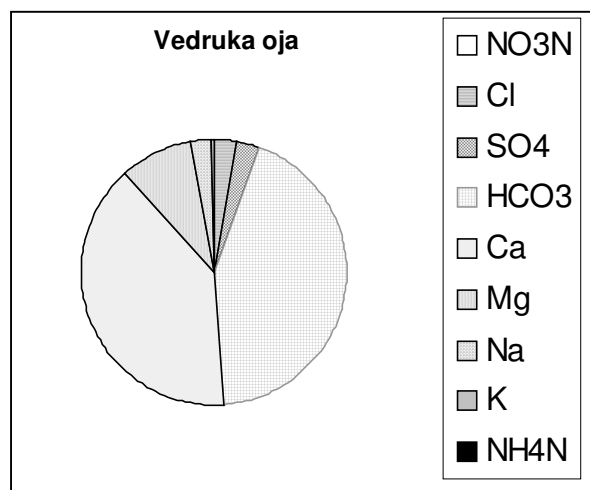
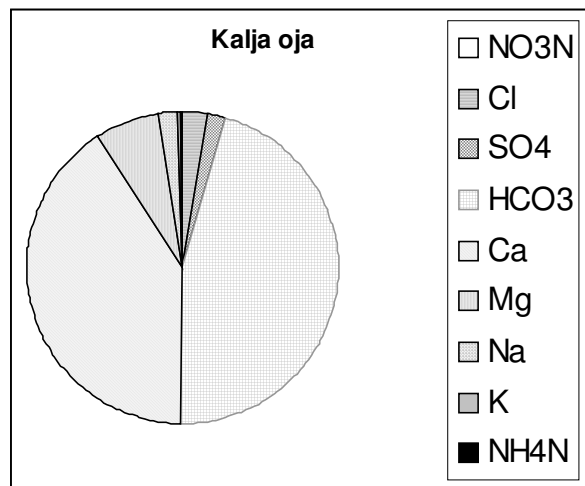
Joonis 7. Vaade Vedruka oja.

Nii Kalja kui Vedruka oja paiknevad suhteliselt tasasel pinnal ja on väikese valgalaga, mistõttu kõigi eelduste kohaselt peaksid nad suvel kuivad olema. Nimetatud ojades oli voolu küll raske märgata, kuid vee olemasolu võib viidata allikatoitelisusele. See omakorda raskendab ökosüsteemi toite-ja saasteainete bilansside koostamist.

Kokkuvõttes on nii Vedruka kui Kalja oja valgalal seireks sobivaid leetunud muldadel männimetsi. Kindlasti vajavad esmajärjekorras selgitamist ojade toitumistingimused, kas kõrge kaltsiumisisaldus veeanalüüsides tuleb infiltratsiooniga lubjarikkast küngastikust või on ojad allikalise toitega ning kui suur osa valgala maadest on seotud põllumajandusliku tegevusega. Kompleksseire ala rajamisel võib eeskätt saada takistuseks valgala määramatus, toitainete juurdevool põldudelt, samuti põhjaveeline veevahetus.

Tabel 5. Kalja ja Vedruka ojade vee analüüsitulemused (mg/l).

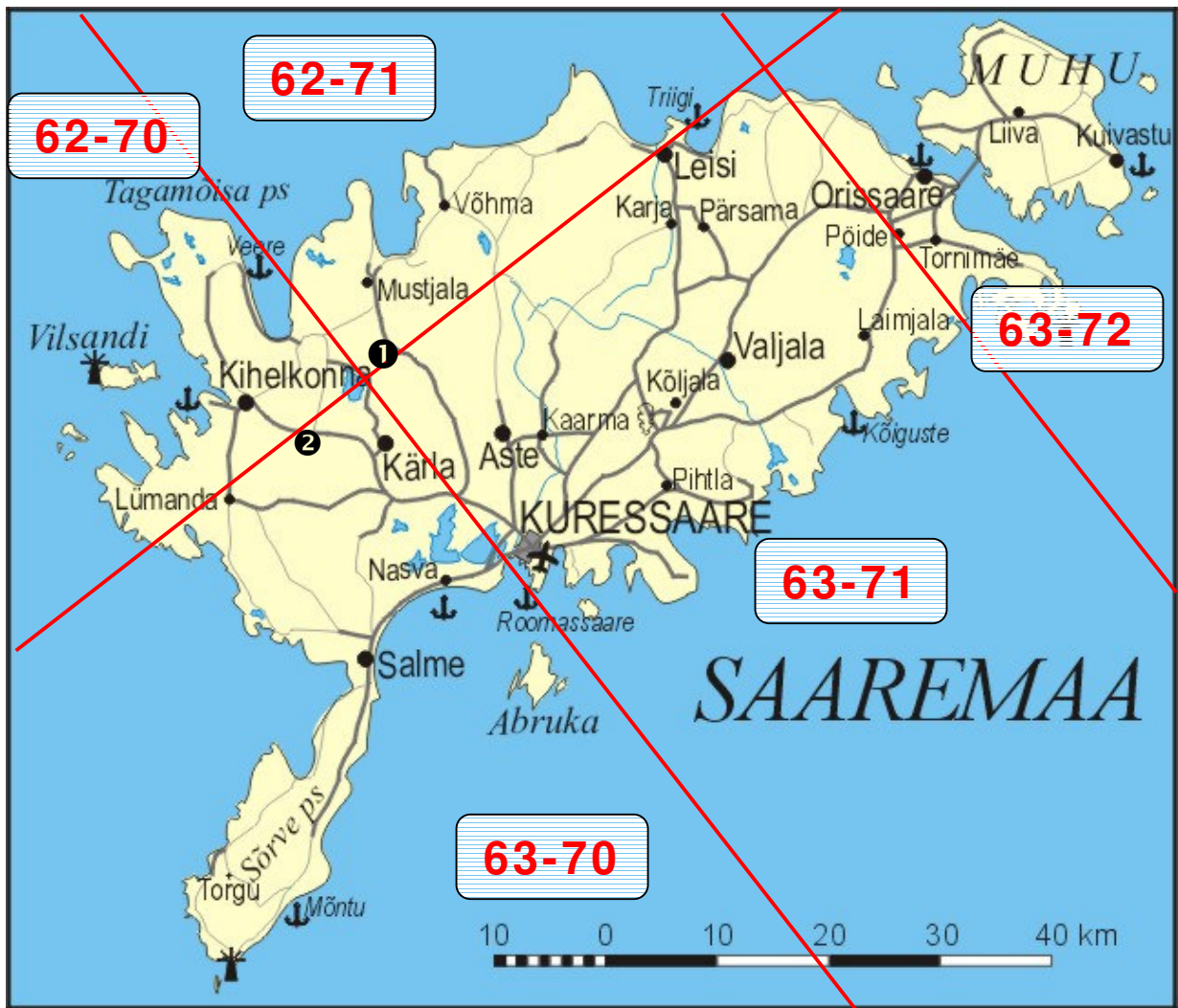
Koht	Kalja oja	Vedruka oja
Aeg	16.06.2003	25.08.2003
pH	7.86	7.74
El. Juht μS/cm	404	341
NH ₄ N	0.02	<0.01
NO ₃ N	<0.02	0.05
Cl	7.7	7.7
SO ₄	8.7	10
HCO ₃ mekv/l	4.19	3.39
Ca	74	62
Mg	7.3	8.5
Na	4.5	4.5
K	0.5	0.5



Joonis 8. Ojade vee põhilised ioonid kompleksseire käsiraamatu põhjal (ekvivalentmasside osakaalud). Diagrammi suurus on seotud ionide üldhulgaga

Võrreldes Kalja ja Vedruka oja kompleksseireala praeguse asukohaga Vilsandil (tabel 4) võib juba praegu välja tuua järgmist:

- Käesolevas töös lähtuti eeldusest, et valgala uuringut võimaldav seireala peaks asuma võimalikult lähedal Vilsandile, et see võimaldaks katkematut andmerida ja seal saaks kasutada foonilise õhuseire jaama mõõtmistulemusi (EMEP modelleerimisvõrgustik joonisel 9).
- Nii Vilsandi kui Saaremaa puhul on ikkagi tegemist suhteliselt vaheldusrikaste ja kujunemata muldade ning taimestikuga võrreldes mandri-eesliga.
- turvalisus on oluline faktor, mis mõjutab uue seireala rajamist. Seirevarustuse lõhkumine või kadumine proovialadelt pole niivõrd rahaline kaotus, kui hoopis regulaarset proovivõttu takistav tegur. Teisalt on inimtühjas paigas raske leida proovivõtjat ja reeglina puudub siis ka juurdepääsutee seirealale.
- Arvestades Eesti liitumist Genfi konventsiooni ja EMEP pikaajalise finantseerimise protokolliga laieneb lähiajal tõenäoliselt oluliselt ühe EMEP jaama mõõtmisprogramm, et täita seire miinimumnõudeid. Kuna Vilsandi on kaugel ja seire läbi viimine seal on suhteliselt kulukam, siis olenevalt koostatava Eesti atmosfääriõhu fooniuuringute riikliku kontseptsiooni järeldest võib nn superseirejaamaks osutuda just Lahemaa.
- Edasiseks arutelu teemaks võiks olla kompleks- ja metsaseire sünergia Lahemaal.
- Kuivõrd seire eesmärgiks on õhusaaste kaugkande mõju all olevate ökosüsteemide jälgimine, siis lähtudes valdavatest õhumasside liikumistrajektoridest võiks kompleksseire asukohta valides silmas pidada võib-olla edela-eesli liivastel lubjavaestel muldadel kasvavaid metsi. Selles piirkonnas puudub praegu metsaseire, olemas on sademete seire ja varasemad EPMÜ Metsandusliku Uurimisinstituudi tööd mis loovad hea aluse kompleksseireks.



Joonis 9. EMEP 50x50 km² modelleerimisvõrgustiku paiknemine Saaremaa pinnal. Punased numbrid tähistavad ruutude suhtelisi koordinaate EMEP programmis http://www.emep.int/index_data.html.

- ❶ Kalja oja
- ❷ Vedruka oja

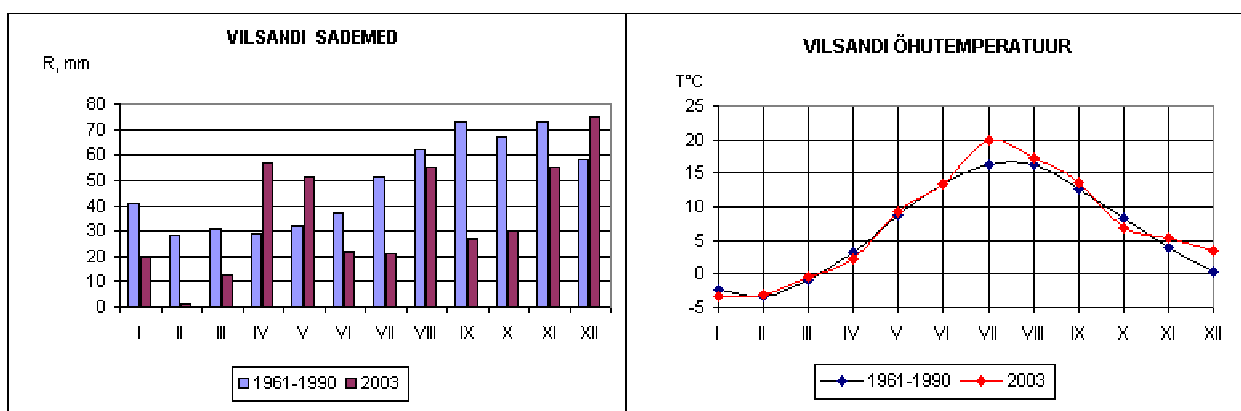
1. Aasta meteoroloogiline iseloomustus ja sadevete keemia

Seirealale on paigaldatud kolm standardset EMEP sademete kogumise seadet (joonis 9) diameetriga 20 cm. Sademeid koguti sarnaselt eelnevate aastatega ööpäevasel põhimõttel, kuid laboratoorseks analüüsiks moodustati nädala koondproovid. Et lihtsustada kuukeskmiste tulemuste arvutamist, alustati lisaks uut koondproovi iga kalendrikuu alguses. Raskmetallid määrati ühe sademekoguja kuukeskmistest sadeveeproovidest.



Joonis 10. Vilsandi sademete kogujad.

Avamaal koguti vaatlusperioodi jooksul 36 üldanalüüsi ja 12 raskmetalli sadeveeproovi. EMHI andmetel olid 2003.a. Vilsandi sademete kuusummad 9 kalendrikuul väiksemad kui paljuaastased keskmised kuu sademete summad (joonis 11). Eriti sademetevaene oli esimene kvartal, järgnesid tavalisest vihmasemad aprill ja mai ning seejärel püsis keskmisest madalam sademete tase kuni aasta lõpuni, vaid detsembris oli temperatuur kõrgem ja sademeid rohkem kui paljuaastane keskmine. Aastane sademete summa oli kompleksseire prooviala metsa lagendikul (saare põhjaosas) 411 mm, s.o. 75% paljuaastasest keskmisest sademete summast Vilsandil. Võrreldes eelnevate aastatega on EMHI andmetel sademete hulk vähenenud alates 2000.aastast, kusjuures kaks viimast aastat (2002 ja 2003) on olnud eriti kuivad.

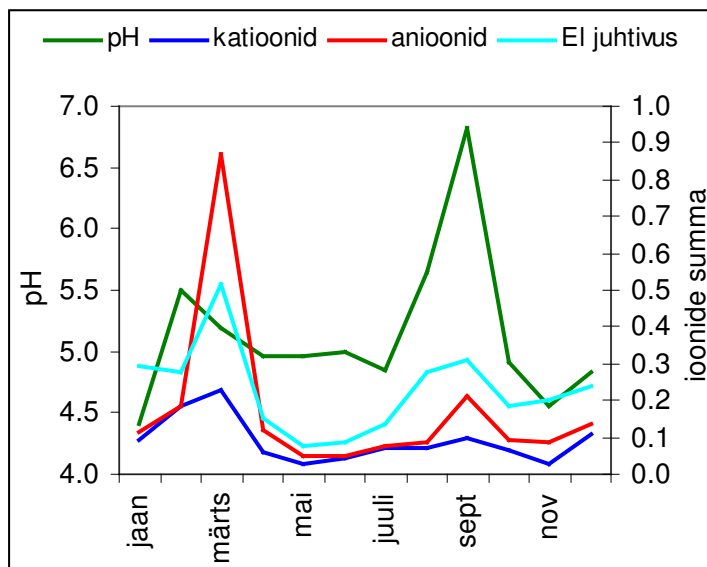


Joonis 11. Vilsandi sademete kuusummad ja kuukeskmised õhutemperatuurid EMHI andmetel. Sarnaselt 2002.aastaga oli 2003.a soe ja sademetevaene võrreldes mitmeaastase keskmisega (1961-1990).

Lisandioonide üldhulka sademetes iseloomustab elektrijuhtivus. Täiesti puhas vesi on halb elektrijuht. Looduslikus sadevees lahustunud soolad, happed ja leelised suurendavad vee elektrijuhtivust. Üldiselt on lisandioonide sisaldus sesoonse iseloomuga ja oleneb ka sademete hulgast. Mitmeaastaste mõõtmistulemuste võrdlemine näitab saasteainete keskmiste kontsentratsioonide vähenemist

Vilsandi sadevetes kuni 2002.aastani. 2003.a. keskmine elektrijuhtivus oli 21.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, maksimum mõõdeti märtsis 52 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja miinimum juunis 4.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Joonis 12. Vilsandi sademete pH, kationide (Ca, Mg, K, Na) ja anioonide (NO_3 , Cl, SO_4) summaarne sisaldus (mgekv/l) ja elektrijuhtivus ($100\mu\text{S}/\text{cm}$) 2003.aastal.

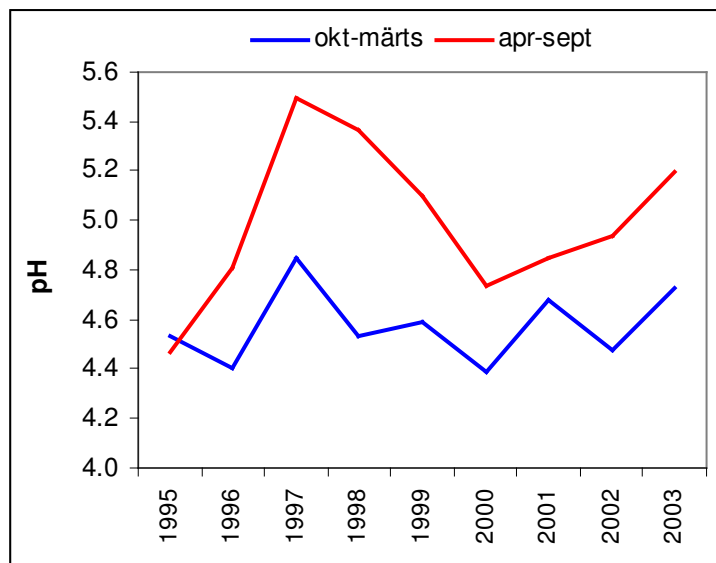


Tabel 6. Avamaa sademete kaalutud keskmised ainetesisaldused (mg/l) Vilsandi kompleksseirealal 2003.a. Alla määramispiiri jäänud tulemused on enne keskmise arvutamist asendatud poolega määramispiiri väärtusest (*Manual...*, 1998).

Ioon/ Kuu/ aasta	Sade mete hulk*	pH	HCO_3 mgekv/ l	NH_4 , N	NO_3 , N	üld P	Cl	SO_4 , S	Ca	Mg	Na	K	τ $\mu\text{S}/\text{cm}$
Ja	5	4.40	<0.02	0.45	0.46	0.03	1.52	0.58	0.59	0.17	1.05	0.05	29.4
Veebr	8	5.50	0.84	0.47	0.93	0.02	2.20	0.88	1.60	0.57	1.23	0.10	27.7
Märts	5	5.19	<0.02	2.10	5.17	0.04	8.28	4.3	1.63	0.77	1.78	0.16	51.9
Apr	19	4.96	0.06	0.53	0.44	0.04	1.92	0.59	0.48	0.13	0.49	0.13	15.5
Mai	43	4.96	<0.02	0.21	0.19	0.02	0.54	0.35	0.33	0.05	0.09	0.04	7.6
Juuni	24	4.99	0.04	0.01	0.03	0.06	0.75	0.41	0.30	0.05	0.40	0.37	8.9
Juuli	17	4.85	0.06	0.13	0.13	0.15	1.10	0.61	0.71	0.10	0.40	0.45	13.5
Aug	84	5.64	0.19	2.63	0.08	0.44	1.19	0.76	0.27	0.05	0.70	0.92	27.8
Sept	26	6.82	0.05	1.35	0.69	0.15	1.57	1.9	0.72	0.18	0.84	0.32	30.9
Okt	33	4.91	0.03	0.09	0.21	0.02	1.62	0.47	0.20	0.14	0.98	0.06	18.7
Nov	65	4.55	0.04	0.45	0.41	0.01	0.80	0.6	0.18	0.07	0.28	0.07	20.3
Dets	81	4.8	0.04	0.29	0.36	0.01	2.7	0.5	0.4	0.2	1.6	0.1	23.7
2003	411	4.91	0.08	0.85	0.35	0.12	1.53	0.68	0.39	0.13	0.76	0.30	21.2
2002	353	4.70		0.29	0.35	0.03	0.98	0.67	0.36	0.09	0.46	0.16	15.4
2001	552	4.78		0.42	0.39	0.04	1.09	0.64	0.31	0.13	0.51	0.46	18.8
2000	465	4.54		0.23	0.32	0.01	1.21	0.49	0.25	0.09	0.63	0.09	18.7

*sademete hulk on antud kompleksseire mõõtmiste alusel.

Vilsandi sademed võib lugeda nõrgalt happeliseks, aasta keskmine pH oli 4.9, pH_{\min} oli 4.3 ja pH_{\max} 6.8. Sademed on reeglina happelisemad aasta külmemal poolel (oktoobrist märtsini) võrreldes soojema perioodiga aprillist septembrini (joonis 12). Vaatamata seireperioodi jooksul aset leidnud väävlisaaste vähenemisele, ei ole sademete happesuses kindlasuunalist trendi võimalik leida. Külmemaa 6-kuulise perioodi keskmine sademete pH on läbi aastate varieerunud kitsamates piirides (joonis 13).



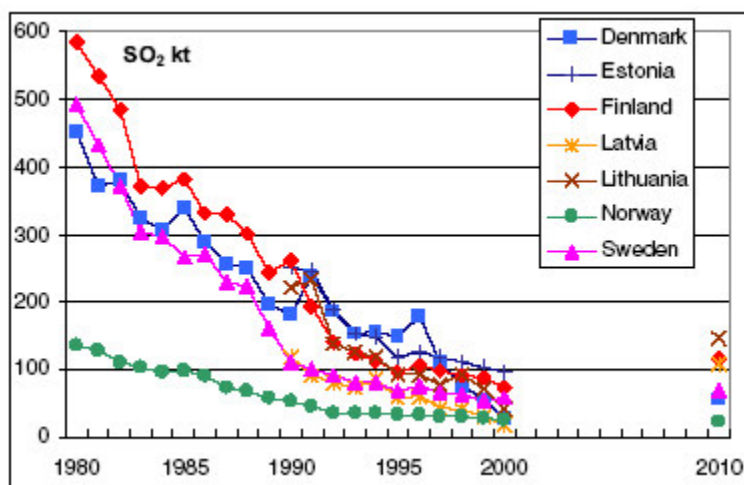
Joonis 13. Vilsandi sademete kuue kuu kaalutud keskmine happesus 1995-2003.

1.1. Anioonid

Seoses vähenenud vääveli emissioonidega nii Eestis kui kogu Euroopas (joonis 14) on jälgitav sulfaatse vääveli kontsentratsioonide vähenemine sadevees, samal ajal on alanenud ka depositsioon.

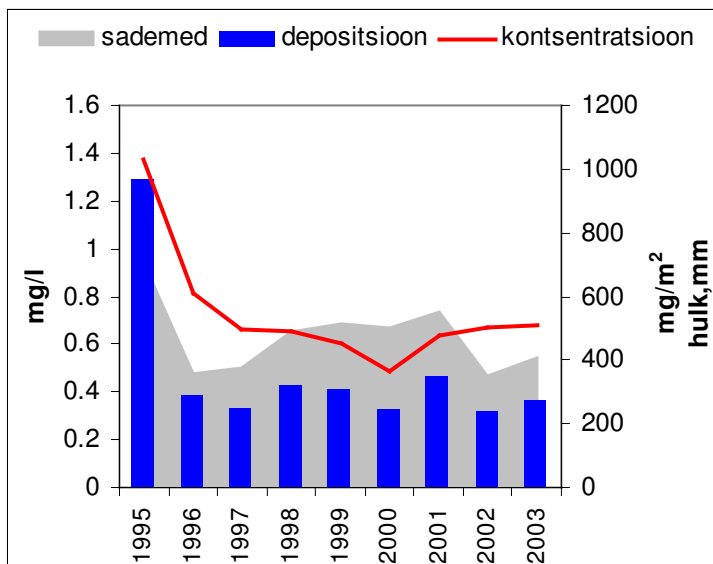
Väävel on tavaliselt sademetes domineerivaks aniooniks. Vilsandil on merelise mõju tõttu kloriidi ja sulfaadi osakaalud ligikaudu võrdsed. Antropogeense vääveli arvutamisel võib lähtuda eeldusest, et

- 1) kogu sademetes sisalduv kloriid on merelise päritoluga (komplekssseire käsiraamat);
 - 2) kogu sademetes sisalduv naatrium on merelise päritoluga (ICP M&M, 2003).
- Käesolevas töös võeti merelise komponendi lahutamisel aluseks sademete naatriumisaldus.



Joonis 14. Vääveldioksiidi emissioonide vähenemine Põhja- ja Baltimaades 1980-2000 (Anttila jt., 2003)

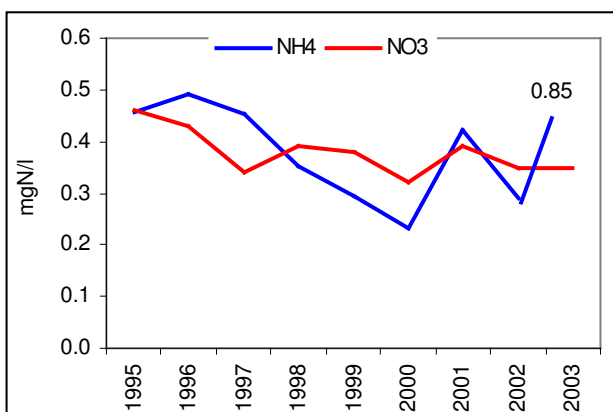
Sulfaatse väävli keskmine kontsentratsioon oli 2003.a. vaatlusperioodil sademetes 0.68 mgS/l, antropogeenne väävel moodustas 93% sademete üldisest sulfaatse väävli sisaldusest. Nädala maksimum kontsentratsioon oli 4.3 mgS/l ja miinimum 0.32 mgS/l. Suhteliselt kõrge väävli kontsentratsioon mõõdeti märtsi väikesest sademeproovist (260 ml ~5 mm sademeid), kuid ka septembri viimasel nädalal mõõdetud 2.1 mgS/l (21 mm sademeid) on Vilsandi kui fooniala kohta kõrge väävlisisaldus.



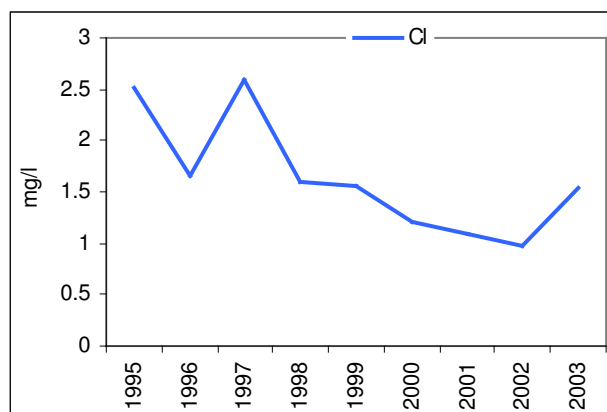
Joonis 15. Vilsandi sademete väävli sisaldus (mg/l, vasakul teljel) väävli depositsioon ja aastane sademete summa (paremal teljel) ajavahemikul 1995-2003.a.

Ilmselt selgub lähiaastatel, kas kõrge väävlisisaldus on seotud suhteliselt kuivade ilmastikutingimustega või on väävli kontsentratsiooni langus asendunud tõusutrendiga (joonis 15). Vaatlusperioodi madalaim aasta keskmine sademete väävlisisaldus Vilsandi oli 2000. aastal 0.49 mgS/l. Arvestades väikest sademete hulka jäi 2003.a. madalaks ka sulfaatse väävli kogudepositsioon 279 mg/m², sellest antropogeense päritoluga 253 mg/m².

Lisaks sulfaadile on samal ajavahemikul vähenenud ka sademete nitraadisaldus (joonis 16). Sademete kaalutud keskmine nitraatlämmastiku sisaldus oli 2003.a. 0.35 mgN/l, maksimum mõõdeti sarnaselt sulfaadiga märtsi väikeses veeproovis 5.2 mgN/l, suvel on sademete nitraadisaldus tavaliselt madalam, tihti alla määramispiiri <0.02 mgN/l.



Joonis 16. Nitraatse ja ammoniumlämmastiku aasta kaalutud keskmised kontsentratsioonid.

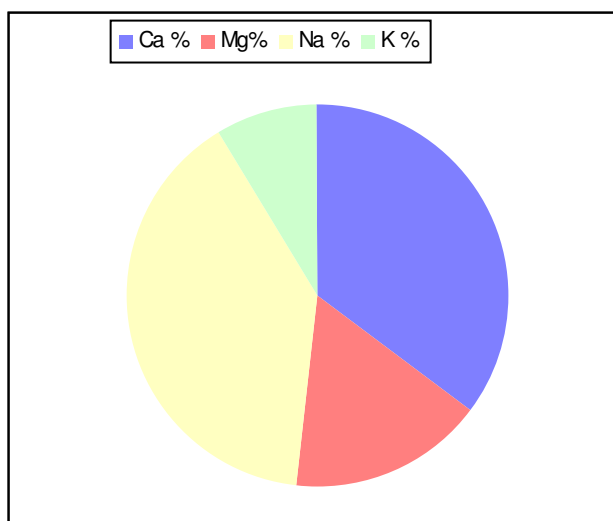


Joonis 17. Kloriidi aasta kaalutud keskmised kontsentratsioonid Vilsandi sademetes.

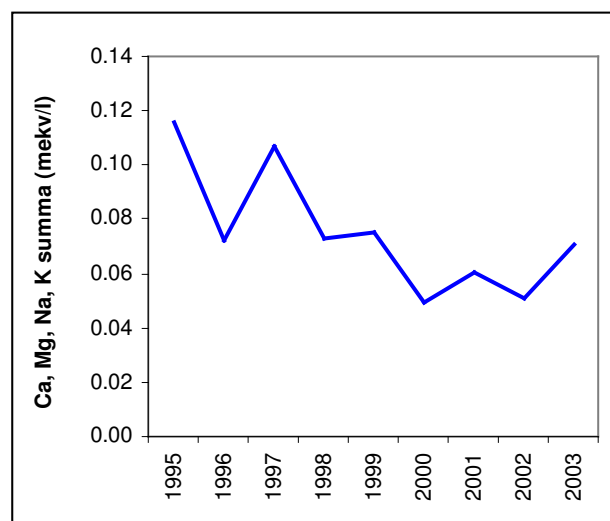
Vilsandi sademete mitmeaastaste mõõtmistulemuste võrdlemisel ilmneb ka kloriidi kontsentratsiooni vähenemine kuni 2002.a. (joonis 17). 2003.a. oli kloriidiooni aasta kaalutud keskmine sisaldus 1.53 mg/l. Kloriidi maksimum mõõdeti märtsi väikesest sademete kogusest 8.3 mg/l, madalaim mõõdetud kontsentratsioon oli 0.4 mg/l. Üldiselt on ka sademete kloriidisisaldus suvel madalam kui talveperioodil, mis võib olla seotud tugevamate tormidega aasta külmemal poolel. Kloriidide aastane sadenemiskoormus oli 2003.a. Vilsandil 628 mg/m², millest Na-ekvivalentse osa lahutamisel jääb järgi 66 mg/m². Selline lihtsustatud arvutusviis võib Vilsandil anda suurema vea võrreldes teiste sademete seire jaamadega, kuid aitab siiski iseloomustada merelise ja antropogeense kloriidi vahetorda.

1.2. Katioonid

Suurima sadenemiskoormusega kation sadevees on eesti seirejaamades üldiselt kaltsium. Tingituna merelisest mõjust on Vilsandi seirejaama sademetes kõige suurem naatriumi osakaal (40%), järgneb kaltsium (35%), magneesium (16%) ja kaalium (9%) (joonis 18). Naatriumi ja magneesiumi osakaal kationide summas on mitmeaastaste keskmiste põhjal suurem aasta külmemal poolel sarnaselt kloriidiga. Magneesiumi üldisest sisaldusest ulatus mereline fraktsioon 70-ni.



Joonis 18. Kationide osakaalud 2003.a. Vilsandi sademetes



Joonis 19. Vilsandi sademete kationide sisalduse mitmeaastane käik.

Avamaa sademete summaarne katioonide sisaldus on ajavahemikul 1994.-2003.a. mõnevõrra vähenenud (joonis 19), olles madalaim perioodil 2000.-2002. Käesoleval seireaastal moodustas katioonide (Ca+Mg+K) summaarne sadenemiskoormus 15.3 mgkv/m², sellest antropogeenne osa oli 11.6mekv/m², s.t. mereline osa moodustas ligi 25%.

1.3. Raskmetallid

Raskmetallide sisaldust määrati avamaa sademetes ja võraveses. Kõigi määratud metallide tulemused on püsinud madalal (tabel 7). Raskmetallide sadenemist on üsna raske hinnata, kuna tihti on nende sisaldus allpool määramispiiri As (<0.2 µg/l) Cu (<1 µg/l), Pb (<1 µg/l), Cd (<0.02) ja Zn (<10 µg/l). Teiste raskmetallidega võrreldes on tunduvalt suurem tsingi ja vase sadenemine, mida kinnitavad ka sammaldes akumulunud raskmetallide uuringud (Liiv, 1996). Tsinki peetakse ka kaugkandega levivaks metalliks, kuid Eestis on Zn üheks peamiseks allikaks Kunda tsemenditehas ja põlevkivielektri jaamade lendtuhk, viimasest pärineb ka Eestis laiali kanduv vask (Frey, 1998). Avamaa sademete ja võravee raskmetallide keskmiste sisalduste võrdlemisel esmapilgul erinevust ei ole. Siiski on arseni sisaldus olnud alla määramispiiri sademetes 7 kuul, kuid võravee proovides vaid 4 kuul. Samamoodi võib võrrelda ka vete pliisisaldust. Selle elemendi kontsentratsioon jäi alla määramispiiri sademetes 9 proovis, kuid võraveses 4 kuukeskmises proovis.

Tabel 7. Vilsandi avamaa sademete ja võravee kaalutud keskmised raskmetallide sisaldused kompleksseirealal 2003.a. Alla määramispiiri jäänud tulemused on enne keskmise arvutamist asendatud poolega määramispiiri väärtusest (*Manual...*, 1998).

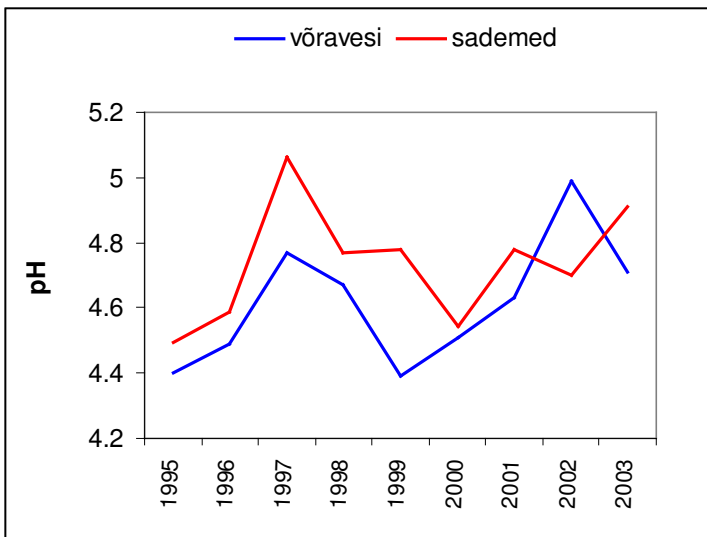
	avamaa	võravesi	avamaa	võravesi	avamaa	võravesi	avamaa	võravesi	avamaa	võravesi	avamaa
	As		Cd		Cu		Pb		Zn		Hg µg/l
Jaanuar	<0.2	0.5	0.18	0.39	27.7	2.0	<1	2.7	-	52	-
Veebruar	<0.2	1.0	0.12	1.17	9.9	46.1	<1	3.2	-	142	-
Märts	0.5	-	0.24	-	34.5	-	2.7		24		<0.05
Aprill	0.3	0.4	0.14	0.27	18.7	12.4	1.2	<1	14	29	<0.05
Mai	<0.2	0.3	0.04	0.14	8.7	7.4	<1	<1	<10	17	<0.05
Juuni	<0.2	0.2	0.13	0.13	3.8	9.0	<1	<1	<10	30	<0.05
Juuli	<0.2	0.9	0.07	0.14	18.4	20.5	<1	1.5	<10	24	<0.05
August	0.5	<0.2	0.13	0.10	5.3	5.7	<1	1.8	17	26	<0.05
September	<0.2	<0.2	0.09	0.24	6.8	8.8	2.1	1.7	34	57	<0.05
Oktoober	<0.2	<0.2	0.10	0.16	4.6	13.3	<1	1.2	18	28	<0.05
November	0.7	<0.2	0.2	0.14	8.1	2.8	<1	1.4	45	38	<0.05
Detsember	0.6	0.7	0.03	0.12	1.8	3.2	<1	<1	48	21	<0.05
2003	0.39	0.37	0.11	0.19	7.25	7.5	<1	1.1	26	32	<0.05

1.4. Võravee ja tüvevee keemia

Vaatlusperioodil koguti 16 võravee proovi. Jaanuarist aprillini koguti proove 5 lumekogujaga, aprillist oktoobri lõpuni 10 sadeveekogujaga (Ø 19.5 cm). Proovikogumise nõusid tühjendatakse sadevete olemasolul kaks korda kuus. Võravee koormus 2003.a. Vilsandi männikus moodustas 210 mm ehk 50 % avamaale langenud sademete hulgast. Kümnest võraveekogujast iga üksiku poolt kogutud hulgad erinesid olenevalt ilmastikutingimustest (tuule suund ja kiirus, sademete kestvus) ning asukohast (puude lähedus, nende võra kuju ja tihedus). Seega peaks kasutusel olev kogujate arv vete liikumist läbi võra küllalt hästi iseloomustama.

Võrreldes avamaa sademetega on võravete ainetesisaldus mitmete ionide osas kõrgem, sest võrastiku kaudu jõuab metsa alla koos märgdepositsiooniga ka kuivdepositsioon ning teatud ionide osas toimub lisaks leostumine lehestikust.

Võravee aasta kaalutud keskmine happesus (pH 4.71) oli sarnaselt möödunud aastatega veidi suurem kui avamaa sademetel (pH 4.91) (joonis 21). Happesus oli eriti kõrge veebruaris (pH 3.8), madalaim septembri alguses (pH 6.1). Sarnaselt eelmiste aastatega on võravee pH aasta alguses madalam kui avamaa sademetel (tabel 8), mis lubab oletada talvel suuremat happelist kuivdepositsiooni.



Joonis 21. Sademete ja võravete aasta kaalutud keskmise pH võrdlus ajavahemikul 1995-2003.a.

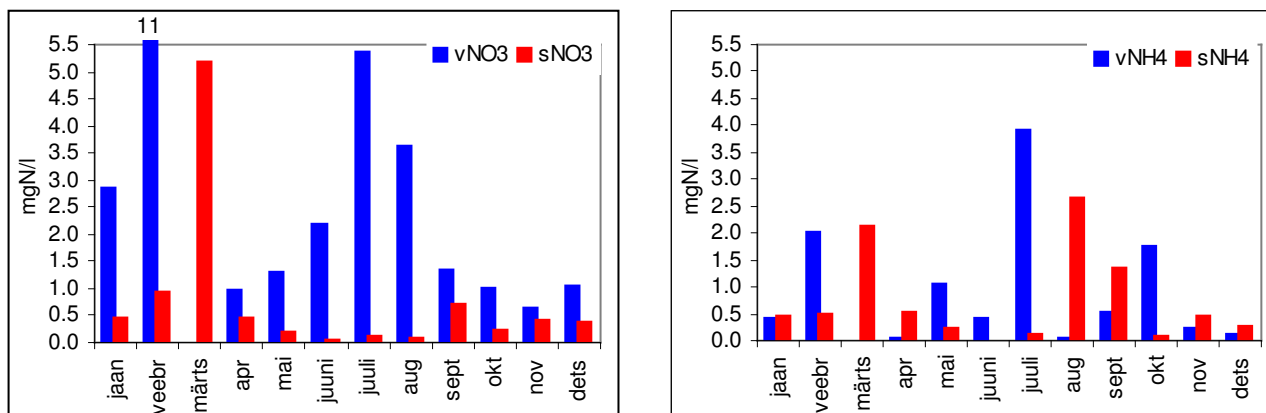


Joonis 20. Võrasademetekoguja (paremal) ja tüveveekoguja (vasakul).

Võravee iseloomu kujundavatest lisandioonidest moodustab olulise osa merelise päritoluga fraktsioon. Sulfaatväävli keskmine kontsentratsioon võraveses oli 2.3 mg/l ja depositsioon 475 mg/m². Puude võrasid läbinud sademete väävlisisaldus oli ligi 3 korda kõrgem ja depositsioon 1.7 korda suurem võrreldes avamaaga. Na järgi arvutatud korrektsiooni põhjal võib merelise päritoluga väävlit olla umbes 25%

üldisest sadenemisest (sadevees hinnati merelise päritoluga väävli suuruseks 10%). Võrreldes kogu seireperioodi, oli aasta kaalutud keskmine väävlisisaldus madalaim (1.9 mgS/l) 2000.aastal.

Eelmiste aastatega võrreldes olid märkmisväärselt kõrgemad lämmastiku keskmised kontsentratsioonid võraves: nitraatne lämmastik 1.9 mg/l ja ammoniumlämmastik 0.6 mg/l (tabel 8). Üldiselt ongi Vilsandi aasta keskmised võravee NO₃-N sisaldused suuremad kui NH₄-N.



Joonis 22. Nitraatse ja ammoniumlämmastiku kuukeskmised kontsentratsioonid Vilsandi sademetes (s) ja võraves (v).

Avamaa sademed peaksid eelduste kohaselt sisaldama rohkem lämmastikku kui võravesi, sest võras toimub N-ühendite omastamine. 2003.a. mõõtmistulemuste kõrvutamisel (joonis 22) see kinnitust ei leia, mistõttu võib oletada leostumist või NH₄ kuivdepositsiooni, sest paralleelselt kogutud avamaa sademete ja võravee proovide kõrgeenenud ammoniumsisaldused ei langenud samadele kuudele.

Peamiste kationide aasta keskmised kontsentratsioonid võraveses - naatrium (6.6 mg/l), kaalium (5.2 mg/l), kaltsium (2.7 mg/l) ja magneesium (1.4 mg/l) on küll aastate vahel varieerunud, kuid kahanemistrendi pole. Kationide summaarne sisaldus võraveses on 10 korda kõrgem kui sademetes peegeldades kuivdepositsiooni ja leostumist (K⁺) lehestikust. Sademetega võrreldes on oluliselt suurenenud kaaliumi (vastavalt 9%lt 20%ni) ja vähenenud kaltsiumi (35%lt 20%ni) osakaal võraveses (joonis 18).

Tüvevee voolikud on asetatud ümber 10 männi, aasta jooksul saadi 5 veeproovi (septembris kogunes vett 2 proovi). Tüvevee kogus oli oluliselt väiksem tavapärasest ~1mm/aastas ja võrreldav sademetevaese 2002. aastaga (~0.4 mm/aastas). Seega pole tüvevee kogus kuigi oluline puistu seisukohast. Tüve- ja võravee keemiline koostis aitab iseloomustada metsas mulda jõudvate ainete koguhulka, mis erineb oluliselt avamaast. Samuti on tüve- ja võravee jälgimine tähtis saasteainete tundlike epifüütsete samblike jt ombrotroofsete organismide elutingimuste iseloomustamise seisukohast.

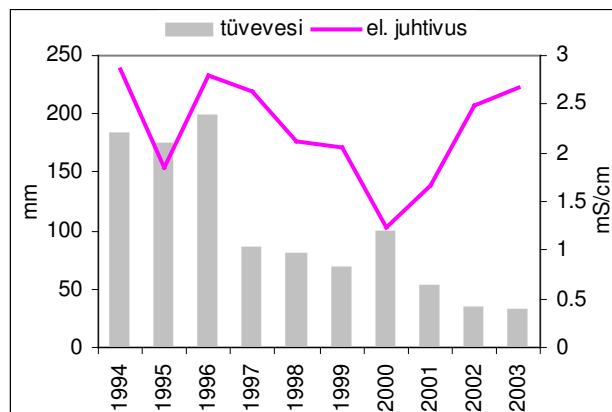
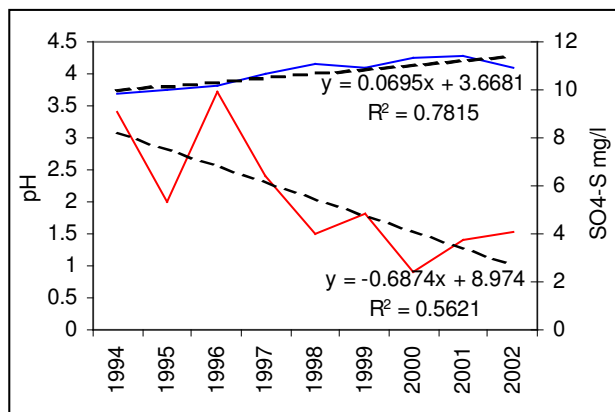
Tabel 8. Võravee saaste- ja toitaineteainete keskmine sisaldus mg/l Vilsandi seireala männikus 2003. a.

Ioon/ Kuu/ Kuu/	Sadevee hulk mm	pH	HCO3 mgekv/l	NH4, N	NO3, N	üld P	Cl	SO4, S	Ca	Mg	Na	K	τ μS/cm
Jaan	7	4.26	0.14	0.41	2.85	0.18	16.0	3.4	3.9	2.31	9.4	4.6	148
Veebr	7	3.78	<0.02	2.00	10.98	0.15	26.8	10.2	10.4	5.62	20.6	8.5	320
Märts	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Apr	8	4.18	<0.02	0.03	0.96	0.03	21.4	2.5	3.8	2.85	18.5	3.6	175
Mai	40	5.14	0.05	1.03	1.29	0.26	5.5	1.8	1.6	0.79	3.4	2.5	57
Juuni	7	5.34	0.11	0.40	2.18	0.37	7.3	2.3	2.3	1.22	3.5	10.3	84
Juuli	4	4.73	<0.02	3.90	5.35	2.60	3.1	2.0	2.2	1.14	2.0	16.1	138
Aug	25	5.09	0.16	0.03	3.62	0.49	9.3	1.9	3.4	1.76	5.2	9.9	102
Sept	16	4.96	0.13	0.52	1.32	0.26	7.9	2.2	4.5	2.03	6.9	6.7	109
Okt	13	5.72	0.08	1.74	1.00	0.24	4.8	1.4	1.6	0.95	4.6	3.0	61
Nov	30	4.80	0.04	0.21	0.63	0.09	3.0	1.7	1.2	0.55	2.8	3.8	44
Dets	55	4.83	0.05	0.13	1.02	0.12	18.3	2.1	2.6	1.0	9.0	4.2	89
2003	210	4.71	0.07	0.57	1.85	0.26	10.7	2.3	2.7	1.35	6.6	5.2	91
2002	111*	4.99		0.55	1.52	0.16	8.64	1.76	1.95	1.12	4.19	5.16	71
2001	257	4.6		0.35	0.94	0.116	10.4	1.91	1.67	1.23	5.36	3.91	78
2000	326	4.51		0.20	0.92	0.039	13.1	2.21	2.10	1.27	6.93	3.72	83

* aasta keskmine on arvatud vähem kui 12 kuulise perioodi põhjal.

Tabel 9. Tüvevee ainete keskmine sisaldus mg/l Vilsandi seirealal männikus 2003. a.

Ioon/ Kuu/ aasta	Sadevee hulk mm	pH	HCO3 mgekv/l	NH4, N	NO3, N	üld P	Cl	SO4, S	Ca	Mg	Na	K	τ μS/cm
Mai	0.342	3.86	<0.02	<0.01	0.75	0.1	19.2	5.7	3.9	1.9	18.5	7.5	209
Aug	0.026	4.07	<0.02	<0.01	0.62	0.67	46.7	5.4	13.1	4.6	25.9	14.2	289
Sept	0.017	4.45	0.08	0.23	0.84	0.45	46.6	7.0	19.5	6.9	38.2	14.5	394
Okt	0.005	5.28	0.34	0.35	0.26	0.85	23.8	4.1	14.4	3.6	22.1	9.8	233
2003	0.39	3.89	<0.02	0.02	0.74	0.20	22.3	5.7	5.4	2.4	19.9	8.2	223
2002	0.42	4.17		0.07	1.4	0.06	35.6	4.1	5.3	2.5	23.5	8.6	208
2001	0.63	4.23		0.06	0.13	0.04	15	3.78	3.07	1.89	7.97	7.05	138
2000	1.2	4.28		0.05	0.11	0.006	15	2.38	1.59	1.00	10.8	4.00	103
1999	0.83	4.16		0.06	0.08	0.006	24.3	4.84	7.68	2.98	12.8	8.04	171



Joonis 23. Tüvevee kalutud keskmine pH ja **Joonis 24.** Tüvevee hulk ja elektrijuhtivus väävlisisaldus 1994-2002.

Tüvevee keskmine toiteelementide (nitraat- ja ammoniumlämmastiku ning fosfori) sisaldus on madalam kui sade - ja võravetes, ülejäänud elementide kontsentratsioon aga mitmeid kordi kõrgem (tabel 9). Tüvevee aasta keskmiste kontsentratsioonide võrdlemisel võib välja tuua kolm põhijäreldust:

- 1) ajavahemikul 1994-2002 on tüvevee happesus vähenenud pH 3.7 → pH 4.17 (joonis 22). Tüvevee happesus oli kõige madalam 2000.a. (pH 4.3) ja suurenes 2003.a. (pH 3.9) seoses sademete väikese hulgaga (joonis 23).
- 2) seireperioodi jooksul on vähenenud tüvevee keskmine väävlisisaldus. Madalaim kaalutud keskmine kontsentratsioon 2000.a. oli 2.4 mgS/l. Käesoleval aastal oli sulfaatse väävli kaalutud keskmine kontsentratsioon 5.7 mg/l.
- 3) kokkuvõttes võib tüvevee proovide elektrijuhtivuse põhjal öelda, et lisandioonide sisaldus on vähenenud 2000.aastani ja peale seda taas suurenenud tõenäoliselt väikese sademete hulga tõttu.

1.5. Mullavee keemia

Mullavett kogutakse 12 plaatlüsimeetriga (á 0.1m²). Need erinevad käsiraamatus soovitud metoodikast ja on kirjeldatud M.Volli ja O.Rootsi poolt (1999). Kokku analüüsiti 2003.a. 15 mullavee proovi kahelt kogumissügavuselt, mis on keskmisest väiksemat sademete aastast summat arvestades hea tulemus. Lüsimeetritega kogutud mulla nõrgvesi moodustas 42 % võravee kogusest. Keskmisest soojema aasta lõpu tõttu õnnestus viimased veeproovid koguda detsembri keskel. Analüüsitulemused on esitatud tabelites 10 ja 11.



Joonis 25. Vasakul: mullavee kogumise koht. Paremäl fotol lahti kaevatud kogumisseade: maapinnaga paraleelselt asuva plaatja nõrgvee kogumipinna all asetseb voolikuga ühendatud kanister, sellest omakorda ulatub maapinnale teine voolik, mille kaudu vaakumi abil tõmmatakse vesi proovipudelisisse.

Tabel 10. Mulla nõrgvee keemiline koostis (mg/l) 17 cm sügavusel.

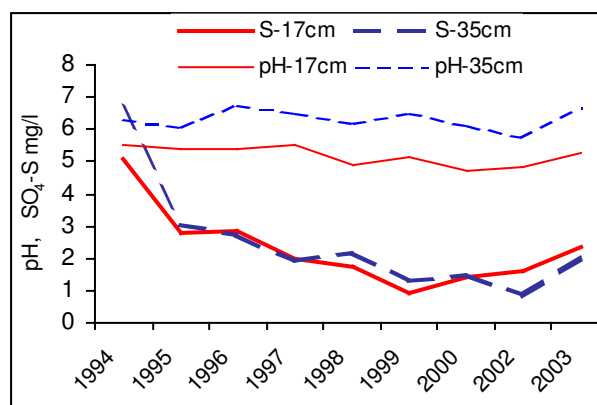
Ioon/ Kuu/ Aasta	l/m2	pH	NH ₄ , N	NO ₃ , N	Ptot	Cl	SO ₄ , S	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	τ μS/cm
Aprill	12.0	4.84	0.02	1	0.15	9	2.3	7.5	4.8	4.5	0.7	0.70	0.99	95
Mai	18.2	4.95	<0.01	0.6	0.11	5	1.4	7.1	2.8	4.5	0.5	0.50	1.64	127
August	6.4	5.79	<0.01	2.1	0.46	13	1.4	12.7	5.1	5.8	6.3	6.31	0.46	146
September	4.3	5.51	<0.01	0.5	0.27	25.4	3.5	19.4	5.9	6.8	2.3	2.27	0.58	126
Oktoober	2.1	5.8	<0.01	0.6	0.24	5.8	14	23.3	7.8	10.8	4.9	4.85	1.01	132
November	32.1	5.83	<0.01	1.7	0.09	8.9	2.4	15.3	5.6	7.3	2.1	2.06	1.06	99
Detsember	13.7	5.65	<0.01	1.6	0.10	9.5	2.1	12.8	3.9	3.9	0.5	0.52	1.03	102
2003 kesk		5.26	<0.01	1.3	0.14	9.3	2.4	12.4	4.7	5.8	1.7	1.70	1.10	110
2003 koormus	89	-	-	116	13	825	209	25	1098	416	511	151	97	-

Tabel 11. Mulla nõrgvee keemiline koostis (mg/l) 35 cm sügavusel.

Ioon/ Kuu/ Aasta	l/m2	pH	NH ₄ , N	NO ₃ , N	Ptot	Cl	SO ₄ , S	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	τ μS/cm
Aprill	14.2	6.38	<0.01	0.8	0.08	9.2	2.0	14	6.2	3.9	1.1	0.60	0.76	94
Mai	14.8	6.43	<0.01	0.4	0.12	4.1	1.0	12	4.8	3.9	0.9	1.03	0.88	85
August	4.0	6.61	<0.01	3.9	0.37	12.6	1.5	19	8.4	5.9	5.2	0.26	0.44	173
September	1.5	6.81	<0.01	2.2	0.36	12.2	1.6	17	6.4	4.6	4.4	0.46	0.73	125
Oktoober	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
November	24.7	7.36	<0.01	1.0	0.07	10.1	2.6	26	10.6	7.7	2.4	0.61	0.79	161
Detsember	9.0	7.06	<0.01	1.5	0.08	14.0	2.7	26	8.5	7.4	1.0	0.61	0.87	164
2003 kesk		6.67	<0.01	1.1	0.11	9.3	2.0	20	7.9	5.8	1.8	0.68	0.79	131
2003 koormus	68	-	-	72.8	7	633	139	1340	541	398	125	46	54	-

Seoses keskmisest väiksema sademete hulga kahel viimasel aastal, on jäänud väikeseks ka mulla nõrgvee kogus. See omakorda on tinginud lisandioonide kõrgemad aasta keskmised kontsentratsioonid üldises kahanemistrendiga andmereas.

Sademetes vähenenud väävlisisalduse tagajärjel on langenud mulla nõrgvee väävlis- ja katioonide kontsentratsioonid mõlemal mõõtmistasemel (joonis 26). Karbonaatide rikkas loomänniku mullas on see mõjutanud ainult orgaanilise horisondi alla nõrguva mullavee happesust (pH on langenud), 35 cm sügavusel selline seos puudub.



Joonis 26. Mulla nõrgvee sulfaatses väävlisisaldus ja pH seireperioodil.

2. Bioindikatsioon- Bioloogilised allprogrammid

2.1. Okaste ja varise keemia

Bioindikatsioon-keskkonnaseisundi ja -olude muutumise iseloomustamine organismide – bioindikaatorite – ja nende tunnuste (vitaalsuse, katvuse, sageduse, keemilise koostise jm.) põhjal.

Harilik mänd (*Pinus sylvestris*) on Eestis valitsev puuliik. RMK andmetel katavad männikud ligikaudu 38% eesti metsamaade pindalast. Männi kahekaupa asetsevad okkad on olenevalt elueast vähemalt 2-3 aasta vältel eksponeeritud keskkonnamõjudele ja seega sobivad need pikaajaliseks seireks. Okaste saasteainete sisalduse kohta puuduvad piirväärtused, kuid oma kasvukoha järgi võiks Vilsandil saadud tulemused pakkuda foonilist taset eesti enam saastunud piirkondadele.

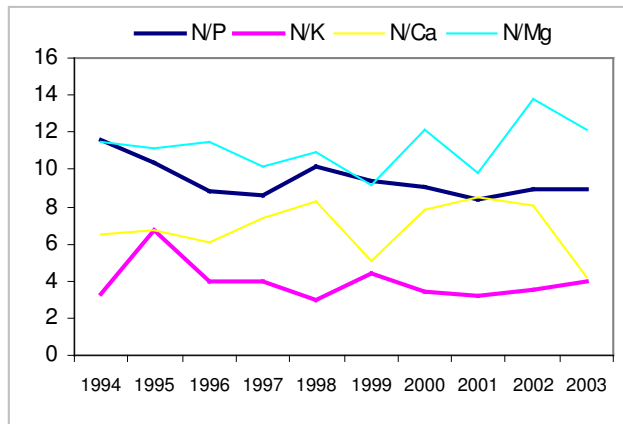
Vilsandi kompleksseirealal kogutakse männiokkad 10 erinevalt puult väljaspool püsiprooviruutu. Kompleksseire meetodika kohaselt analüüsitakse okaste toite- ja saasteainete sisaldus viimase aasta okastes. Saadud tulemusi võrreldakse samade elementide sisaldusega varisenud okastes. Kuna Vilsandi mändidel on võimalik koguda vähemalt 3 vegetatsiooniperioodi okkad, analüüsiti käesoleval aastal esmakordselt ka nende keemiline koostis kasvuperioodil aset leidvate muutuste selgitamiseks, et võrrelda näiteks raskmetallide käitumist okaste ja puidu vananemisel.

Tabel 12. Männiokaste keskmine elementide sisaldus (mg/kg) Vilsandi kompleksseirealal 1994-2003. a.

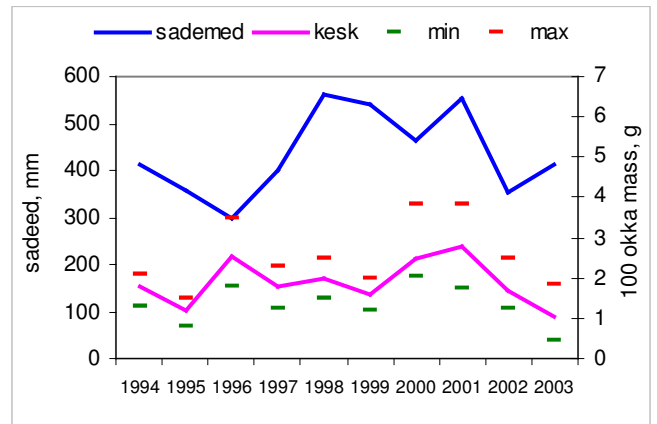
Element	Võrdlus andmed	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
N	<13000*	17595	16700	14340	15085	16340	16770	15996	18210	15620	14220
P	<1400*	1523	1603	1620	1749	1608	1790	1774	2160	1751	1591
S		176	422	383	615	625	531	565	691	702	820
Ca	<2000*	2702	2477	2368	2056	1970	3297	2049	2155	1943	3418
Mg	<700*	1530	1503	1254	1488	1494	1821	1322	1858	1136	1171
Na		70	88	34	48	48	94	31	273	63	57
K	<5000*	5348	2468	3651	3774	5395	3831	4701	5755	4464	3561
Cd		0.94	0.07	0.03	0.04	0.05	0.08	0.031	0.134	0.063	0.0
Cu	<4*	4.31	3.41	4.01	2.69	2.43	3.58	3.6	4.6	4.5	3.0
Mn	<50*	76	20	33	39	41	47	42	84	34	18
Pb		3.84	0.16	0.34	0.63	0.42	0.98	0.7	0.6	0.23	0.52
Zn	<20*	54	52	42	46	45	63	52	66	38	48
N/P	6-12**	11.5	10.4	8.8	8.6	10.2	9.4	9.0	8.4	8.9	9.5
N/K	1-3**	3.29	6.8	3.9	4.0	3.0	4.4	3.4	3.2	3.5	3.7
N/Ca	2-7**	6.51	6.7	6.1	7.3	8.3	5.1	7.8	8.5	8.0	6.9
N/Mg	8-50**	11.5	11.1	11.4	10.1	10.9	9.2	12.1	9.8	13.8	10.7
100 okka mass, g	Min-max keskmine	1.3-2.1 1.8	0.8-1.5 1.2	1.8-3.5 2.54	1.3-2.3 1.8	1.5-2.5 2.0	1.2-2 1.58	2.0-3.8 2.5	1.8-3.9 2.8	1.2-2.5 1.7	0.44-1.8 1.05

* toiteelementide defitsiit männiokastes (van den Burg, 1985; Hüttl & Wisniewski, 1986 – tsiteeritud Beier & Rasmussen, 1993 järgi)

** toiteelementide suhe männiokastes tasakaalustatud toitumise puhul (Hüttl, 1988 – tsiteeritud Frey & Frey, 1994 järgi)



Joonis 27. Okaste põhiliste toitelementide suhte muutumine 1994-2003.



Joonis 28. 100 okka keskmine, väikseim ja suurim kaal võrreldes sademete hulga.

Vilsandi kompleksseirealal kasvavate mändide jooksva aasta okastes ei ole täheldatud põhiliste toitelementide defitsiiti, välja arvatud kaalium ja mangaan (tabel 11). Enamasti on toitelementide sisaldus siiski optimumi alumise piiri lähedal ega ole päris tasakaalus (joonis 27). Lämmastiku ja fosfori suhe kaldub fosfori defitsiidi, kuigi fosforisisaldus okastes on suurenenud (kui jätta välja 2003.a.). Lämmastiku ja kaaliumi suhe näitab selget kaaliumi defitsiiti. Okaste saasteainete sisalduse võrdlemisel seireperioodi jooksul ilmneb väevli kontsentratsiooni kasv 176 mg/kg (1995) kuni 820 mg/kg (2003.a.), mida on raske seletada.

Käesoleval aastal kogutud okkad olid tähelepanuväärselt väikesed võrreldes keskmiste okkaproovidega. Tabelist selgub, et kõige väiksemate okaste mass oli 0.44 g/100 okkast koosneva proovi kohta, mis moodustas vaid poole seni mõõdetud miinimumist. Ilmselt väljendab see kuivusest tingitud stressi puudel. Jooniselt 28 selgub, et juhuslikult valitud okkaproovide keskmine kaal ei ole siiski otse sõltuvuses sademete hulga.

Vilsandi kompleksseirealal on 10 varisekogujat Ø 0.8m (joonis 29). Varis korjatakse kord kuus (v.a. talveperioodil), kuivatatakse ja sorteeritakse välja männiokkad. Okaste osakaal varises on aastate lõikes enam-vähem ühesugune, viimasel kahel aastal on see olnud üle 60%. Ülejäänud osa moodustavad (aasta keskmisena enam vähem võrdsetes osakaaludes) varisenud isasõisikud, korbatükid, oksad ja käbid. Varisega deponeerunud okaste ja neis sisaldunud toitelementide lisandumine laguahelasse on esitatud tabelis 13.

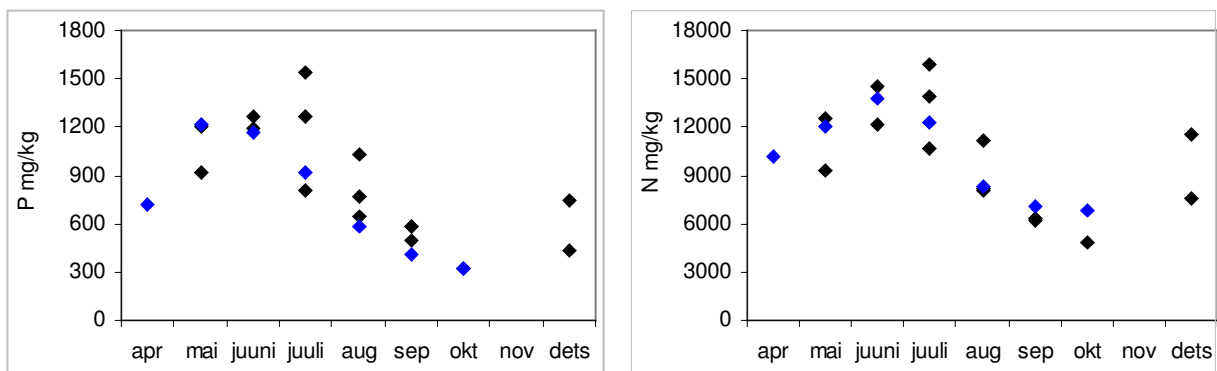


Joonis 29. Varisekoguja.

Tabel 13. Varisega deponeerunud okaste (kg/ha) ja neis sisaldunud peamiste toiteelementide koormus Vilsandi kompleksseirealal 1995 - 2003. a.

Periood	Varise hulk	Okaste % varises	Koormus, kg/ha						
			Okkad	N	P	S	Ca	Mg	K
1995	5806	59	3406	28.7	2.4	0.6	17.0	3.7	4.6
1996	2440	60	1474	10.5	0.6	0.5	10.6	1.3	1.7
1997	4902	60	2949	23.6	2.4	1.7	13.4	2.2	3.1
1998	3283	60	1958	16.5	0.9	0.9	8.7	1.8	2.5
1999	4927	55	2717	18.1	1.4	0.9	15.1	2.9	3.0
2000	5243	48	2497	24.2	2.1	1.1	10.3	2.3	4.6
2001	6744	47	3170	36.2	3.2	1.5	13.6	3.0	6.4
2002	3908	61	2400	26.3	2.3	0.9	11.4	2.8	5.5
2003	3030	68	2050	22.0	1.7	1.2	8.5	1.8	4.1

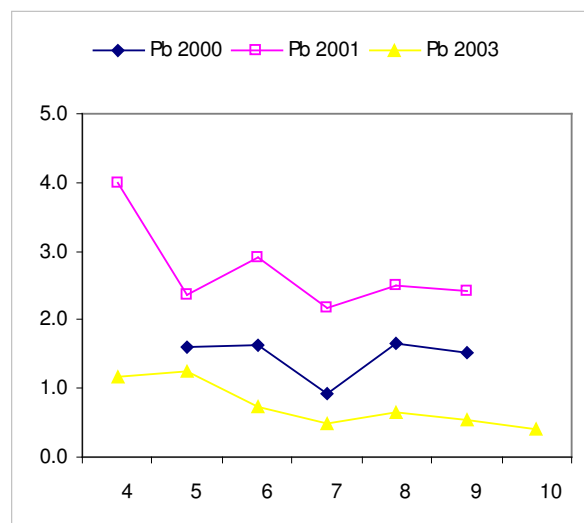
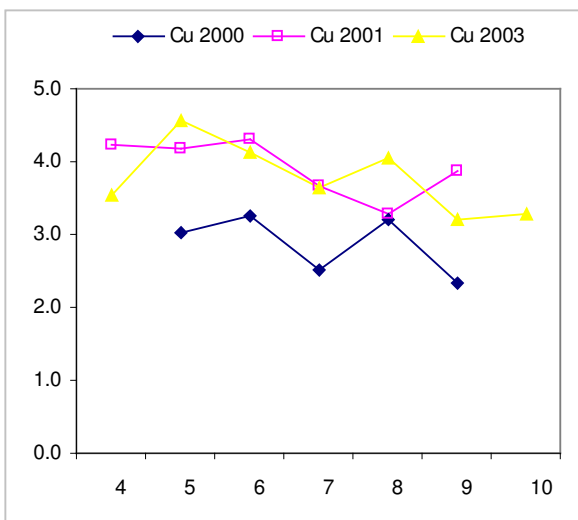
Seni suurim varise hulk Vilsandi kompleksseirealal oligi 2001. a. (6.7 t/ha), mil varise kogus oli ligi tonni võrra suurem kui senisel rekordilisel 1995.aastal, mis paistis silma tormide poolest. Nii nagu 1995.a. järgnes suhteliselt väikese varise hulgaga 1996. a. (2.4 t/ha), on ka 2002.-2003.a. vähenenud varise hulk (keskmiselt 3.5 t/ha). Okaste osakaal varises on selle võrra suurenenud, mis näitab, et suur varise kogus pole tingitud okaste massilisest varisemisest. Varise hulk on teisel poolaastal tunduvalt suurem kui esimesel, kuna põhiline okaste varisemise aeg on oktoober. Näiteks oli 2003.a. oktoobri varise kogus 2 korda suurem võrreldes augusti või septembriga. Suvekuudel moodustavad suure osa varisest mändidelt langenud isasõisikud, mille lämmastiku-, fosfori-, väevli- ja kaaliumisisaldus oli veidi suuremgi kui okastes. Okaste toite- ja saasteainete sisaldus on seotud nende varisemise ajaga. Oluliste makroelementide (lämmastiku, fosfori ja kaaliumi) sisaldus okastes väheneb kasvuperioodi lõpu poole (tabel 14). Kuna toiteelementide hulk on limiteeritud, paigutatakse need enne okaste varisemist puu siseselt ümber. Joonisel 30 on näha, et jooksva aasta esimese variseproovi puhul on tegu talve jooksul kogunenud okastega, mistõttu N ja P sisaldus aprilli proovides oli madal. Elementide puu sisene ümberpaigutamine hõlmab ka vähenenud pliid ja vaske (joonis 31).



Joonis 30. Okkavarise toiteelementide sisaldus olenevalt okaste langemise ajast 2003.a. andmed on tähistatud sinisega.

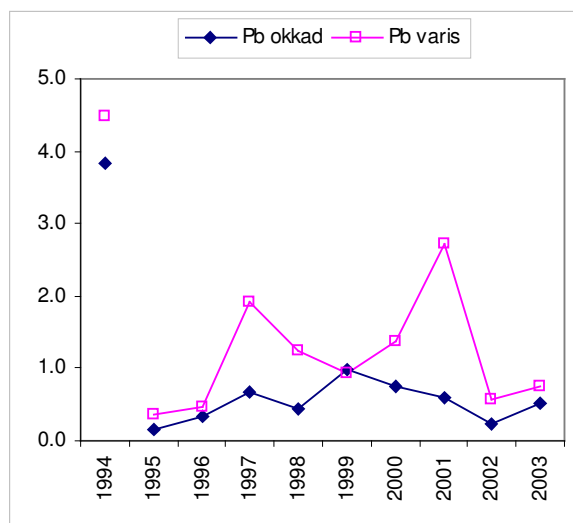
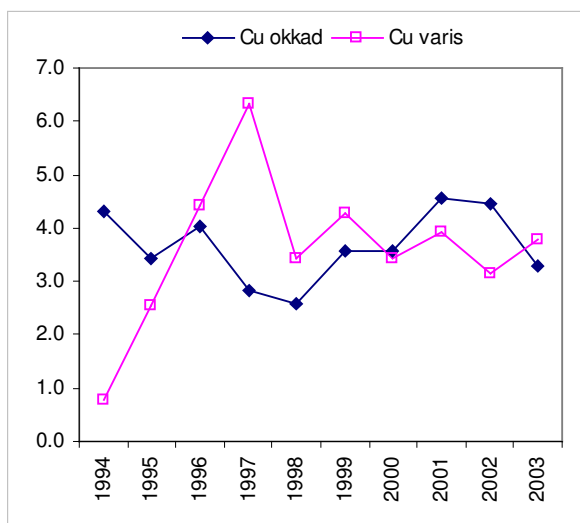
Tabel 14. Varise okaste keemiline koostis (mg/kg) olenevalt varisemise ajast 2003. a.

	ÜldN	Üld P	Üld S	Ca	Mg	Na	K	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn	Fe
aprill	10140	719	604	4418	832	196	1797	0.17	3.53	271	1.17	52	60
mai	12100	1219	799	3860	865	186	2456	0.16	4.57	189	1.26	56	78
juuni	13800	1169	742	3205	889	222	2967	0.10	4.14	177	0.74	48	53
juuli	12280	913	617	3585	879	272	2467	0.10	3.64	214	0.50	48	91
august	8300	585	310	4649	946	402	1897	0.10	4.05	225	0.66	50	54
september	7100	404	393	4920	880	290	1204	0.10	3.21	290	0.55	50	54
oktoober	6800	318	373	4285	773	236	1187	0.08	3.27	208	0.42	55	49



Joonis 30. Okkavarise vase ja pliisisaldus (mg/kg) olenevalt okaste langemise ajast (kuud 4-10 aprillist oktoobrini).

Elementide liikumise suunda okastes enne nende varisemist saab hinnata ka vastavate sisalduste võrdluse abil elus ja varisenud okastes (joonis 31). Olemasolevatest andmetest järelduste tegemisel tuleb aga arvestada, et kuni 1999.a. ei analüüsitud variseproove sesoonselt vaid 10 varisekoguja aasta keskmisena. Sellest tulenevalt võib elementide liikumine kajastuda nihkega. Analüüsitud elementidest olid varises usaldusväärselt kõrgemad Ca, Na, Cd, Mn sisaldused.



Joonis 31. Okaste ja varise raskmetallide sisalduse võrdlus.

2.2. Mikroobne lagunemine

Varis on metsamuldade peamine orgaanilise aine allikas. Varise lagunemise käigus muundatakse orgaanilises vormis olevad toitelemendid taimedele kättesaadavasse anorgaanilisse vormi. Lagunemise kiirust mõjutavad muuseas oluliselt nii varise hulk ja selle keemiline koostis kui ka keskkonnategurid. Keskkonnategurite mõju hindamiseks kasutatakse tselluloosi - biopolümeeri, mida sisaldavad kõigi kõrgemate taimede rakukestad. Tselluloosi lagundamiseks vajalikke ensüüme – tsellulaase - toodavad bakterid ja seened, kuid ensüümi aktiivsuse otsene määramine on keeruline.

2.2.1. α -tselluloosi lagundustulemused

Lagunemisprotsessi uurimisel tselluloosi lagundamise meetodiga on mitmeid eeliseid:

- * tselluloosiribade koostis on homogeenne ja aine esineb ka looduses,
- * meetod on lihtne ja võimaldab mõõta lagunemise aktiivsust kumulatiivselt, selleks paigutatakse materjal kindlaks määratud ajaks loodusesse,
- * tselluloos ei sisalda lahustuvaid komponente, mis mõjutaksid kaalukadu lagunemisprotsessis;

Lagunemiskatseid viiakse valdavalt läbi mulla pinnal varisekihis, sügavamal mullas toimuvatest protsessidest on andmeid vähem. Kompleksseire metoodika kohaselt (*Manual*, 1998) kasutatakse lagundamiseks standardseid 1mm paksuseid α -tselluloosi ribad suurusega 30mm x 50mm, mis kaaluvad ligikaudu 1g. Alates 1995. aastast asetati igal sügisel varise ja kõdukihti 12 eelnevalt kaalutud tselluloosiriba.

Tabel 15. α -tselluloosi aastase lagunemiskatse keskmine massikao protsent 1995-2002.a.

Koht \ Algusaasta	Varisekihis	Kõdukihis
1995	84.7	86.1
1996	100	100
1997	89.9	99.4
1998	86.2	100
1999	100	100
2000	97.6	-
2001	94.6	-
2002	61.6	
keskmine %	93.3	97.1

Katsetulemused näitavad, et kõdukihis on lagunemine kiirem kui varisekihis (tabel 15) ja esimese aasta jooksul laguneb standardne tselluloosiproov kõdukihis ligi 100 protsendiliselt. Seetõttu on edaspidi piiratud käsiraamatus toodud metoodikaga ja asetatud proovid igal sügisel aastaks varisekihti lagunema. Võrreldes tselluloosiproovide kaalukadu alates 1999.a. võib tõmmata paralleeli sademete aastase summaga, mõlemad on märkimisväärselt vähenenud nimetatud ajavahemikul, 2003.a. oli tselluloosiproovide massi kadu kolmandiku võrra keskmisest väiksem.

2.2.2. Okkavarise lagundustulemused

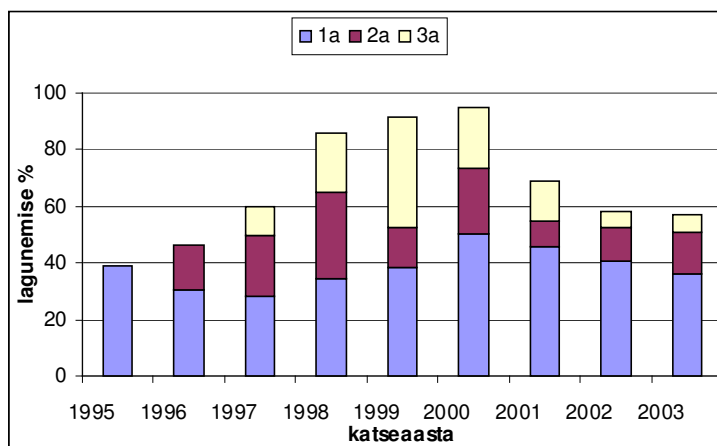
Alates 1994.aastast on Vilsandi kompleksseirealale regulaarselt igal sügisel asetatud 12 männiokka lagunemisproovi (joonis 32). Selleks kaalutakse 1g okkaid, õmmeldakse need nailonkottidesse, asetatakse metsas mulla püsiprooviala samblapinnale ja kaetakse värske varisega. Proovid jäävad kolme seeriana maha vastavalt üheks, kaheks ja kolmeks aastaks, igas partiis 4 proovi. Samal ajal üles võetud proovid puhastatakse, kuivatatakse, kaalutakse ja arvutatakse kaalukadu protsentides (tabel 16).



Joonis 32. Okkavarise lagunduskatse.

Esimese aasta lõpuks on lagunenu keskmiselt kolmandik okaste esialgsest massist, kahe aasta järel on alles pool ja kolmeaastase lagunemisperioodi lõpuks on keskmine kaalukadu 75% standardsest 1 grammisest okkaproovi massist. Nagu näha jooniselt 32, on varise kaalukadu kõige suurem lagunemise algusfaasis (keskmiselt 38 %). Katse teise ja kolmanda lagundusaasta jooksul aset leidnud keskmine kaalukadu ei erine ja on ligikaudu 16-18%. Võttes arvesse suhteliselt kuivi ilmastikutingimusi 2002.-2003.a võib märgata esimese lagundusaasta massikao järk-järgulist vähenemist, samuti on suhteliselt madal kolmandat aastat lagunevate okaste massikao protsent (joonis 33).

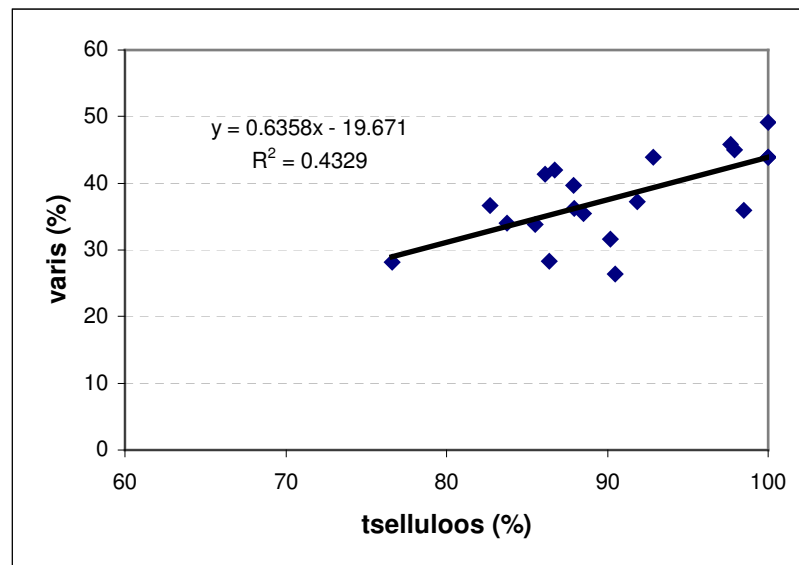
Okka ja tselluloosiproovide massikao võrdlemise lagunduskatsetes muudab komplitseerituks viimase oluliselt kiirem lagunemine. Kui üheaastase katseperioodi lõpul polnud tselluloosist alles jäänud midagi, loeti lagunemise protsendiks 100%. Jättes välja andmed, kus täpset massikadu polnud võimalik mõõta, oli okaste ja tselluloosi massikao omavaheline korrelatsioonikordaja usaldusväärne ja suurenes 2002 aastal saadud tulemuste lülitamisega arvutustesse, 2003.a. andmed seost ei kinnita.



Joonis 33. Okkavarise summeeritud massikao protsent 3-aastastel lagunemistsüklitel

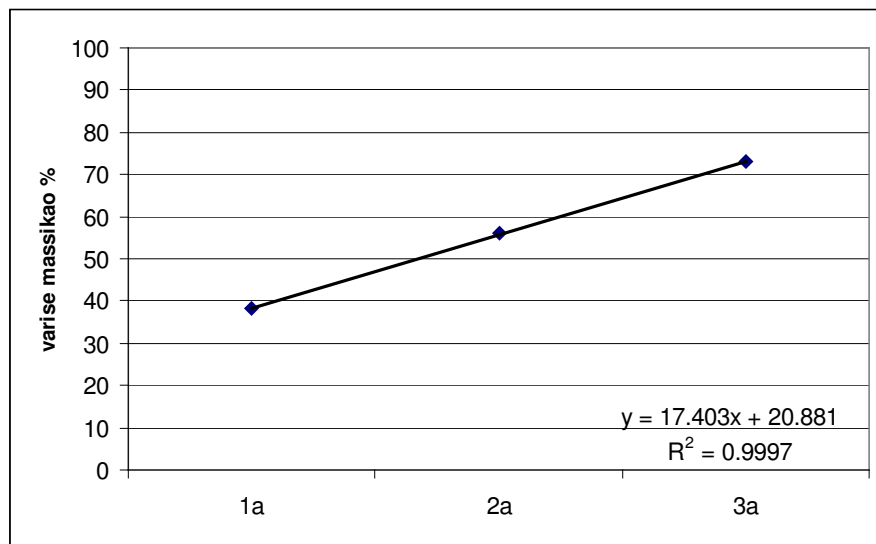
Tabel 16. Okkavarise keskmine kaalukadu (%) olenevalt lagunemisajast Vilsandi kompleksseirealal 1994-2002

Katse seeria algusaasta\lagunemise aeg	1 aasta	2 aastat	3 aastat
1994	39.0	54.8	64.8
1995	30.5	51.9	72.9
1996	28.3	58.6	97.7
1997	34.6	48.6	70
1998	38.4	61.6	75.5
1999	50.3	59.6	65.6
2000	45.7	57.6	
2001	40.4		
2002			
Keskmine %	38.4	56.1	74.4



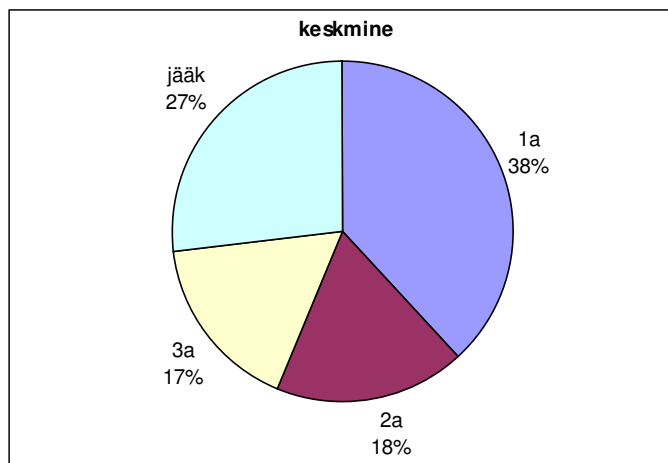
Joonis 34. Tselluloosi ja okkavarise massikao omavaheline seos ühe aasta pikkuse katseperioodi järel varisekihis (v.a. 2003.a. tulemused).

Tselluloosi ja okkavarise lagunemise omavaheline seos 1 aasta pikkusel lagundusperioodil on esitatud joonisel 34. Okkavarise lagunemise edasist massikadu pole võimalik standardmaterjaliga võrrelda. Teise ja kolmanda aasta lagundusandmete tõlgendamise muudab raskemaks see, et kord üles võetud proove peale kaalumist maha tagasi ei panda, seega pole teada iga üksiku kaks (või ka 3) aastat lagunenu proovi täpne massikadu esimesel aastal. Keskmistatud massikao protsendid asuvad siiski sirgel, mis lubab oletada lineaarset seost (joonis 35).



Joonis 35. Varise massikao keskmine % olenevalt katse pikkusest.

Summeeritud massikao protsent 3.aasta jooksul on toodud joonisel 36. Võttes arvesse katse algusaastat, oli massikao % suurim 1996 a. maha pandud katses (98%) ja väikseim 64% 2001.a. maha pandud katses. Andmerea pikenedisel on võimalik uurida lagunemise seoseid ilmastikutingimustega täpsemalt.



Joonis 36. Okkavarise kaalukao protsent kolmeaastasel katseperioodil.

2.3. Tüve epifüüdid

Eva Nilson

Puude okstel ja tüvel kasvavaid (epifüütseid) samblikke loetakse headeks õhusaaste indikaatoriteks, sest peamise osa elutegevuseks vajalikust veest ja mineraalainetest saavad nad õhust. Sealjuures kasvavad samblikud väga aeglaselt ja on seega oma pikaealisuse poolest sobilikud seire objektiks. Samblike tundlikkus sõltub ka kasvuvormist, üldiselt peetakse vähemtundlikuks kooriksamblikke, järgnevad lehtsamblikud ning kõige tundlikumad on põõsassamblikud (näit., habe- ja narmassamblikud). Samblike käitumine saastatud alal sõltub nii õhus leiduvatest saasteainetest kui samblike substraadi (antud juhul puukoore) omadustest. Puukoores absorbeerunud saasteaineid pärinevad õhust ja sademetest, seega on õhusaaste seisundit võimalik hinnata koore omaduste alusel (vt. järgmine peatükk).

Samblike seost puukoore omadustega on varem mandri eestis uurinud E. Nilson (Martin ja Nilson, 1982; Nilson, 1995), leides et foonialadel võib puukoore pH olla 3.6–4.2 või isegi madalam aluselise saaste puudumise tõttu. Kõrge elektrijuhtivus koos madala pH-ga viitavad aga happelise saaste suurele osakaalule (tabel 17).

Tabel 17. Männikoore pH ja elektrijuhtivus ning mõned epifüütsete samblike kooslust iseloomustavad näitajad Vilsandil ja Lahemaa rahvuspargis (min-max/keskmine) (Ratas ja Nilson, 1997)

Taimkatte tüüp	n	Männikoor		Epifüütsete samblikud			Vetikad	
		pH	El. juhtivus μS/cm	Katvus %	Liikide arv	<i>Bryoria</i> spp.	<i>Usnea</i> spp.	Katvus %
Vilsandi, männik	22	<u>3.4-3.9</u> 3.59	<u>36-53</u> 43.2	<u>10-40</u> 27.9	<u>4-7</u> 5.6	+	+	0
Vilsandi, alvar	8	<u>3.7-4.0</u> 3.9	<u>27-54</u> 45.1	<u>1-30</u> 19.6	<u>0-9</u> 5.2	-	-	<u>0-70</u> 28.1
Lahemaa, männik	10	<u>3.6-4.2</u> 3.77	<u>18-43</u> 31.4	<u>20-50</u> 32.5	<u>6-11</u> 8.6	+	+	0

Võttes seire aluseks kompleksseire käsiraamatu on lihhenoidikatsiooni eesmärgiks peamiselt happelise depositsiooni mõju uurimine. Võra- ja tüvevee keemilisest koostisest ja aset leidnud muutustest oli juttu eespool.



Joonis 37. Hallsambliku (vasakul) ja kooriksamblike (paremal) katvuse mõõtmine

Samblike katvuse määramiseks Vilsandil kasutati joonmeetodit vastavalt seire käsiraamatule (*Manual...*, 1998). Kõigil seireaastatel mõõdeti samblike katvus mõõdulindiga ja arvutati vastav katvuse % puu übermõõdust seitsmel statsionaarsel proovipuul (männid) neljal kõrgustasemel (60, 90, 120 ja 150 cm arvestades maapinnast).

Vilsandi kompleksseire intensiivalal on kokku kõigi aastate jooksul registreeritud 27 epifüütse ja 7 maapinnasambliku liigi esinemine (kogunud E. Nilson; määranud E. Nilson, P. Lõhmus (*Calicium*, *Chaenotheca*), A. Pärn (*Bryoria*), T. Randlane (*Usnea*), L. Saag (*Lepraria*); (nomenklatuur Randlane ja Saag, 1999). Kõik epifüüdid on tavalised okaspuudel esinevad liigid (tabel), leitud mändidel ja kadakatel. Intensiivala lehtpõõsastel on samblike väga vähe. Maapinnasamblikud esinevad ainult looniidul ning on samuti laialt levinud ja tavalised liigid (*Cetraria islandica* (L.) Ach.; *Cladina arbuscula* (Wallr.) Hale & W. L. Culb.; *C. rangiferina* (L.) Nyl.; *Cladonia pyxidata* (L.) Hoffm.; *C. rangiformis* Hoffm.; *C. symphycarpa* (Flörke) Fr.; *Peltigera rufescens* (Weiss) Humb.).

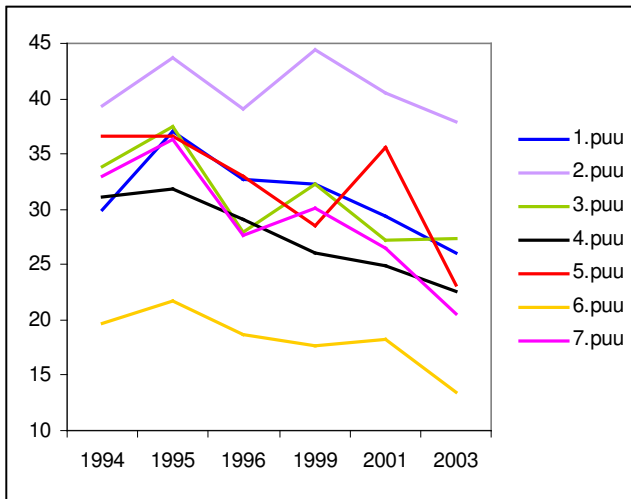
Enne kompleksseire programmi alustamist, 1991. a. registreeriti kõigi samblikuliikide esinemissagedus taimkatte seireruudu I rinde mändidel (tabel 18). Nende andmete järgi on võimalik arvutada seire intensiivala epifüütsete samblike summaarne tundlikkuse indeks (*Manual...*, 1998). Tundlikkuse indeksi arvutamiseks kasutati Rootsi metsasamblike tundlikkuse skaalat (Hultengren et al., 1993), kuna see on koostatud looduslike koosluste jaoks, Eesti samblike tundlikkuse skaala (Trass, 1968a, b; Tpac, 1985) aga rohkem kultuurmaastikke arvestades. Vilsandi kompleksseire intensiivala samblike summaarseks tundlikkuse indeksiks saadi 2,83. Indeksi väärtuse varieeruvuspiire 1-9 arvestades tuleb nentida, et seire intensiivala samblikupopulatsioon on suhteliselt kõrge saastetaluvusega, kuigi sisaldab ka saastetundlikke habe- ja narmassamblike liike.

Tabel 18. Vilsandi kompleksseireala intensiivala epifüütsete samblike kumulatiivne nimestik (1994-2003), saastetundlikkus (Hultengren et al., 1993) ja sagedus taimkatte seireruudul (1991). Tärniga märgitud liigid esinesid statsionaarsetel proovipuudel.

Liik	Tund- likkus	Sage- dus 91	Suhtel. sagedus	Tundl. indeks
<i>Bryoria capillaris</i> (Ach.) Brodo & D. Hawksw. *	6?	-		
<i>Bryoria fuscescens</i> (Gyeln.) Brodo & D. Hawksw. *	6	44	0,0779	0,476
<i>Buellia schaereri</i> De Not. *		2		
<i>Calicium parvum</i> Tibell		8		
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Turner ex Ach.) Th. Fr. *	3	19	0,0366	0,101
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner & Borrer) Mig. *	3?	32	0,0566	0,170
<i>Cladonia cenotea</i> (Ach.) Schaer.		3		
<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm. *		85		
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach. *	5	8	0,0141	0,071
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) M. Choisy *	2	44	0,0779	0,156
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. *	2	118	0,2088	0,417
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav. *	5	-		
<i>Imshaugia aleurites</i> (Ach.) S. L. F. Meyer	7	3	0,0053	0,037
<i>Lecanora expallens</i> Ach. *	2	11	0,0195	0,039
<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.		2		
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach. *	1	118	0,2088	0,209
<i>Melanelia glabratula</i> (Lam.) Essl.	4	-		
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor *	3	24	0,0425	0,127
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl. *	2	45	0,0796	0,159
<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.	4	-		
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W. L. Culb. & C. F. Culb. *	4	1	0,0017	0,007
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf *	4	39	0,0690	0,276
<i>Scoliosporum chlorococcum</i> (Stenh.) Vězda	1	1	0,0017	0,002
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i> (Willd.) Hale	4	6	0,0106	0,042
<i>Usnea hirta</i> (L.) F. H. Wigg.	5	-		
<i>Usnea subfloridana</i> Stirt. *	6	52	0,0920	0,552
<i>Vulpicida pinastri</i> (Scop.) J.-E. Mattsson & M. J. Lai	4	-		
Summaarne tundlikkuse indeks				2,832

Kokku on Vilsandi seireala proovipuudel registreeritud 17 liigi suursamblike esinemine (tabel). Samblikukoosluste dominantliik on **harilik hallsamblik** (*Hypogymnia physodes*). Talluste keskmine katvus (33%) on 7 proovipuu ja 6 vaatlusaasta põhjal kõige suurem 60 cm kõrgusel. Kõrgeimal (150 cm tasemel) on hallsambliku keskmine katvus 28%. Eri aastate mõõtmistulemuste võrdlus (joonis 38) näitab hallsambliku keskmise katvuse vähenemistendentsi 6 proovipuul seitsmest (erandiks on puu nr 2). Arvestades proovipuude esialgset juhuslikku valikut, lubab 5 puu sarnane keskmine mõõtmistulemus vaatlusaastate jooksul lugeda tulemuse usaldusväärseks hoolimata meetodikast tuleneda võivatest ebatäpsusest. Detailsed mõõtmistulemuste graafikud kõigi proovipuude eri mõõtmiskõrgustega on esitatud lisas.

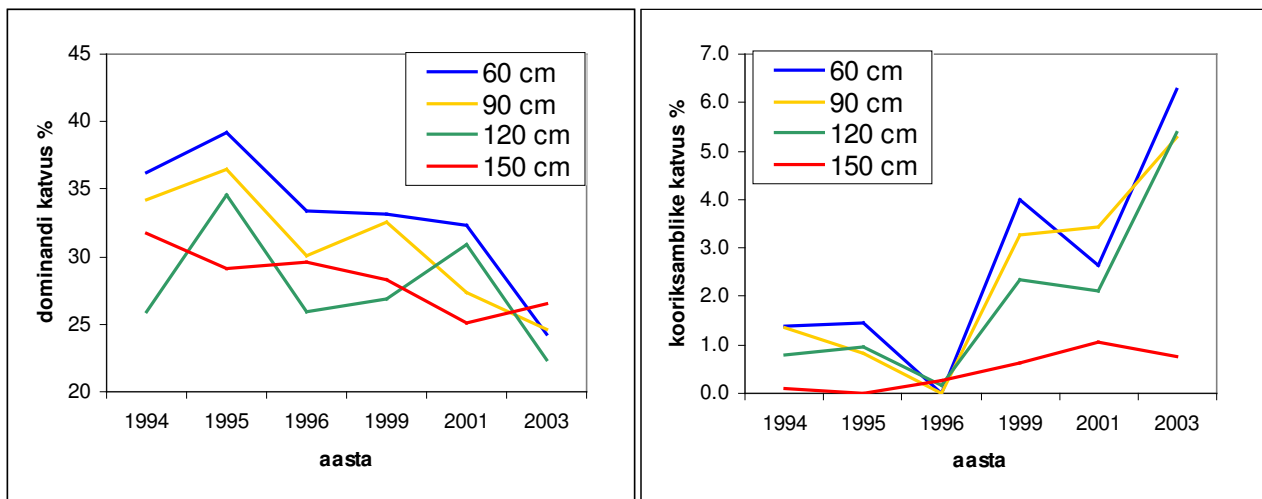
Lisaks suursamblikele on männi tüvedel laialt levinud erinevad kooriksamblikud (joonis 37). Neid on raskem märgata just kasvuvormi tõttu: koorikud, kirmed või pulbrilised laigud on koorest raskesti eristatavad. Esiteks, nad on enamasti küllalt väikesed (kooriksamblike uurimisel on luup möödapääsmatu abivahend) ning teiseks, kooriksamblike liike ei saa alati määrata silmaga nähtavate tunnuste järgi, selleks kasutatakse mikroskoopilisi või keemilised tunnused.



Joonis 38. Hariliku hallsambliku keskmine katvus (arvutatud nelja mõõtmiskõrguse põhjal) nummerdatud proovipuudel Vilsandil.

Vaatlusaastate jooksul on samblike katvuse muutusi tõlgendatud erinevalt. Suhteliselt väike kõikumine kuni 1999.aastani (joonis 38) mahub meetodi vea piiridesse, kuid 2003.a. mõõtmistulemuste lisandumine viitab hallsambliku katvuse vähenemise tendentsile. Samas on aset leidnud kooriksamblike katvuse oluline suurenemine (joonis 39).

Mõõtmisviga samblike katvuse määramisel võib tuleneda valgustatusest (vaatlejapoolne viga), õhuniiskusest (samblikud imavad niiskust kogu tallusega ning nende mõõtmed muutuvad) eri mõõtmiskordadel ning männi korba ebastabiilsusest. Kui korbaliistakud koos suuremõõtmeliste samblikutallustega irduvad, muutub katvus oluliselt. Irdumist võivad põhjustada ilmastikutingimused (vahelduv külm ja sula, tugev tuul) lähedalasuvate põõsaste okste liikumine, metssead jne. Kindlama aluse samblike sidumiseks õhusaastega annaks mõne saastekomponendi (nt väävl, pH, nitraadi) analüüs männi korbast nagu seda on tehtud E. Nilsoni (1995) poolt Kunda, Kehra ja Kohtla-Järve piirkonnas. Praegu on samblike katvuses aset leidnud muutusi raske põhjendada keskkonnatingimustega (õhu ja sademete koostis).



Joonis 39. Tüveepifüütide keskmine katvus Vilsandi männitüve eri kõrgustel joonmeetodil. Dominantliigiks on hallsamblik, ülejäänud lihhenofloora moodustavad kooriksamblikud .

Tabel 19. Tüve epifüüdid 2003.aastal.

Samblikuliik	Katvus, %				
	60 cm	90 cm	120 cm	150 cm	Tasemete keskmine
EP 1					
<i>Hypogymnia physodes</i>	24.94	34.53	23.15	21.7	26.1
kooriksamblikud	6.06	1.05	2.47	1.59	2.8
ÜK	31	35.58	25.62	23.29	28.9
EP 2					
<i>Hypogymnia physodes</i>	32.7	23.54	48.78	46.86	37.97
kooriksamblikud	10	20.52	15.89	0	11.6
ÜK	42.7	44.06	64.67	46.86	49.57
EP 3					
<i>Hypogymnia physodes</i>	18.81	26.74	29.18	34.44	27.29
kooriksamblikud	4.75	1.5	4.59	1	2.96
ÜK	23.56	28.24	33.77	35.44	30.25
EP 4					
<i>Hypogymnia physodes</i>	32.58	23.52	14.75	19.37	22.55
kooriksamblikud	4.52	4.12	6.77	2.41	4.46
ÜK	37.1	27.64	21.52	21.78	27.01
EP 5					
<i>Hypogymnia physodes</i>	19.63	24.36	16.6	32.09	23.17
kooriksamblikud	5.67	3.37	1.65	0	2.67
ÜK	25.3	27.73	18.25	32.09	25.84
EP 6					
<i>Hypogymnia physodes</i>	18.92	16.26	4.84	13.89	13.48
kooriksamblikud	8.43	1.11	2.42	0	2.99
ÜK	27.35	17.37	7.26	13.89	16.47
EP 7					
<i>Hypogymnia physodes</i>	22.02	23.52	19.6	17.03	20.54
kooriksamblikud	4.4	5.41	4	0.27	3.52
ÜK	26.42	28.93	23.6	17.3	24.06
7 puu keskmine					
<i>Hypogymnia physodes</i>	24.2	24.6	22.4	26.5	24.4
kooriksamblikud	6.3	5.3	5.4	0.75	4.4
ÜK	30.5	29.9	27.8	27.2	28.9

2.4. Hariliku männi (*Pinus sylvestris*) ja kuuse (*Picea abies*) raskmetallide sisaldus Vilsandi ja Saarejärve seirealadel puidu ja koore analüüside põhjal. Koostanud Priit Kask

Eesti Põllumajandustilikool

Sissejuhatus

Koore analüüs. Esimene katse kasutada õhusaaste seire eesmärgil puu koort tehti 1969 aastal Rootsisis. Alguses kasutati indikaatiivsete parameetritena pH ja väävlisisalduse määramist. Uuringud näitasid, et lehtpuude koor on tundlikum ja bioindikatsiooniks sobilikum, kuid Härtel ja Grill (1972) leidsid märkimisväärse korrelatsiooni ka okaspuude koore ja okaste ning õhu väävlisisalduse vahel (Walkenhorst, 1993).

Raskmetallid võivad keskkonnas ladestuda pika aja jooksul ja olla ohtlikud ka väikeste koguste korral. Plii, kaadmiumi, vase ja tsingi sisaldusi on uurinud paljud teadlased. Pb kasutatakse peamiselt auto heitgaaside indikaatorina, teisi raskmetalle (Cd, Cu, Zn) üldise antropogeense saaste indikaatoritena. Paljud autorid (Fergusson, Ward jt.) on uurinud just autoteede ääres kasvavate puude koore Pb sisaldust (Walkenhorst, 1993). Ward (1974) leidis Uus-Meremaal, Baes ja Ragsdale (1981) Ameerikas ja Laaksovirta jt. (1976) Soomes, et maantee lähedastel puudel on suuremad Pb kontsentratsioonid kui kaugemal, samuti olid puude maanteepoolsel küljel Pb kontsentratsioonid koore suuremad (Walkenhorst jt., 1993). Põhja-Rootsis on leitud (Symenoides, 1979), suuremad Pb, Cd, Zn ja Cu kontsentratsioonid tehase läheduses kasvavate mändide koore võrreldes saastumata aladega, kusjuures erinevused olid suurimad Pb puhul. Saksamaal (Trüby ja Zöttl, 1990) ning Inglismaal (Barnes, 1976) leiti kuuse koore kõrgeenenud Pb, Cd kontsentratsioonid tööstusaladel, samas Zn sisaldus seal ei erinenud (Walkenhorst, 1993). Trüby (1988) tegi kindlaks, et juurte kaudu satub koore ainult väga väike kogus Pb ning assimilatsiooniorganite kaudu ei satu üldse. Kogu ladestunud Pb on pärit koore kontaktist atmosfäärse saastega ning seega on koore analüüs biomonitoringus oluline. Õhu koostises olevad osakesed ladestuvad koore pinnal kogustes, mis on seotud ajaga. Nii on näiteks vanematel tüvedel ning okstel leitud rohkem Pb kui noorematel (Walkenhorst, 1993). Samuti võivad erineda koore kihid sisaldada erineval hulgal (isegi kuni 20 korda) raskemetalle.

Vähe on teada elementide horisontaalsest liikumisest puidu koorest säsi suunas. Lepp ja Dollard (1974) tõestasid laboratoorses katses Pb mitteainevahetusliku liikumise tüves. Walkenhorst jt., (1993) ja Zöttl (1985) leidsid, et raskmetallide uurimise suurimaks takistuseks on tüvevool, eriti siledatüveliste lehtpuude puhul (Walkenhorst jt., 1993). Kuna raskmetallide sisaldus võib varieeruda olenevalt proovi võtmise kõrgusest, on enamasti uuringutes puu koor kogutud 1,2 – 1,6 m kõrguselt.

Puidu analüüs. Meetodit, mis uurib aastarõngastes ladestunud keemilisi aineid, nimetatakse dendrokeemiliseks analüüsiks. Meetod tugineb eeldusele, et vastava aastarõnga puidu keemiline koostis on seotud kasvuaasta keskkonna seisundiga. Esimene katse määrata saastumist Pb ja Cd sisalduse järgi tehti 60-ndatel (Schroederi ja Balassa, 1961). Kuid Holzman (1970) tõestas, et Pb puidus radiaalsuunas ei liigu (Hagemayer, 1993). Siiski peavad paljud autorid dendroanalüüsi perspektiivseks biomonitoringu seisukohalt (Lepp, Baes, Ragsdale, Robitaille, Ilge, Nebe, Hall, Bondietti (Hagemayer, 1993), Guyette (1991), Loranger (1992), Baes ja McLaughlen (1984), Legge (1988), Ogner ja Bjor (1988)).

On ka autoreid, kes kahtlevad selles meetodis, tuues välja muid asjaolusid, millest raskmetallide ladestumine ja liikumine sõltub (Ault, Dollard, Legge, Bauch, McLenahen, Zayed jt. (Hagemeyer, 1993). Põhiliseks takistuseks meetodi kasutamisel on ebaselgus elementide radiaalsuunalises liikumises puidus.

Positiivse tulemuse said aga Wickern ja Breckle Saksamaal 1983. aastal, tõestades, et perioodil 1995–1972 on Pb kontsentratsioon tõusnud kiirtee äärsetes tammemetsades. Pärast seda vähendas Saksamaa valitsus seadusega lubatud Pb sisaldust autokütustes (Hagemeyer, 1993)

Symenoides (1979) on järeldanud, et männi jaoks on dendroanalüüs sobilik Pb ja Cu hindamiseks, kuid Zn ja Cd on puidus radiaalsuunas liikuvad.

Eestis on keemiliste elementide sisaldust võrdlevalt Häädemeestel ja Narva-Jõesuu männipuidus uurinud H. Pärn (2000).

Käesoleva töö eesmärgiks oli saada Eesti kohta foonilised raskmetallide kontsentratsioonid puude koores ja puidus ning analüüsida raskmetallide ajalist ladestumist puidus. Kogutud andmete põhjal püütakse hinnata Eesti okaspuistute raskmetallide sisalduse kasutamist bioindikatsioonis.

Metoodika

Raskmetallide foonilise sisalduse hindamiseks võeti 2003. aasta suvel Vilsandi ja Saarejärve kompleksseire aladelt juurdekasvu puuriga (Suunto ja Haglöf; 4 mm läbimõõduga) 1,3 m kõrguselt puursüdamikud. Vilsandil puuriti 25 mändi, Saarejärvelt 24 mändi ja 24 kuuske, proovid paigutati kilehoidjatesse. Saarejärve puiduproovid fraktsioneeriti 10-aastasteks sektsioonideks ja Vilsandi proovid 5-aastasteks sektsioonideks. Olenevalt puude vanusest saadi Vilsandi männi-, Saarejärve männi- ja kuuse puursüdamike fraktsioneerimisel Vilsandil 100-aastane aegrida ja Saarejärvel vastavalt 130- ning 100-aastane aegrida männi ja kuuse jaoks. Igalt puursüdamikult eraldati analüüsiks koor. Kokku saadi 44 proovi, mis analüüsiti Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboris. Analüüsimeetodika järgis kompleksseire käsiraamatus soovitatud meetodeid, mida kasutatakse ka okaste ja varise keemia allprogrammides.

Laboratooriumis mineraliseeriti 0.5-0.9 g (105 kraadi juures kuivatatud) puitu kontsentreeritud HNO₃ mikrolaineahjus täieliku lahustumiseni (*General Guidelines... 1991*). Lahus filtreeriti ja viidi veega 25 ml-ni. Cd ja Pb määrati AAS grafiidi meetodil (NS 4781) ja Cd, Zn AAS leegi meetodil (NS 4770)

2003. a. kogutud proove võrreldi 1995.a. Saarejärvel kogutud proovidega (Frey jt., 1997), mis analüüsiti Tartu Keskkonnauuringute laboratooriumis.

Tulemused ja arutelu

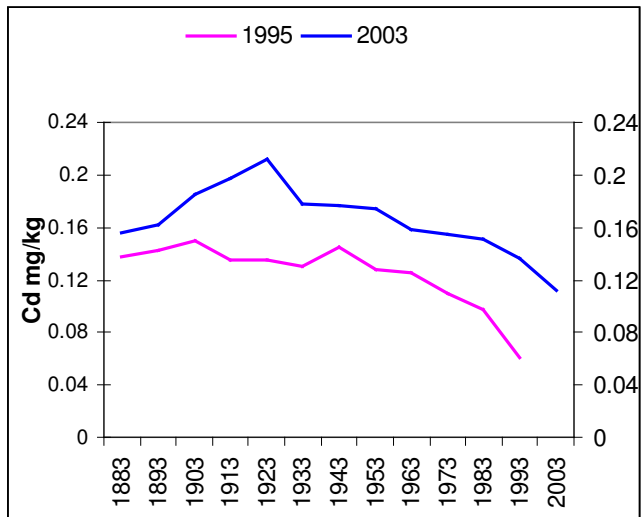
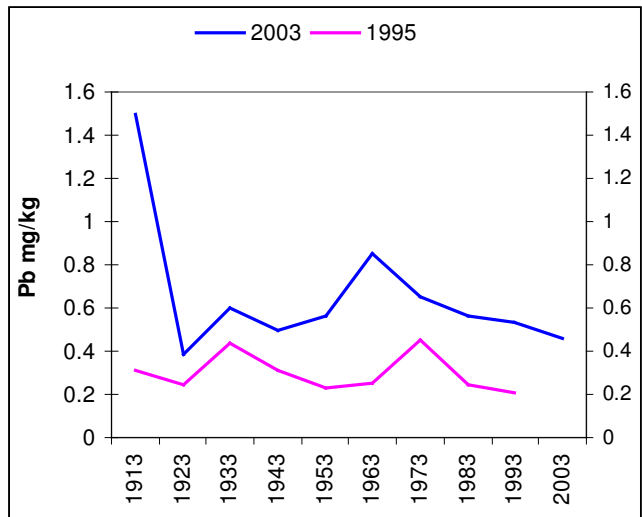
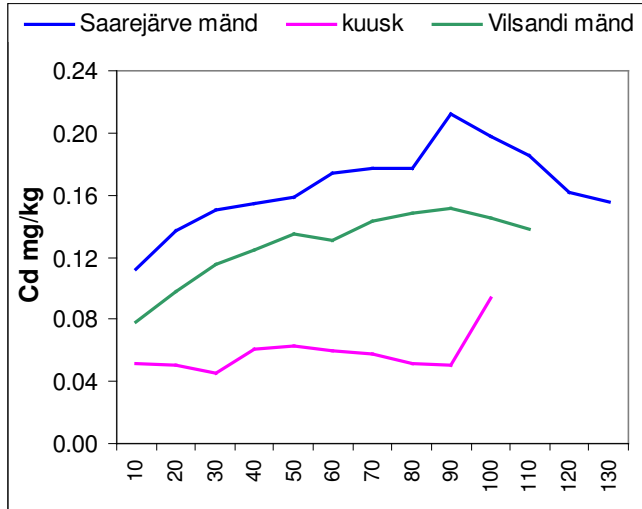
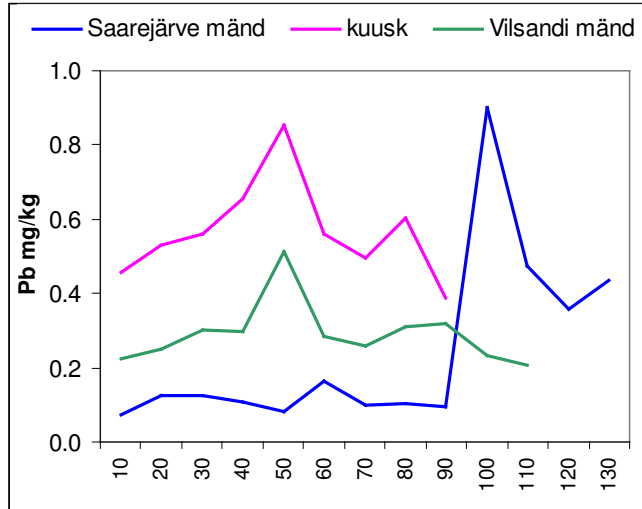
Koorefraktsiooni raskmetallide sisaldused on esitatud tabelis 12. Vilsandi mändide koor ja Saarejärve kuuskede koor sisaldavad enam pliid ja tsinki ning vähem kaadmiumi ja vaske võrreldes Saarejärve männi koorega, millest võiks järeldada, et liikidevahelised erinevused võivad ületada kasvukohtade erinevusi. Saarejärve 1995 ja 2003 aasta koore analüüsis ei saa välja tuua kindlasuunalist raskmetallide trendi. Cu, Pb ja Zn sisaldus oli 2003.a. männikooses suurem, Cd kontsentratsioon väiksem võrreldes 1995.aastaga. Kuusekoore kaadmiumi ja pliisisaldus oli 2003.a. suurem, tsingisisaldus oli ligikaudu sama ja Cd kontsentratsioon oli madalam. Seega mõlema puuliigi puhul olid sarnaselt muutunud Cd ja Cu sisaldus kooses, kuid erinevalt plii.

Tabel 20. Raskmetallide sisaldused (mg/kg) koorefraktsioonis 1995 ja 2003 aastal

Koor	Cd (mg/kg)		Cu (mg/kg)		Pb (mg/kg)		Zn (mg/kg)	
	2003	1995	2003	1995	2003	1995	2003	1995
Vilsandi Mänd	0.425		3.385		0.24		32.2	
Saarejärve Mänd	0.525	0.293	4.583	6.43	0.19	0.40	24.2	32.8
Saarejärve Kuusk	0.424	0.253	3.946	8.0	0.97	0.51	150	158

Koore ja puidu raskmetallide sisalduse võrdlus näitab, et kooses on kontsentratsioonid palju kõrgemad (tabel 12, 13). Puidu raskmetallide sisaldus varieerub rohkem Vilsandil 5-aastase sammuga võetud proovides (tabel 13), 10-aastastele perioodidele keskmistamine võimaldab kujutada analüüsitulemusi samal graafikul (joonis 23).

Pliid peetakse taimedes väheliikuvaks elemendiks, tema sisaldus uuritud puiduproovides erineb ühtlasest jaotusest. Pliisisaldus on ajas hästi korreleeritud nii Saarejärve kuusiku ja männiku kui



Joonis 40. Puidu plii ja kaadmiumi sisaldus. Ülemisel joonisel: 2003.a. analüüsitud proovid Saarejärve kuusikust, männikust ja Vilsandi männikust.

Alumisel joonisel: 1995. ja 2003.a. analüüsitud Saarejärve kuuse (vasakul) ja männi (paremal) puiduproovide aegridade võrdlus.

Vilsandi männiku võrdlemisel. Võrreldes pliiga on kaadmiumi puhul näha kontsentratsiooni kasvutrend puude vananemisel. Tsingisisalduse vähenemist on näidanud ka H. Pärn (2003). Võrreldes 1995 ja 2003.a. analüüsitud proove selgub, et nii Pb, Cd kui Zn sisalduse varieeruvus langeb küllalt hästi kokku, erinevus on vaid mõõdetud kontsentratsioonides. Erandi moodustab kuusepuidu vasesisaldus, mis on erisuunalise trendiga. Samade puidukihtide analüüs erinevatel aastatel (1995 ja 2003) viitab tõenäoliselt ainete liikumisele aastaringide vahel.

Cu, Pb, Zn sisalduse järsk tõus Vilsandil perioodil 1954 – 1963 võib tuleneda sellest, et selles piirkonnas asub malts- ja lülipuidu vaheline piir. Mitmete uurijate arvates võivad lüli- ja maltspuidu piiril -intensiivse ainevahetuse piirkonnas- esineda elementide sisalduste maksimumid või järsud muutused. Järsk tõus võib olla seotud ka mõne antropogeense keskkonnamuutusega, mille selgitamiseks oleks hankida vanemaid seireandmeid naabermaadest.

Tabel 21. Raskmetallide sisaldused (mg/kg) Vilsandi männipuidus, Saarejärve männi- ja kuusepuidus erivanuselistes fraktsioonides.

Koht	Vanus	Cd(mg/kg)	Cu(mg/kg)	Pb(mg/kg)	Zn(mg/kg)
Saarejärve mänd	10	0.112	1.367	0.071	6.83
Saarejärve mänd	20	0.137	1.375	0.125	7.50
Saarejärve mänd	40	0.151	1.486	0.123	7.79
Saarejärve mänd	50	0.155	1.162	0.107	7.18
Saarejärve mänd	60	0.159	0.700	0.080	7.87
Saarejärve mänd	70	0.174	1.700	0.162	7.67
Saarejärve mänd	80	0.177	0.888	0.098	8.06
Saarejärve mänd	90	0.178	1.215	0.105	8.51
Saarejärve mänd	100	0.212	0.967	0.095	10.2
Saarejärve mänd	110	0.198	1.471	0.902	27.1
Saarejärve mänd	120	0.185	1.807	0.473	19.1
Saarejärve mänd	130	0.162	1.071	0.358	16.6
Saarejärve mänd	140	0.156	1.209	0.437	20.3
Saarejärve kuusk	10	0.051	1.526	0.456	10.7
Saarejärve kuusk	20	0.050	1.730	0.531	11.3
Saarejärve kuusk	30	0.045	2.313	0.562	10.2
Saarejärve kuusk	40	0.061	1.358	0.654	12.9
Saarejärve kuusk	50	0.063	1.316	0.855	10.6
Saarejärve kuusk	60	0.060	1.429	0.560	11.4
Saarejärve kuusk	70	0.057	1.190	0.498	10.5
Saarejärve kuusk	80	0.052	1.104	0.603	13.1
Saarejärve kuusk	90	0.050	1.101	0.388	11.5
Saarejärve kuusk	100	0.094	1.218	1.493	26.4
Vilsandi mänd	5	0.076	2.230	0.255	10.9
Vilsandi mänd	10	0.081	1.555	0.194	9.27
Vilsandi mänd	15	0.093	1.234	0.259	9.22
Vilsandi mänd	20	0.103	1.333	0.243	9.80
Vilsandi mänd	25	0.118	1.250	0.336	13.8
Vilsandi mänd	30	0.112	1.233	0.271	12.7
Vilsandi mänd	35	0.116	1.216	0.315	13.1
Vilsandi mänd	40	0.132	1.453	0.280	13.0
Vilsandi mänd	45	0.131	2.095	0.308	14.8
Vilsandi mänd	50	0.138	1.234	0.718	24.3
Vilsandi mänd	55	0.126	1.039	0.267	11.1
Vilsandi mänd	60	0.135	1.284	0.302	11.5
Vilsandi mänd	65	0.151	1.333	0.290	12.7
Vilsandi mänd	70	0.136	1.184	0.230	11.5
Vilsandi mänd	75	0.161	1.392	0.390	19.1
Vilsandi mänd	80	0.143	1.364	0.252	17.0
Vilsandi mänd	85	0.148	1.118	0.215	13.1
Vilsandi mänd	90	0.128	0.855	0.201	11.7

Kokkuvõte

Koore bioindikatsioonis kasutamise üldised eelised:

1. Pikaajaline monitooringuvõimalus: koore pidev ekspositsioon atmosfäärsele saastele ning ajalise ja ruumilise varieeruvuse seire võimalus.
2. Seire ei sõltu aastaegadest
3. Ei riku kasvavat puud
4. Korduvanalüüsi võimalus

Suurimaks probleemiks järelduste tegemisel on saaste ja toitainete liikumine radiaalsuunas nii koorest puitu, kui ka vastupidi.

Üldiselt on teada toitainete ainevahetuslik liikumine puutüves, kuid toksiliste raskmetallide käitumine on sellest erinev. Tõusev vool juurtest mööda tüve võib läbida mitme aasta kasvukihte ksüleemis ning seetõttu võivad antud aasta keskkonnatingimused mõjutada ka mitut aastarõngast. Seetõttu kasutati käesolevas töös 5 ja 10 aastasi kasvuvahemikke, mis võivad iseloomustada pikemaajalisi suundumusi, kuid ei sobi kirjeldama keskkonna muutusi suhteliselt lühikesel kompleksseire ajavahemikul 1995-2003.

Fooniuuringutega Vilsandi ja Saarejärve kompleksseirealadel on loodud head eeldused edasisteks uuringuteks ning analüüsideks enam saastunud aladel (linna puud, tööstusmaastik, autoteede ümbrus) kasvavate puude raskmetallide sisalduse hindamiseks.

Kirjandus

Baes, C.F., McLaughlen S.B. 1984. Trace elements in tree rings. Evidence of recent and historical air pollution. *Science*, 224, 4648, 494 – 497.

Frey, T., Kask, P., Frey, J. 1997. Raskmetallide sisaldusest okaspuudes. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Ajalised muutused Eesti eluslooduses ja keskkonnas. Toim. T. Frey, Tartu, lk. 30-36

Guyette, R.P., Cutter, B.E., Henderson, G.S. 1991. Long – Term Correlations between Mining Activity and Levels of Lead and Cadmium in Tree-Rings of Eastern Red Cedar. *J. Environ. Qual.* 20:146-150

Hagemeyer, J. 1993. Monitoring Trace Metal Pollution with Tree rings: A Critical Reassessment. In B. Markert (ed.), *Plants as Biomonitors*, VCH Verlagsgesellschaft, Germany, pp. 541 – 563.

Ogner, G., Bjor, K. 1988. Concentrations of elements in annual rings of Norway spruce and Scots Pine from arendal, in southern Norway. *Communications of the Norwegian Forest Research Institute*, 40.10, 1 – 8.

Symenoides, C. 1979. Tree-ring analysis for tracing the history of pollution: Application to a study in Northern Sweden. *J. Environ. Qual.* 8:482-486.

Zayed, J., Loranger, S. 1992. Variations of trace element concentrations in red spruce tree rings. *Water, Air and Soil Pollution* 65, 281 – 291.

Walkenhorst, A., Hagemeyer, J., Breckle, S.W. 1993. Passive Monitoring of Airborne Pollutants, Particularly Trace metals with Tree Bark. In B. Markert (ed.), *Plants as Biomonitors*, Verlagsgesellschaft, Germany, pp 523–540

Watmough, S.A., Hutchinson, T.C. 2003. A comparison of temporal patterns in trace metal concentration in tree rings of four common European tree species adjacent to a Cu-Cd refinery. *Water, Air and Soil Pollution*. 146: 225 – 241.

Kokkuvõte

Rahvusvaheline integreeritud monitooring ehk kompleksseire võimaldab ühtse metoodika abil uurida erinevate keerukate ökosüsteemide reaktsiooni samadele keskkonnamuutustele geograafiliselt laial alal. Õhusaastet peetakse oluliseks ökosüsteemi stressifaktoriks, selle mõju võib varieeruda olenevalt kooslusest, kasvukoha mullatingimustest ja geograafilisest asendist. Seega on õhusaaste mõju kompleksne, seda on raske mõõta ja eristada teistest faktoritest.

Seire tulemused näitavad, et sademete keemiline koostis muutub võraga kokku puutudes oluliselt, seda ka otsestest saasteallikatest kaugel asuval Vilsandil. Peamiste toiteelementide kontsentratsioon männikut läbivates sadevetes suurenes järjestuses sademed<võravesi<mullavesi (v.a. lämmastik). Toiteelementide liikumisel koosluse sees on oluline osa varisega taasringlusesse minevatel kogustel. Võrreldes atmosfäärse depositsiooniga on varise N, P, K, Ca ja Mg voog suurem.

Käesolev aasta erines eelnenutest keskmisest väiksema sademete hulgaga (411 mm). Sellega kaasnes peamiste saastelementide aasta keskmiste kontsentratsioonide tõus nt. $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{SO}_4\text{-S}$, Cl, Ca. Avamaa sademetes aset leidnud trendid peegeldusid ka võra-, tüve- ja mullavees.

Sademetevaene aasta kajastus ka männiokaste suuruses (väikseim 100 okka mass vaatlusperioodil) ja lagunemisproovide väiksemas massikaos.

Aset leidnud saasteainete kontsentratsioonide vähenemine ei ole kaasa toonud tüveepifüütide katvuse suurenemist. Vaatlusaastate jooksul on samblike katvuse muutusi tõlgendatud erinevalt. Suhteliselt väike kõikumine kuni 1999.aastani mahub meetodi vea piiridesse, kuid 2003.a. mõõtmistulemuste lisandumine viitab hallsamblike katvuse vähenemise tendentsile. Üldkatvuse vähenemist pole mõjutanud ka kooriksamblike katvuse suurenemine. Samblike katvuse mõõtmised viiakse uuesti läbi 2004.a. ja võimalusel võetakse paraleelselt kasutusele veel üks hindamismeetod. Sobilik oleks püsiruutude pildistamine (nt puude NW küljel) ja katvuste mõõtmine digitaalpiltidelt. See hoiaks ära talluste kahjustamise möödulindiga. Milline roll on katvuse muutuste juures eelnenud kahel sademetevaesel aasta (2002.-2003) selgub järgmistel vaatlusaastatel.

Käesoleval aastal alustati Vilsandi (ka Saarejärve) seirealal bioelementide allprogrammi, millega püütakse anda hinnang Eesti okaspuistute raskmetallide sisalduse kasutamiseks bioindikatsioonis (koore ja puidu puude analüüside põhjal). Töö eesmärgiks oli saada Eesti kohta foonilised raskmetallide kontsentratsioonid puude kooses ja puidus ning analüüsida raskmetallide ajalist ladestumist puidus. Suurimaks probleemiks järeltulete tegemisel on saaste ja toitainete liikumine radiaalsuunas nii koorest puitu, kui ka vastupidi. Koore ja puidu raskmetallide sisalduse

võrdlus näitab, et kooses on kontsentratsioonid palju kõrgemad. Analüüsitulemuste põhjal võib väita Cd, Pb, Zn sisalduse suurenemist Saarejärve kuuse ja männipuidu vanemates osades. Vilsandil on märgatav vaid Cd sisalduse kasvutrend. Fooniuuringutega on Vilsandi ja Saarejärve kompleksseirealadel loodud head eeldused edasisteks uuringuteks ning analüüsideks enam saastunud aladel (linnapuud, tööstusmaastik, autoteede ümbrus) kasvavate puude raskmetallide sisalduse hindamiseks.

Kompleksseire arengu seisukohast käsitletakse käesolevas töös seire laiendamise võimalusi. Valida on vähemalt kolme variandi vahel: 1) täiendava seireala rajamine Saaremaale võimalikult Vilsandi lähedale; 2) uue seirejaama rajamine läänest ja edelast tulevate valdavate õhumasside liikumisteele ja arvestades varasemate tedusuuringutega nt Häädemeeeste ümbruses; 3) nn. superseirejaama loomine Lahemaa rahvusparkis koostöös kolme rahvusvahelise seireprogrammiga;

Üldiselt on saasteainete sadenemine Vilsandil madal ja vastab foonijaama staatusele, varasematel aastatel jälgitav saasteainete vähenemistrend sel aastal kinnitust ei leidnud. Võrreldes Põhja- ja Baltmaadega oli Eesti 2000.aastal suurima väävliemissiooniga riik. NO_x emissioonid püsivad samuti kõrgel, seega oleks soovitatav seire jätkamine nendes tingimustes. Nagu näitavad naabermaade uuringud on saasteinete kaugülekande osa kohaliku saastetaseme kujunemisel vähenenud, mille tõttu on esile tõusnud järgmised keskkonnaprobleemid nt kliimamuutused, O₃, CO₂ jt kasvuhoonegaasid.

Kirjandus

- Anttila P., Frolova M., Heidam N., Lövblad G., Sjöberg K., Pajuste K., Schaug J., Sopauskiene D., 2003. The Nordic-Baltic Regional Assessment of the Long-range Transboundary Air Pollution. Ed. N. Heidam. <http://www.emep.int/assessment/>
- Beier C. & Rasmussen L. (eds). 1993. The EXMAN project. Experimental Manipulation of Forest Ecosystems in Europe. Brussels. CEC. 124 pp.
- Frey J. & Frey T. 2000. Saaste- ja toitelementide vood Saarejärve valgala maastikul ja okasmetsas. In: T. Frey (Toim.) Eesti VII Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. Tartu. 26.-27. Aprill 2000.
- Frey J. & Frey T. 1994. Content of main nutrients in Norway spruce needles □üing on the eco-physiological background. – Eesti TA Toimetised. Ökoloogia. 4. 4: 149 – 155.
- Frey T. 1998. Lumikeskkond. Tartu 1998 Lk. 65-72
- Frey, J., Pajuste, K., Frey, T., Nilson, E., Otsa, E. 2002 Kompleksseire. Eesti Keskkonnaseire 2001 Toimetaja A. Roose. lk 143-146
- Frey, J., Pajuste, K., Frey, T., Nilson, E., Otsa, E. 2003. Reports on National ICP IM activities. 5.2. Report on national ICP IM activities in Estonia 1995-2001. In: S. Kleemola, M. Forsius (Eds.) 12th Annual Report 2003, UN ECE ICP Integrated Monitoring. The Finnish Environment 637: 41-46. Finnish Environment Institute. Helsinki, Finland.
- General Guidelines for Microwave Sample Preparation. CEM Corporation. USA, 1991
- Hüttl R. F. 1988. Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. – Water, Air and Soil Pollution. 41: 95 – 111.
- Hüttl R. F. & Wisniewski J. 1986. Fertilization as a tool to mitigate forest decline associated with nutrient deficiencies. – Water, Air and Soil Pollution. 33: 265 – 276.
- ICP IM Programme Centre. 1998. Manual for Integrated Monitoring. Helsinki. Finnish Environment Institute.
- ICP M&M 2003. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical Areas where they are exceeded. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) Berlin, September 1996 (Revision 2003).
- Kurka A.M. 2000. Decomposition of cellulose in soils of natural boreal forests. Academic Dissertation in Microbiology. University of Helsinki. Helsinki 2000.
- Liiv S., Sander E., Eensaar A. 1996. Atmosfäärse raskemetallisaaste hindamine sammalde abil.TBA. Tallinn
- Nilson E. 1995. Relation of the coverage of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* to bark chemistry of Scots Pine. Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol. 3 (3-4), pp. 95-102
- Pajuste K., Kimmel V., Kohv N., Truuts T., 2003. Assessment of the Estonian EMEP data. Assessment of the EMEP measurements and modelling work in Europe from 1977 until today. Web : <http://www.emep.int/assessment/estonia.pdf>
- Ratas U. & Nilson E 1997. Small Islands of Estonia. Landscape ecological studies. Institute of Ecology, Tallinn. 232 pp.
- Starr M., Brakenhielm, S., Forsius, M.2000. Integrated Monitoring in the Baltics. Evaluation of two Nordic projects. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2000.
- Ukonmaanaho L. 2001 Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: a long-term integrated monitoring approach. Academic Dissertation in Systematic Biology. University of Helsinki. Helsinki 2001
- van den Burg J. 1985. Foliar analysis for determination of tree nutrient status – compilation of literature data. – Inst. of Research on Forestry and Landscape “De Dorschkamp”. Int. Rep. 414.
- Voll M. & Roots O. 1999. Soil Water Sample Collector. Environment Monitoring and Assessment 54: 283-287.

Lisa 3. Hariliku sallsambliku katvuse muutus 7 proovipuu 4 mõõtmiskõrgusel

