Eesti keskkonnaseire 2004–2006



Keskkonnainfo

EESTI KESKKONNASEIRE
2004–2006

EESTI KESKKONNASEIRE 2004–2006

Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Tallinn 2008

Toimetaja: Katrin Väljataga

Tänuavaldused:
Suured tänud kõikidele, kes aitasid kaasa käesoleva trükise valmimisele!
Eriti suured tänud keskkonnaseire programmide vastutavatele täitjatele ning läbiviijatele, kes võtsid artiklite autoritena osa trükise materjalide koostamisest:

Endla Asi, Eik Eller, Jane Frey, Toomas Frey, Hilja Iher, Mari Ivask, Andres Jaanus, Rein Järvekülg, Marko Kaasik, Naima Kabral, Jaan Kanger, Külli Kangur, Enn Karro, Liidia Klaus, Rein Kolk, Jonne Kotta, Olga Kovalenko, Miina Krabbi, Juta Kuik, Tiit Kutser, Anneli Kuu, Kairi Käro, Helen Kösta, Monika Lepasson, Siiri Liiv, Georg Martin, Ants Merilo, Liisa Metsamaa, Ingmar Ott, Peeter Pall, Priit Penu, Rein Perens, Urmas Peterson, Arno Põllumäe, Aimar Rakko, Anu Reinart, Liivi Rooma, Ivo Saaremäe, Mart Simm, Indrek Tamm, Tiina Tammets, Toivo Truuts, Lea Tuvikene, Ele Vahtmäe, Tiiu Valdmaa, Sirje Vilbaste, Heino Õunap.

Teemakaartide autor: Silja Moik.

Materjalide koondamisel, tekstide koostamisel ja toimetamisel aitasid kaasa: Katrin Alamets, Kait Antso, Peeter Ennet, Karmen Kaukver, Peeter Marksoo, Asko Põder ja Andre Zahharov.

Fotod: Nikolai Laanetu, Siiri Liiv, Tarmo Niitla, Raimo Pajula, Anneli Palo, Urve Ratas, Elle Roosaluste, Sten Suuroja, Lea Tuvikene

Kaanefoto: Uudo Timm

Kujundus: Iloprint AS

Väljaandja:

Keskkonnainfo

Keskkonnaministeeriumi
Info- ja Tehnokeskus
Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn
Tel: +372 673 7577
Faks: +372 673 7599
info@ic.envir.ee
www.keskkonnainfo.ee

Trükk: Iloprint AS,
Madara 14, 10612 Tallinn,
www.iloprint.ee
Trükitud 100% taastoodetud paberile
Cyclus Offset keskkonnasõbralike värvidega

Autoriõigus: Keskkonnaministeeriumi
Info- ja Tehnokeskus, 2008

Käesoleva väljaande andmete kasutamisel või tsiteerimisel palume viidata allikale.

ISSN 1736-7174 (trükis)
ISSN 1736-4434 (e-trükis)

Sisukord

Sissejuhatus 7
Meteoroloogiline seire 8
- Õhutemperatuur 8
- Sademed 8

Välisõhu kvaliteet linnades ja taustajaamades 10
- Välisõhu seirest 10
- Välisõhu kvaliteet linnades 10
- Välisõhu kvaliteet taustajaamades 13

Sademete keemia 16
- Suundumused saasteainete sadenemisel 16
- Anioonide sisaldus sadevees 17
- Katioonide sisaldus sademetes 18

Raskmetallide sisaldus Eesti sammaldes aastail 1989–2005/2006 20
- Raskmetallide sisalduse määramine sammaldes 20
- Õhu raskmetallisaaste 21
- Seiremetoodika 22
- Raskmetallide sisalduse muutused sammaldes 1989–2005/2006 23
- Kokkuvõte 24

Põhjavee tugivõrgu seire 28
Põhjavee seire nitraaditundlikul alal 30
- Adavere-Põltsamaa piirkond 30
- Pandivere piirkond 31

Põllumajanduslike keskkonnatoetuste mõju seire – teema *VESI* 32
- Taimetoiteelementide kontsentratsioon dreenivees 32
- Toiteelementide kasutuse ning pestitsiidide kasutuskoormuse uuring 33

Makro- ja mikroelementide uuringud põhjavees 2004–2006 34
- Ülevaade uuringu tulemustest 34
- Kokkuvõtteks 36

Keskkonnalubade nõuete järgne põhjaveeseire 37
Kirde-Eesti põhjavee orgaaniliste ühendite seire 2004–2006 38
Jõgede vooluhulgad ja veetasemed 40
Pinnaveekogude seisundi hindamine 43
Jõgede keemiline seisund 44
- Raskmetallid 44
- Fenoolid ja naftasüsivesinikud 44
- Taimekaitsevahendid 45
- Kokkuvõtteks 45

Jõgede ökoloogiline seisund 46
- Jõgede veekvaliteet 46
- Jõgede elustik 48

Peipsi ja Võrtsjärve veetaseme muutused ja jääolud aastatel 2004–2006 51
Peipsi järve hüdrobioloogiline ja hüdrokeemiline seire 55
Narva veehoidla hüdrobioloogiline ja hüdrokeemiline seire 59
- Narva veehoidla seisund 59

Eesti väikejärved 61
- Seisundi pikaajalised muutused 61
- Aastatel 2004–2006 seiratud järvede seisund 63

Võrtsjärve hüdrobioloogiline ja hüdrokeemiline seire 64
Rannikumere veetasemete vaatlused 67
Mererannikute seire 69
Rannikumere seire 72
- Veekeemia 72
- Klorofüll α ja fütoplankton 74

Mesozooplankton ... 75
Põhjaloomastik ... 75
Põhjataimestik ... 76
OHTLIKUD AINED RANNIKUMERES ... 77
Ülevaade ohtlike ainete seirest rannikumeres – metoodika ja eesmärgid ... 77
Raskmetallide sisaldused kalades ... 77
RANNIKUMERE KAUGSEIRE ... 80
Rannikumere jaoks sobivate algoritmide väljatöötamine ... 81
Põhjataimestik ... 82
MAASTIKE KAUGSEIRE ... 85
Lageraiealade ning nendega sarnaste häirituste seire ... 86
Eesti suurjärvede kaldaveetaimestiku ning ujulehtedega taimestiku dünaamika ... 87
METSASEIRE ... 89
Metsaseire metoodikast ... 89
Puude võrade seisund I astme metsaseire vaatluspunktides ... 90
Sademete seire ... 92
Metsade seisundi hinnang ... 94
KOMPLEKSSEIRE 2004–2006 ... 95
Kompleksseirest üldiselt ... 95
Seireprogrammi läbiviimisest ... 95
Saasteainete depositsioonid kooslustesse aastatel 2004–2006 ... 96
Alumiiniumisisalduse tõusutrendid mullavees ja kuuskede kahjustused 2006. aastal Saarejärvel ... 97
Ioonide bilanss Saare järve valgala maastiku näitel ... 98
Raskmetallid koosluste aineringes ... 98
Vilsandi männiku okkavarise raskmetallide sisalduse tõus ... 99
Järeldused kompleksseire tulemustest ... 100
MULLASEIRE ... 101
Mullaviljakuse määramisest ... 101
Mullaseire 2004–2006 tulemused ... 102
MULLASTIKU JA MULLAELUSTIKU UURINGUD PÕLLUMAJANDUSLIKE KESKKONNATOETUSTE MEETME TÕHUSUSE SEIRES ... 104
Mullastiku uuringute eesmärgid ... 104
Mullaviljakuse ja orgaanilise aine uuring ... 104
Mulla toitainete dünaamika 2005. aastal teostatud uuringu kokkuvõte ... 105
Mulla happesuse neutraliseerimise mõju keskkonnale ja mulla viljakusele ... 105
Mullaerosiooni uuring ... 105
Vihmausside arvukus ja liikide mitmekesisus ning mulla mikroobikoosluse biomassi aktiivsuse seire 2004–2006 ... 106
SEISMILINE SEIRE ... 107
Seismiline seire Eestis ... 107
Seismoloogilised parameetrid ... 107
Eestis registreeritud seismilised sündmused aastail 2004–2006 ... 108
IONISEERIVA KIIRGUSE SEIRE 2004–2006 ... 109
Ioniseeriv kiirgus ja selle mõju organismile ... 109
Metoodika ... 109
Seiretulemused ... 111
Kiirgustegevuskohtade lähialad ... 113
SISEÕHU RADOONI UURINGUD ... 114
Uurimisprojekt *Radoon majades* ... 114
Uurimisprojekt *Radoon radooniohtlike alade lasteasutustes* ... 114
ELUSLOODUSE MITMEKESISUSE JA MAASTIKE SEIRE ... 116
Liikide seire ... 116
Ohustatud taimekoosluste (Natura 2000 elupaigatüübid) seire ... 118
Maastikud ... 122
KASUTATUD KIRJANDUS ... 124
TEEMAKAARDID ... 127

Sissejuhatus

2006. aastal ilmunud elektrooniline väljaanne *Eesti Keskkonnaseire 2004–2005* käsitles ülevaatlikult kõikide riikliku keskkonnaseire alam- ja allprogrammide tulemusi ning sisaldas arvukalt viiteid erinevatele Interneti-allikatele, millest huvilistel on võimalik ammutada teemat puudutavat lisainformatsiooni. Uuenduslik oli ka teemakaartide kogu, mida elektrooniline formaat võimaldas hõlpsasti sirvida. Kasutajagruppide hulgas 2006. aastal läbi viidud küsitlus näitas, et just teemakaardid leidsid kõige positiivsemat vastuvõttu. Rahulolematust avaldati aga väljaande sisu suhtes, mida peeti liiga üldiseks. Elektroonilise väljaande ilmumine senisel kujul jätkub ning kasutajate erinevad märkused võetakse arvesse selle kvaliteedi tõstmiseks. Samas tuleb silmas pidada, et igal aastal ilmuv elektrooniline väljaanne on mõeldud laiale lugejaskonnale ehk n.ö mittespetsialistidele ning seetõttu peab andma lihtsalt haaratava ja visuaalselt atraktiivse ülevaate seireprogrammide tulemustest. Elektroonilise väljaande raames ei ole kavas erinevate valdkondade sügavamate analüüside koostamist.

Seekordne väljaanne, paberkandjal ilmuv trükis, mis hakkab ilmuma igal viiendal aastal, püüab teemadesse sisse tuua enam põhjendusi, järeldusi ja seoseid. Seetõttu on kaasatud ka Keskkonnaministeeriumi juhtimisel läbiviidava riikliku keskkonnaseire (RKSP) väliste programmide tulemusi. Perioodi 2004–2006 puhul otsustasime kasutada Eesti maaelu arengukava põllumajanduslike keskkonnatoetuste (MAK PKT) meetmete hindamise raames teostatava seire tulemusi. MAK PKT seiret on läbi viidud alates 2004. aastast ning see hõlmab vee- ja mullauuringuid ning bioloogilise mitmekesisuse ja põllumajandusmaastike seiret. Mitmed seireprogrammid kattuvad suuremal või vähemal määral metoodika osas RKSP programmidega, kuigi eesmärgid on erinevad. Seetõttu on huvitav vaadata, milliseid muutusi on näiteks põllumuldade viljakuses ja põllumajandusmaastike struktuuris üles märkinud ühe või teise programmi läbiviijad, otsida ühtelangevusi, mis annaksid lisateavet seiretulemuste interpreteerimiseks. Samas seab väljaande formaat ning RKSP ulatuslikkus omad piirid – tahes-tahtmata tuleb keskenduda teatud valdkondadele, kuna kõikide teemade võrdselt detailne käsitlus ei ole ühe väljaande raames võimalik. Seekordses väljaandes on seetõttu elusloodu se mitmekesisuse valdkond jäänud tahaplaanile ning lähemalt käsitletud õhu- ning veekvaliteeti.

Oma raamid väljaandele seavad ka keskkonnaseire eesmärgid. Neist peamine on anda ülevaade Eesti keskkonnaseisundist ning selle muutustest. Kasvanud on nõudlus erinevaid valdkondi ühendava integreeritud analüüsi järele. Sellest lähtuvalt on käesolevas trükises püütud siduda peatükid tihedamalt üksteist toetavate faktide-tulemuste kaudu, et väljaanne poleks mitte lihtsalt üksikute artiklite kogumik, vaid keskkonnaseire andmestiku seostatud esitus.

Aktiivsele tagasisidele lootma jäädes

Katrin Väljataga
Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

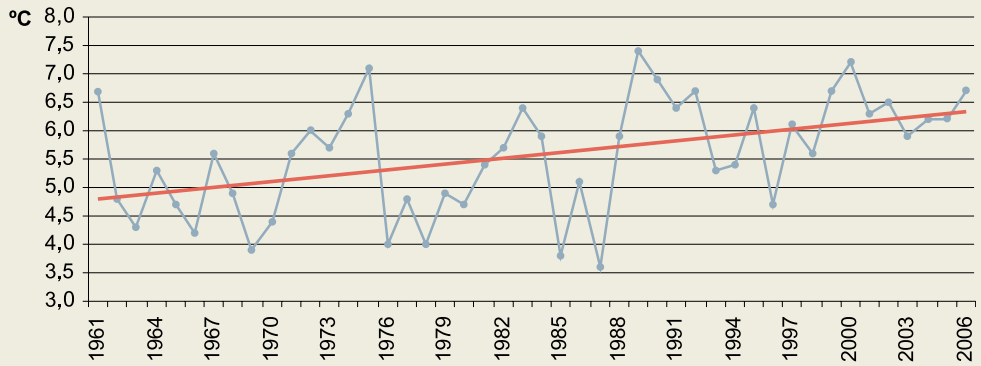
Meteoroloogiline seire

Tiina Tammets, Miina Krabbi
Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut

Meteoroloogilise seire võrgustik hõlmas aastatel 2004–2006 Eesti territooriumil 59 jaama. Kõige põhjalikumaid mõõtmisi tehti 6 kliimajaamas – Tallinn-Harkus, Tartu-Tõraveres, Võrus, Vilsandil, Väike-Maarjas ja Pärnus. Automaatmõõtmised on sisse seatud 22 meteoroloogiajaamas – lisaks kliimajaamadele veel Narva-Jõesuus, Kundas, Jõhvis, Pakril, Tiirikojal, Jõgeval, Kihnus, Ruhnus, Sõrves, Virtsus, Ristnal, Lääne-Nigulas, Kuusikul, Türil, Viljandis, Valgas.

Õhutemperatuur

2004.–2006. aasta keskmine õhutemperatuur Eestis ületab viimase 40 aasta keskmist kraadi võrra ja erineb vähe 1961.–2006. aasta trendijoone väärtustest (joonis 1). Aastate 2004–2006 aasta keskmise õhutemperatuuri jaotust Eesti territooriumil illustreerib teemakaart 1. Eelmisele kahele aastale on iseloomulik keskmisest kõrgem temperatuur aasta teisel poolel – pikaajalisest keskmisest olid soojemad praktiliselt kõik kuud. Eesti soojarekordist, mis on mõõdetud 1992. aasta 11. augustil Võrus, jäi 2006. aasta juulikuus puudu vaid 0,5 °C. Tartu-Tõravere meteoroloogiajaamas märgiti 9. juulil kuu maksimaalseks õhutemperatuuriks 35,1 °C.

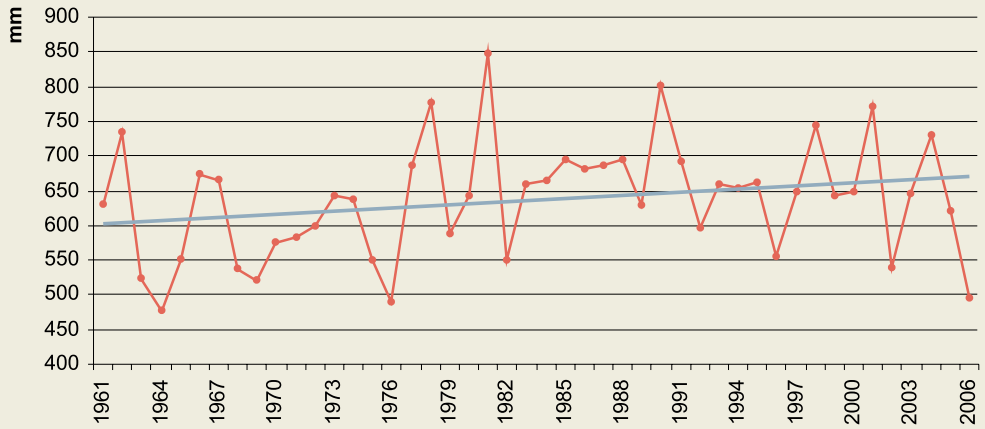


Joonis 1. Eesti meteoroloogiajaamade aasta keskmine õhutemperatuur aastatel 1961–2006.

Juulikuu soojarekordid püstitati veel viies meteoroloogiajaamas – Jõgeval, Jõhvis, Kundas, Narva-Jõesuus ja Valgas. Eriline oli ka 2006. aasta detsembrikuu õhutemperatuur – peaaegu kõikide meteoroloogiajaamade detsembrikuu soojarekordid on nüüdsest mõõdetud sellel aastal. Kõige kõrgemale (+11,9 °C) küündis see Valgas 6. detsembril. Ka 2006. aasta septembrikuu keskmine temperatuur ületas mitmes jaamas paljuaastasi maksimume, vaid üksikutel päevadel ei küündinud õhutemperatuur rekorditeni.

Sademed

Aastad 2004–2006 olid sademete hulga poolest vastandlikud. Kui 2004. aasta oli üsna sademeterohke ja 2005. aasta summaarne sademete hulk jäi paljuaastase keskmise lähedale, siis 2006. aasta ja eriti selle suvekuud olid rekordiliselt kuivad. Kogu aasta Eesti meteoroloogiajaamade keskmine sademete hulk ületab vaid ligikaudu 21 mm võrra 1964. aastal registreeritud viimase 45 aasta miinimumi (joonis 2).



Joonis 2. Eesti meteoroloogiajaamade aasta keskmine sademete hulk 1961–2006 (mm).

2004. aasta suhteliselt suure sademetesumma põhjustasid eelkõige juuni- ja juulikuu, aga ka septembrikuu keskmisest tunduvalt suuremad sademed. Kuigi 2005. aasta kogu sademete hulk on paljuaastase keskmise lähedane, on üksikutel kuudel esinenud sellest märgatavalt rohkem (jaanuar, juuli) või vähem (veebruar, märts, aprill, september) sademeid. 2006. aasta suvi oli aga erakordne, jäädes sademete nappuse poolest viimase 50 aasta jooksul alla vaid 2002. a põua-aastale. Kõige põuasem oli juulikuu, mil rekordiliselt vähe oli sademeid paljudes meteoroloogiajaamades: Jõgeval, Kuusikul, Kundas, Narva-Jõesuus, Pärnus, Tiirikojal, Türil ja Virtsus. Keskmisest oluliselt sademetevaesem oli ka septembrikuu. 2004.–2006. aasta keskmise sademete hulga territoriaalne jaotus iseloomustab suhteliselt hästi sademete klimaatilist jaotust Eesti territooriumil (teemakaart 2).

Välisõhu kvaliteet linnades ja taustajaamades

Margus Kört, Kaisa Kesanurm, Erik Teinemaa
OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus

2004.–2006. a riikliku keskkonnaseire aruandluse põhjal koostanud
Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Välisõhu seirest

Välisõhu kvaliteedi seiret viivad läbi Eesti Keskkonnauuringute Keskus ja Tartu Ülikooli keskkonnafüüsika instituut koostöös Tartu Keskkonnauuringutega. Välisõhu kvaliteedi riiklikku seiret teostati aastail 2004–2006 Eesti linnadest Tallinnas, Kohtla-Järvel ja Narvas ning taustajaamades Lahemaal, Saarejärvel ja Vilsandil. Lisaks teostatakse õhukvaliteedi kompleksuuringuid Tahkuse õhuseirejaamas, mille käigus kogutakse muude näitajate (summaarne päikesekiirgus, osoonikihi paksus, aerosooliosakeste jaotus õhus, ioonide liikuvusspektrid, sademete hulk ning keemiline koostis jne) hulgas teiste seirejaamadega võrreldavaid andmeid välisõhu lämmastikdioksiidi sisalduse kohta. Seirevõrgustiku planeerimisel lähtutakse siseriiklikest ja rahvusvahelistest seadusandlikest aktidest-lepetest ning neist tulenevatest nõuetest seirejaamade asukohtadele ja nende esindusaladele. Kohustuslikud ja soovituslikud mõõdetavad saasteained on loetletud välisõhu kvaliteedi raamdirektiivis (96/62/EK).

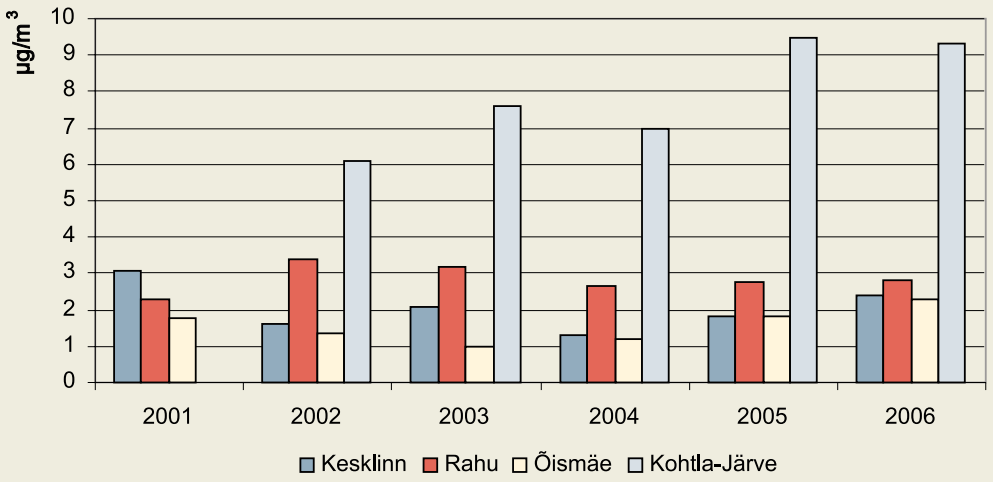
2004. aastal võttis Eesti täielikult üle välisõhu kvaliteedi raamdirektiivi ja selle tütardirektiivide nõudmised, mistõttu kehtestati suured muudatused saastetasemete piir- ja sihtväärtustes, lisandusid mitmed uued mõisted nagu taluvuspiir, häire- ja teavituskünnis. Oluliseks näitajaks muutus piirväärtuse ületamiste arv – teatud saasteainete osas on lubatud kehtestatud piirväärtust ületada mingi perioodi vältel kindel arv kordi. Raamdirektiiviga on kinnitatud erinevad saastetaseme normid inimtervise ja ökosüsteemide kaitseks.

Välisõhu kvaliteet linnades

2004. aastal paigaldati ümber üks Tallinna kolmest automaatsest välisõhu kvaliteedi mõõtejaamast – seni Viru väljaku ääres paiknenud jaam viidi üle Liivalaia tänavale. Kuna mõlema asukoha puhul on tegu tiheda liiklusega piirkonnaga, siis peaksid andmed olema võrreldavad. Viru mõõtejaama andmerida ulatub tagasi aastasse 1994. Lisaks pidevseirele viidi 2004. aastal Tallinnas läbi ka pistelisi õhukvaliteedi mõõtmisi Tondil, Vabaduse puiesteel, Vabaduse väljakul, Endla tänaval ning Viru bussiterminaalis.

Seiretulemused näitavad vääveldioksiidi sisalduse jätkuvat langust kesklinna tiheda liiklusega piirkondades. Kui tunnikeskmine piirväärtus oli 2004. aastal 350 µg/m^3, siis tegelik aasta tunnikeskmine jäi alla 7 µg/m^3. 2005. aastal vähenemine jätkus. Tulemused illustreerivad ilmekalt väävlivaba bensiini ja diislikütuse kasutuselevõtu positiivset mõju. Lämmastikdioksiidi ja teiste lämmastikoksiidide puhul on seevastu märgatav vastupidine tendents, sisaldused kipuvad suurenema (joonised 3 ja 4). See on põhjustatud järjest suurenevast sõidukite arvust ja kasvavast liiklustihedusest, mis vähendab sõidukite heitgaasidele esitatavate rangemate normide mõju. Kaaluma peab ümberkorraldusi kesklinna liikluses, kuna lämmastikoksiidide aasta keskmine kontsentratsioon jääb tiheda liiklusega piirkonnas vaid napilt alla kehtestatud aasta keskmisele piirväärtusele (40 µg/m^3). Maapinnalähedase osooni sisaldused on olnud püsivalt madalad, kuna liiklussaastest pärinevad ühendid reageerivad kiiresti tekkiva osooniga. Süsinikoksiidi (vingugaasi) sisaldused kesklinnas on suhteliselt kõrged, kuid jäävad siiski allapoole kehtestatud piirväärtusi (8 tunni libisev keskmine 10 mg/m^3). Peente osakeste (PM_{10}) puhul on alates 2005. aastast kehtestatud 24 tunni keskmise piirväärtuseks 50 µg/m^3, mida ületati mõõteperioodi jooksul 46 korral. Kõige kõrgemad väärtused on mõõdetud kevadtalvel ning kesksuvel. 2006. aastal ületati piirväärtust 42 korral.

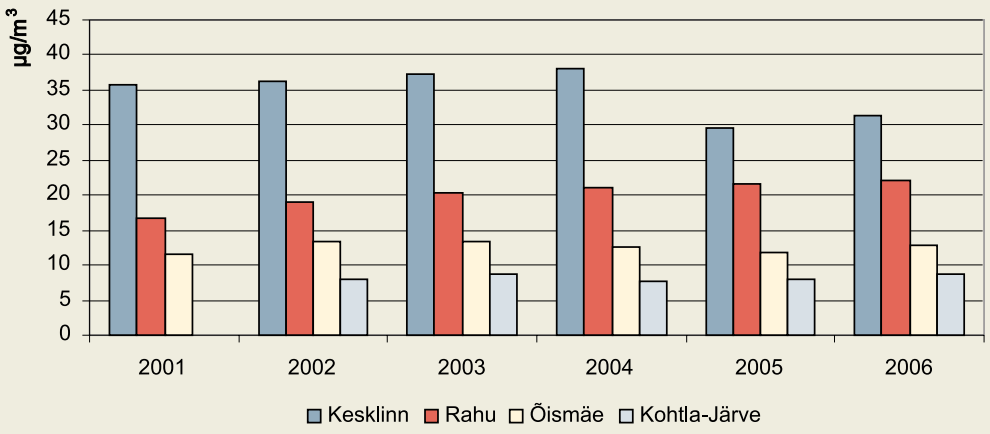
PM_{10} puhul on lubatud piirväärtuse ületamiste arv aastas 35. 2006. aastal alustati Tallinnas ka raskmetallide ja polüaromaatsete süsivesinike määramist peentolmu fraktsioonis. 2006. aasta tulemuste kohaselt on raskmetallidest vaid nikli puhul registreeritud kõrgemaid väärtusi, teiste raskmetallide (Pb, Cd, As) sisaldused jäävad alla alumist määramispiiri. Ka benseeni sisaldused jäid kehtestatud piirväärtusest madalamaks.



Joonis 3. SO_2 sisaldus linnaõhu seirejaamades aastatel 2001–2006 (µg/m³).

Rahu-Kopli seirejaamas, mis iseloomustab välisõhu kvaliteeti tööstuspiirkonnas, oli perioodil 2002–2006 sarnaselt kesklinna seirejaamaga vääveldioksiidi sisaldus õhus oluliselt madalam kehtestatud piirväärtusest ning piirväärtuste ületamisi pole esinenud. Lämmastikdioksiidi sisaldused aga on Rahu seirejaamas ajuti hoiatavalt kõrged – lämmastikdioksiidi maksimaalne kontsentratsioon mõõdeti 2006. aasta veebruaris (194,1 µg/m³) ning see oli napilt alla tunnikeskmist piirväärtust (200 µg/m³). Nimetatud mõõtmistulemus on perioodi 2004–2006 jooksul registreeritud maksimaalsetest tunnikeskmistest kõrgeim. Aasta keskmine on seni jäänud turvaliselt alla piirväärtust (40 µg/m³), jäädes vahemikku *ca* 20...22 µg/m³. Osooni 8 tunni libiseva keskmise piirväärtust ületati Rahu jaamas 2005. aastal neljal ning 2006. aastal viiel korral. Süsinikoksiidi sisaldused jäävad tugevalt alla piirväärtust. 2006. aastal ületas peente osakeste sisaldus kehtestatud piirväärtust 26 korral, mis on võrreldes 2005. aastaga ligi neli korda rohkem (7 ületamist).

Õismäe seirejaam kujutab endast linnaõhu taustajaama. Selles jaamas on nii vääveldioksiidi kui lämmastikdioksiidi sisaldused välisõhus Tallinna seirejaamadest kõige madalamad (joonised 3 ja 4). Maapinnalähedase osooni sisaldus Õismäe seirejaamas on aga kesklinna seiretulemustest märgatavalt kõrgem just tänu väiksemale liiklusintensiivsusele. Osooni piirväärtust ületati Õismäel 2005. aastal 27 korral ning 2006. aastal 22 korral. Süsinikoksiidi sisaldused on Õismäel samuti madalaimad kolme Tallinna linnajaama võrdluses ning see on aastate jooksul püsinud enam-vähem samal tasemel. Peentolmu osas ületati kehtestatud piirväärtust Õismäel 2005. aastal 9 korral, 2006. aastal aga 21 korral. Kõrgeimad peentolmu sisaldused on Õismäel mõõdetud kevadel ning suve teisel poolel, mis on erinev saastetaseme käigust Rahu seirejaamas. Rahu mõõtejaama piirkonda jääb eramajade rajoon, kus kõrgenenud vääveldioksiidi ja ka peentolmu kontsentratsioon talvisel perioodil on tingitud ilmselt ahiküttest. Kõikide määratud raskmetallide ning benso(a)püreeni sisaldused õhus jäid Õismäel märgatavalt allapoole kehtestatud piirväärtust. Õismäe seirejaamas alustati 2006. aastal ka ülipeente osakeste ($PM_{2,5}$) sisalduse pidevat määramist, millele veel aruande koostamise ajal ametlikku piirväärtust ei olnud kehtestatud. Mitteametlikust piirväärtusest 25 µg/m³ jäid mõõdetud sisaldused oluliselt allapoole.



Joonis 4. NO_2 sisaldus linnaõhu seirejaamades 2001–2006 (µg/m³).

Ida-Virumaa õhukvaliteedi seisundi jälgimiseks on rajatud Kohtla-Järvele üks automaatmõõtejaam, lisaks toimuvad mõõtmised märgkeemilise meetodiga Kohtla-Järvel Järveküla teel ja Kalevi tänaval ning Narvas Tuleviku tänaval. Märgkeemilise meetodiga hinnatakse teatud piirkonnale iseloomulike, kohalikust tööstusest pärinevate saasteainete (fenool, formaldehüüd, vesiniksulfiid, ammoniaak) sisaldusi õhus, aga ka nö traditsiooniliste saasteainete (NO_2, SO_2) sisaldusi. Kohtla-Järvel mõõdetakse ka peente osakeste ning süsinikoksiidi sisaldust välisõhus. Seiretulemustest selgub, et NO_2, PM_{10}, O_3 ja CO osas on olukord Ida-Virumaa linnades sarnane Tallinnaga. Vääveldioksiidi sisaldused on küll märgatavalt kõrgemad, kuid jäävad siiski allapoole kehtestatud piirväärtusi (joonis 3). Probleeme esineb jätkuvalt teatud spetsiifiliste saasteainete osas. Kohtla-Järve põhiline probleem on vesiniksulfiid – mürgine ning väga ebameeldiva lõhnaga ühend, mille kontsentratsioonid pidevalt ületavad kehtestatud piirväärtust ning tõusevad ajuti väga kõrgeks, mil tunnikeskmised piirväärtused ületatakse mitmekordselt. Ööpäevakeskmised sisaldused jäid 2004. ning 2006. aastal valdavalt normi piiresse, seevastu 2005. aasta suvel oli ööpäevakeskmise piirväärtuse ületamisi kokku 9. Lisaks on Kohtla-Järvel igal aastal fenooli ning korduvalt ka ammoniaagi sisaldused õhus pidevalt ületanud kehtestatud piirväärtust. Formaldehüüdi sisaldus on püsinud valdavalt normi piires. Üksikuid piirväärtuse ületamisi on esinenud, kuid ületamiste arv on perioodi 2004–2006 jooksul siiski vähenenud. Narvas H_2S piirväärtuse ületamisi perioodil 2004–2006 ei registreeritud. Formaldehüüdi sisaldus välisõhus ületas piirväärtust Narvas 2004. aastal 8 korral, 2005. ja 2006. aastal ületamisi ei registreeritud. Raskmetallide sisaldused Kohtla-Järve välisõhus on 2006. aasta seiretulemuste alusel madalad, samuti on madalad benseeni ja benso(a)püreeni sisaldused.

Kokkuvõtteks võib öelda, et linnaõhu seirejaamades on probleemiks eelkõige peente osakeste sisaldus, Tallinna tiheda liiklusega kesklinnas ka lämmastikdioksiidi sisaldus. Ida-Virumaa linnades on võrreldes Tallinnaga kõrgem SO_2 sisaldus välisõhus. Põlevkiviõli tootmismahtude suurendamine ilma kasutuselolevaid tootmistehnoloogiaid uuendamata ning puhastusseadmeid moderniseerimata võib põhjustada SO_2 sisalduste edasist suurenemist piirkonna välisõhus üldise vääveldioksiidisisalduste languse taustal. Kui Tallinnas pärineb SO_2 põhiliselt liiklusest, kohati ka olmekütmisest (kui kasutatakse väävlirikkaid tahkekütuseid nagu näiteks kivisüsi), siis Kohtla-Järvel peamiselt tööstusest.

Kõikides pidevseirejaamades registreeriti O_3 piirväärtuste ületamisi. Maapinnalähedase osooni sisaldus on sõltuvuses ühest küljest osooni eelkäijasainete emissioonidest ja päikesekiirguse intensiivsusest, teisest küljest ka liiklustihedusest. Kõrgema liiklusintensiivsusega piirkondades on O_3 sisaldus "tänu" liiklussaastele madalam. Tähelepanu vajab ka peentolmu sisaldus, mille piirväärtuste ületamisi registreeriti nii Tallinnas kui Kohtla-Järvel, seejuures Tallinna kesklinna mõõtejaamas oli 2006. aastal ületamisi 42. See on rohkem kui aasta jooksul lubatud ületamiste arv (40), mis tähendab, et peentolmu sisalduse vähendamiseks on vajalik täiendavate meetmete rakendamine.

Kohtla-Järvel on jätkuvalt probleeme kohalike spetsiifiliste saasteainetega nagu fenool, ammoniaak, formaldehüüd ja väävelvesinik, mis pärinevad kohalikest suurtest tööstusettevõtetest. Nende saasteainete emissioone on võimalik piirata konkreetse saasteallika tegevuse mõjutamise kaudu

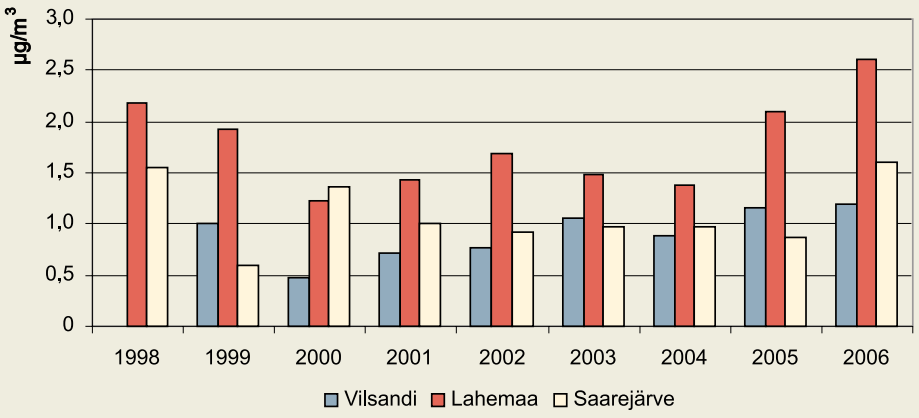
(kasutuseloleva tehnoloogia uuendamine, puhastusseadmete efektiivsuse tõstmine). Narvas on linnaõhu kvaliteet spetsiifiliste saasteainete osas parem. Piirväärtuste ületamisi formaldehüüdi ega väävelvesiniku osas 2005.–2006. aastal ei esinenud. Siinkohal tuleb silmas pidada, et Narvas puudus 2006. aastal veel pidevseirejaam ning pisteliste mõõtmiste alusel ei ole võimalik õhukvaliteeti piisava täpsusega hinnata.

Välisõhu kvaliteet taustajaamades

Taustajaamadena kuuluvad välisõhu kvaliteedi seirejaamade võrgustikku Lahemaa, Vilsandi ja Saarejärve seirejaam. Lahemaa ja Vilsandi kuuluvad lisaks rahvusvahelisse EMEP- ehk õhusaaste kauglevi seirejaamade võrgustikku. Nimetatud jaamades mõõdeti perioodil 2004–2006 SO_2, lämmastikoksiidide, O_3 ning Lahemaal ka CO sisaldust. Vilsandi seirejaama tulemused iseloomustavad Lääne-Euroopast kaugkandega Eestisse saabuva õhu kvaliteeti. Saarejärve piirkonda mõjutab eelkõige Kirde-Eesti, Lahemaa seiretulemustes kajastub nii Eesti kui kaugkandega saabuva saaste mõju.

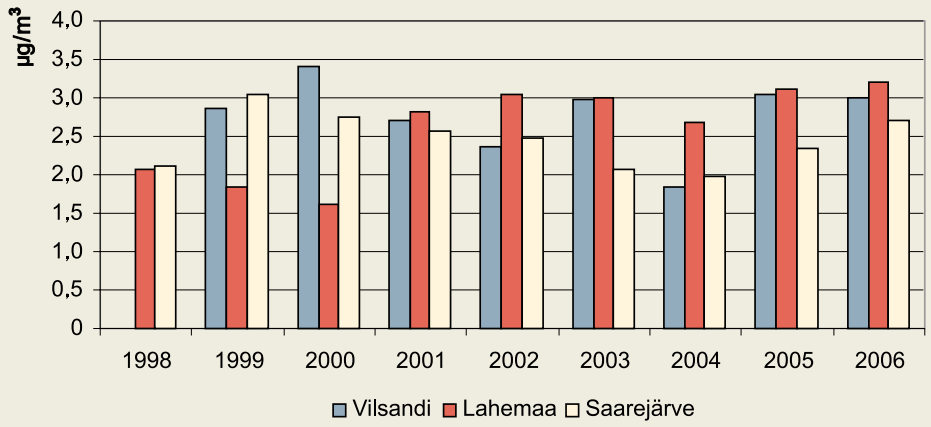
Vilsandi seirejaamas on SO_2 sisaldused välisõhus olnud suhteliselt madalad (joonis 5). Kõrgemaid väärtusi mõõdetakse talvel ning võrdlus tuule suunaga näitab, et vääveldioksiidi kõrgenenud tasemetega õhk on pärit eelkõige kirde suunast, seega põlevkivielektrijaamade piirkonnast. Lämmastikdioksiidi sisaldused on samuti madalad ning selle saasteaine peamiseks allikaks näib olevat Kesk- ja Lääne-Euroopa.

Lahemaa seirejaama puhul tuleb välja tuua taustajaama kohta kõrgete vääveldioksiidi kontsentratsioonide esinemine, mis ajaliselt langevad talve külmematele kuudele jaanuarile-veebruarile. Lämmastikdioksiidi sisaldused on olnud suhteliselt madalad, üksikute erandlikult kõrgete väärtustega talvisel perioodil. Ilmselt on siingi tegemist põlevkivielektrijaamade ning ühtlasi suurema energiatarbimise ja -tootmise mõjuga aasta külmematel kuudel. Võrdlus tuulesuundadega näitab, et suurem osa Lahemaa seirejaama piirkonna SO_2 ja NO_2 saastest pärineb kirde suunast.



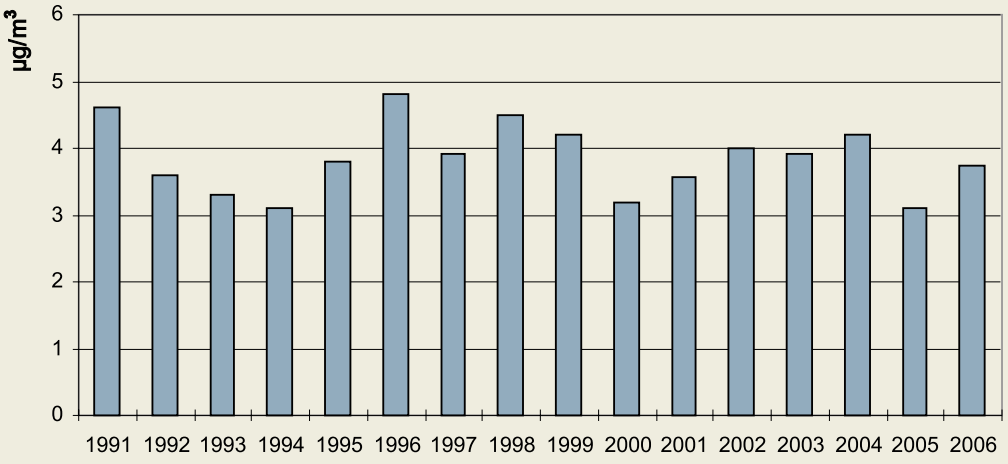
Joonis 5. SO_2 aastakeskmiste sisalduste muutumine taustajaamade välisõhus aastatel 1998–2006 (µg/m³).

Saarejärve seirejaamas on SO_2 kontsentratsioonid ootuspäraselt kõrgemad kui Vilsandil ja seda eelkõige talvekuudel (jaanuar, veebruar, ka märts). Nagu ka sademete keemia ning kompleksseire peatükkides juttu tuleb, peaks väävlisaastet vähendama põlevkivi keevkihis põletamise meetodi kasutuselevõtt Narva elektrijaamades. Viimase paari aasta seiretulemused aga näitavad pigem sulfaatse väävli sisalduste tõusu sademetes. 1998.–2006. a välisõhu seireandmete võrdlusest (joonis 5) nähtub, et aastail 1998–2002 on vääveldioksiidi sisaldus Saarejärve välisõhus langenud, seejärel püsinud mõned aastad enam-vähem samal tasemel ning 2006. aastal on toimunud SO_2 sisalduse märgatav tõus 1998. aasta tasemele. Samuti on aastail 2004–2006 tõusnud SO_2 sisaldused teistes taustajaamades, kõige enam Lahemaal. Nimetatud aastatel on mõningal määral suurenenud ka NO_2 sisaldus fooniseire jaamade õhus (joonis 6).



Joonis 6. NO_2 sisaldused taustajaamade välisõhus aastatel 1998–2006 (µg/m³).

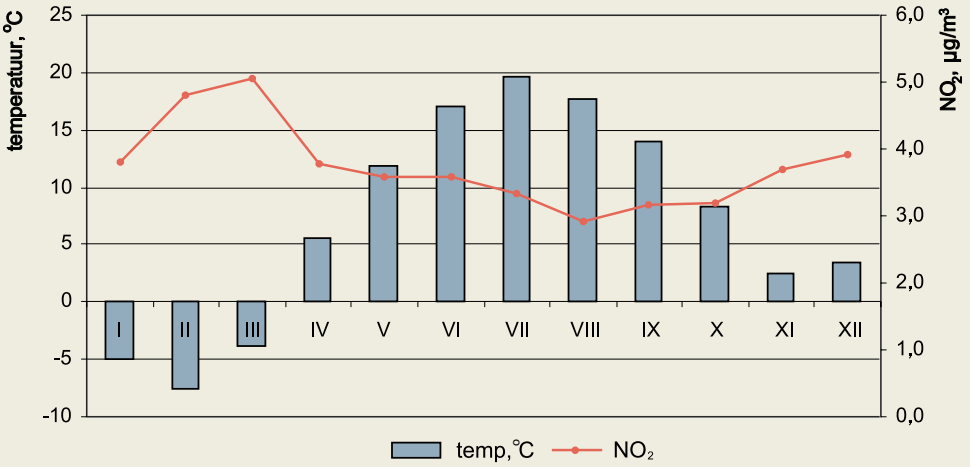
Maapinnalähedase osooni piirväärtusi ületatakse kevad- ja suvekuudel kõikides taustajaamades. Vilsandi osoonitaseme formeerumise juures on oluline roll kaugkandel kirde-, edela- ja lõuna suunast. Kui Vilsandi ja Lahemaa seirejaamades on osooni piirväärtuste ületamiste arv seireperioodil vähenenud, siis Saarejärvel on see peale 2003.–2005. aastate madalat taset 2006. aastal taas märgatavalt tõusnud.



Joonis 7. Välisõhu aastakeskmised NO_2 sisaldused Tahkusel aastail 1991–2006 (µg/m³).

Nagu näitavad pikaajalised seiretulemused, on Tahkuse kompleksseirejaam välisõhu kvaliteedi osas käsitletav tausta- ehk foonijaamana. Lämmastikdioksiidi sisaldused jäävad samale tasemele teiste taustajaamadega. Joonis 7 näitab, et pikaajalise seireperioodi jooksul on NO_2 sisaldus Tahkusel olnud muutlik, näitamata pidevat tõusu- või langustrendi.

Tahkuse kompleksseirejaamas tehtud pikaajalised võrdlused on tõendanud NO_2 sisalduse seost õhutemperatuuriga (joonis 8). NO_2 sisalduse selge tõus aasta külmematel kuudel ning langus soojematel kuudel piirkonnas, kus puudub tihe liiklus, viitab NO_2 sisalduse taseme seosele kütmise intensiivsusega.



Joonis 8. NO_2 sisalduse kuukeskmiste dünaamika Tahkusel 2006. aastal võrdluses õhutemperatuuriga.

Kokkuvõtteks võib ütelda, et välisõhu kvaliteet taustajaamades oluliselt muutunud ei ole. Saarejärve ja Lahemaa seirejaamades on märgatav väaveldioksiidi sisalduste tõus, mis jäävad siiski alla kehtestatud piirväärtustele. SO_2 sisalduste aastane käik näitab kõikides taustajaamades maksimumväärtuste koondumist peamiselt talvekuudele (jaanuar–märts). Eelkõige Eesti kohalike saasteallikate poolt mõjutatavate seirejaamade (Saarejärve, ka Lahemaa) välisõhu kvaliteedis kajastub tõenäoliselt energiatarbimise ning -tootmise tõus viimastel aastatel. Vastavaid võrdlusi on tehtud ning leitud, et aasta keskmise temperatuuri ühekraadine kõrvalekalle pikaajalisest keskmisest temperatuurist mõjutab aastast elektritarbimist 110...150 GWh võrra (Eesti Energia, 2007). Üheselt mõistetavaid saastetasemete seoseid Eesti keskmise õhutemperatuuriga talveperioodil (vt http://www.keskonnainfo.ee, keskkonnaseisund: kliimamuutus, kliimaolud) pole võimalik välja tuua, kuna Eestis toodetud soojus- ja elektrienergiat müüakse nii Baltimaadesse kui Soome ning selle tarbimine sõltub oluliselt ka riikide majandusseisundist ja -aktiivsusest. Osooni aastakeskmised kontsentratsioonid on taustajaamades 2006. aastal võrreldes 2005. aastaga mõnevõrra tõusnud (märgatavamalt Vilsandi seirejaamas), kuid pikema perioodi (1998–2006) lõikes suuri muutusi pole toimunud.

Sademete keemia

Naima Kabral[1], Toivo Truuts[1], Ants Merilo[2], Hilja Iher[2], Rein Kolk[2]
[1] OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus, [2]Tartu Keskkonnauuringud

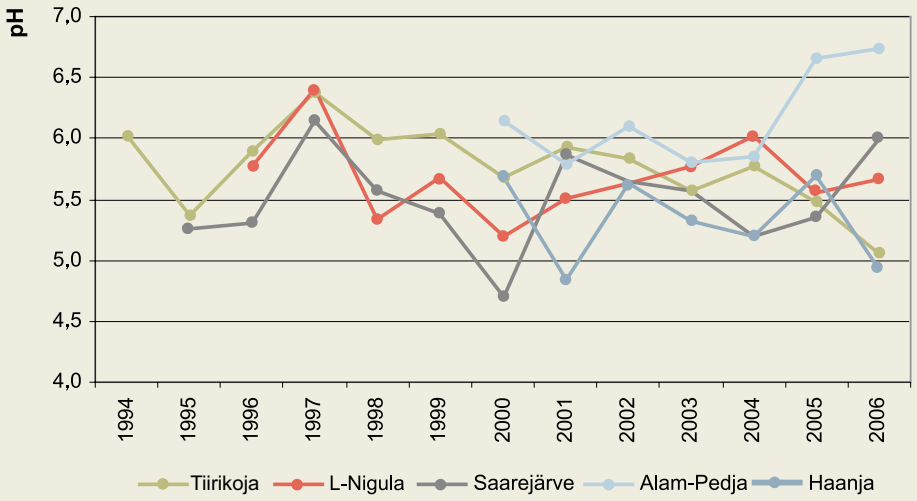
Eesti Keskkonnauuringute Keskus viib läbi sademete keemia seireprogrammi Harkus, Jõhvis, Kundas, Tiirikojal ja Toomal alates 1994. aastast. 1996. aastal lisandusid seirejaamad Lääne-Nigulas ja Sakas, 1999. aastal Matsalus. Tartu Keskkonnauuringute poolt alustati sademeproovide kogumist seitsmes Lõuna-Eesti jaamas 1999. aastal, mil algasid seiretööd Alam-Pedja, Haanja, Karula, Loodi, Nigula, Otepää ja Tahkuse seirejaamas. Eesti keskmiste saasteainete kontsentratsioonide arvutamisel on lisaks kasutatud ka Lahemaa, Saarejärve ja Vilsandi seirejaama andmeid.

Sademete keemia seireprogrammi täitmisel lähtutakse õhu saasteainete kauglevi koostööprogrammi käsiraamatu *EMEP Manual forampling and Chemical Analysis* (EMEP/CCC Report 1/95, NILU Kjeller, Norway, March 1996) nõuetest nii proovide võtmise ja töötlemise, keemilise analüüsi meetodite, laboratoorse aparatuuri kui ka kvaliteedikontrolli osas. Mõõdetavad parameetrid on järgmised: sademete hulk, kaalium- (K^+), naatrium- (Na^+), kaltsium- (Ca^{2+}), magneesium- (Mg^{2+}), nitraat- (NO_3^-), kloriid- (Cl^-) ja sulfaatiooni (SO_4^{2-}), ammooniumi (NH_4^+), vase (Cu), plii (Pb), kaadmiumi (Cd), tsingi (Zn) ning elavhõbeda (Hg) sisaldus, pH ning elektrijuhtivus.

Suundumused saasteainete sadenemisel

Lahuse elektrijuhtivust iseloomustab sademetes sisalduvate ioonide koguhulk, mis on sesoonse iseloomuga ja seotud sademete hulgaga. Enim on saastunud Kirde-Eesti sademed tulenevalt põlevkiviküttel töötavatest elektrijaamadest ja suurtest tööstusettevõtetest põhjustatud õhusaastest. Seda kinnitavad ka 2006. aasta Kunda, Jõhvi ja Saka jaamade mõõtmistulemused. Lisandioonide kõrgeid sisaldusi mõõdeti ka Alam-Pedja jaama sademetest. Seda põhjustab ühelt poolt sademete vähesus vaadeldaval aastal, teiselt poolt võib oma osa suurenenud saastekoormuses olla nii kasvuturba tootmisel piirkonnas kui ka Sangla turbatööstusel (Tartu Keskkonnauuringud, 2007). Võrdluseks saab tuua Lahemaa, Haanja ja Karula jaama sademed, milles mõõdeti lisandioone poole vähem. Üldiselt võib öelda, et aastate 1995–2006 jooksul on kõikides jaamades sademete elektrijuhtivus vähenenud, suurim vähenemine on toimunud aastatel 1995–2000, mida kinnitavad ka Mann-Kendalli mitteparameetrilise trendianalüüsi tulemused.

Saastumata vihmavee pH on 5,5 ehk nõrgalt happeline. Nagu näitavad 2006. aasta seireandmed, kaasneb Eesti sadevetes sademete elektrijuhtivuse tõusu ehk lisandioonide kontsentratsiooni suurenemisega üldiselt ka sadevee pH tõus, mis viitab aluseliste komponentide suuremale rollile saasteainetes (EKUK, 2007). Põhja-Eesti seirejaamade andmetel registreeriti 2006. aastal kõige happelisemad sademed Lahemaa ja Tooma jaamas, Lõuna-Eestis aga Haanja jaamas. Ootuspäraselt on kõige aluselisemad sademed Kirde-Eestis Kunda seirejaamas, mis jääb Kunda tsementitehase ja selle aluseliste õhuheitmete mõjupiirkonda. Kõrgenenud pH väärtusi mõõdeti ka Alam-Pedjal ja Harkus (teemakaart 3). Alam-Pedja ja Saarejärve seirejaamas on sademed statistiliselt usaldusväärselt muutunud aluselisemateks (joonis 9), mida näitab ka vastava perioodi andmete põhjal tehtud trendianalüüs, samal ajal kui Tiirikoja, Lääne-Nigula ja Haanja jaamas on nad muutunud usaldusväärselt happelisemateks. Viimase kolme seireaasta jooksul (2004–2006) on sademed suuremas osas seirejaamades siiski muutunud aluselisemaks seoses väga sademetevaeste kuudega aasta esimeses pooles.



Joonis 9. pH muutus seireperioodi jooksul Alam-Pedja, Saarejärve, Tiirikoja, Lääne-Nigula ja Haanja seirejaamades.

Anioonide sisaldus sadevees

Keskmine sulfaatse väävli (SO_4-S) sisaldus 2006. aasta sademetes oli 0,65 mg/l ja sadenemiskoormus 3,25 kg/ha (teemakaart 4). Kõrgeim oli väävlisisaldus Kirde-Eestis Saka, Jõhvi ja Kunda jaama sademetes (1,14...1,98 mg/l). Samas on nii Kirde-Eesti jaamade kui ka Harku jaama sademete pH tänu happesust tasakaalustavatele katioonide sisaldusele sademetes tihti aluseline. Keskmisest madalam sademete SO_4-S sisaldus oli Lõuna-Eesti seirejaamade sademetes, aga ka Lahemaal, Matsalus ja Tiirikojal (0,29...0,51 mg/l).

Seoses vähenenud väävliemissiooniga (Kohv *et al.*, 2001; Treier *et al.*, 2004; Treier *et al.*, 2007) on seireperioodi jooksul (1994–2006) Eestis üldiselt alanenud nii sademete keskmine väävlisisaldus kui ka väävli sadenemine. Samas nähtub Saarejärve sademete keemilise analüüsi tulemustest, et viimasel kolmel aastal on selles jaamas sademete sulfaatse väävli sisaldus pigem tõusnud. Kui väävliemissiooni üldist langust võib pidada väävlivabade kütuste kasutuselevõtu tulemuseks, siis Saarejärve puhul, kus on peamisteks saasteallikateks Kirde-Eesti põlevkivil töötavad elektrijaamad, võib sulfaatse väävli sisalduse suurenemine viidata uudse põlevkivi keevkihis põletamise tehnoloogia oodatust väiksemale positiivsele mõjule energeetikatööstusest lähtuva saastekoormuse vähendamisele piirkonnas (Frey, 2007).

Kloriidide sadenemiskoormust 2006. aastal illustreerib teemakaart 3. Kaardilt on näha, et peamiselt merelist päritolu kloriidide suurenenud sisaldused ja ühtlasi ka suurenenud depositsioonihulgad esinevad ranniku lähedal paiknevates jaamades. Kõrgemad keskmised kloriidiooni sisaldused on Kirde-Eestis Jõhvi, Kunda ja Saka jaamade sademetes, Põhja-Eestis Harkus, Lääne-Eestis Matsalus, Vilsandil ja Lääne-Nigulas, lisaks ka Alam-Pedjal ning Karulas. Võrreldes 2005. aastaga olid kloriidiooni sisaldused 2006. aastal väiksemad kõikides Lõuna-Eesti seirejaamades (v.a Alam-Pedja), mis iseloomustab hästi 2005. aasta jaanuaritormi tugevat mõju sademete keemilisele koostisele. Ajavahemikul 1995–2006 on sademevee keskmine kloriidisisaldus kõikides jaamades vähenenud. Seire viimasel kolmaastakul on märgatav Tiirikoja jaamas Cl^- sisalduse usaldusväärne vähenemise suundumus, samal ajal kui nii Jõhvi, aga ka Matsalu jaamas on Cl^- sisaldused usaldusväärselt suurenenud.

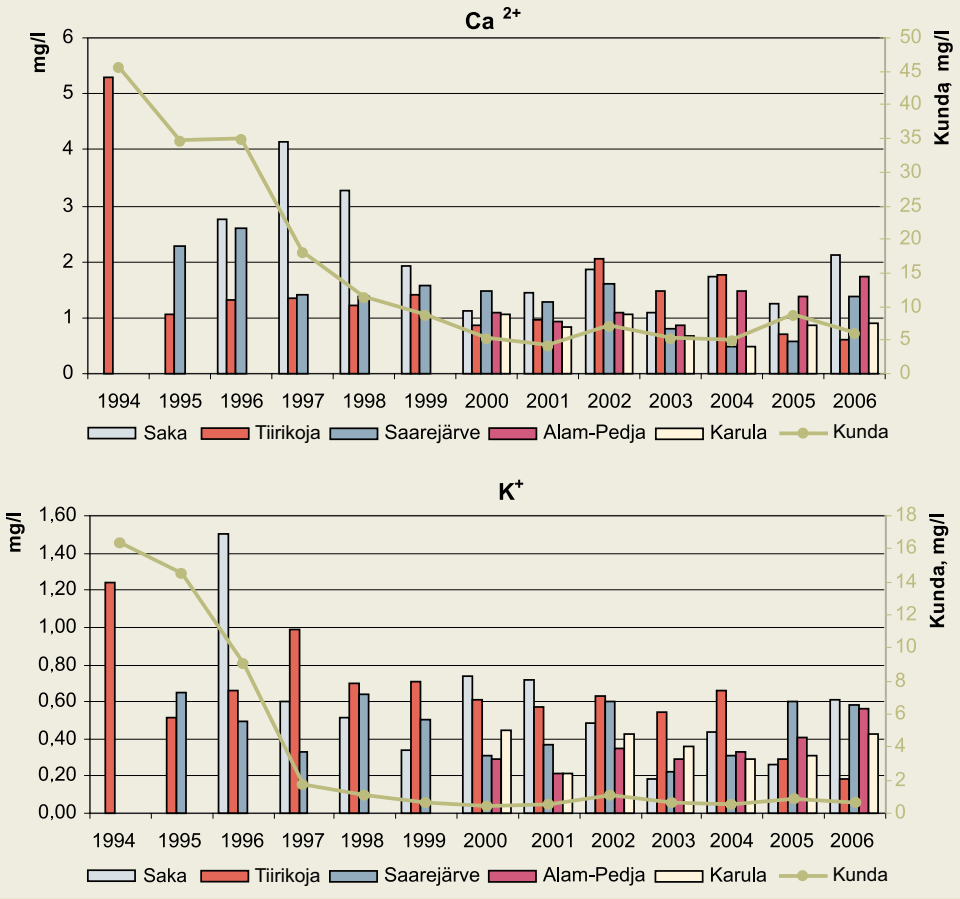
2006. aasta sademetes mõõdeti nitraatse lämmastiku keskmiseks sisalduseks 0,47 mg/l ja ammooniumlämmastiku keskmiseks sisalduseks 0,48 mg/l. Sakas sadenes suurem osa lämmastikust ammooniumlämmastikuna, Kundas ja Harkus aga nitraatlämmastikuna. Samuti on märgatav erinevate jaamade võrdlemisel kohalike saasteallikate mõju. Madalaimad lämmastiku sadenemiskoormused mõõdeti Lahemaa, Kunda ja Tiirikoja jaamade ümbruses. Viimasel kolmel aastal on nii Jõhvi, Nigula kui Tooma jaamades märgata nitraatse lämmastiku, Otepää jaamas aga ammooniumlämmastiku sisalduse suurenemist.

Katioonide sisaldus sademetes

Suurima sadenemiskoormusega aluseline katioon Eesti sademetes on kaltsium. Kõrgeimad kaltsiumi sadenemiskoormused mõõdeti 2006. aastal Kundas (kontsentratsioon 6,2 mg/l, koormus 23,5 kg/ha), kus kaltsium pärineb tsementitehase õhuheitmetest. Aastatel 1994–2006 on kaltsiumiooni sisaldus sademetes ning sadenemiskoormus Kundas oluliselt vähenenud tänu tehase heitgaasifiltrite uuendamisele. Ca^{2+} kontsentratsiooni vähenemise järjekorras järgnevad Harku, Jõhvi, Saka ja Alam-Pedja seirejaama sademed (teemakaart 3). Seireperioodi (1994–2006) algusaastatega võrreldes on kaltsiumiooni sisaldus vähenenud kõikides sademeseire jaamades, v.a Alam-Pedjal. Kõige paremini on see märgatav just Kirde-Eestis asuvates jaamades, kus Ca^{2+} sisaldused on langenud mitmeid kordi. Seire viimase kolme aasta jooksul on aga mõnes jaamas täheldatud Ca^{2+}-iooni sisalduse tõusu, mida saab seostada sel perioodil esinenud väheste sajuhulkadega. Nii on näiteks Lahemaa, Saarejärve, Karula ja Nigula jaamas märgatav suundumus Ca^{2+} sisalduse tõusule. Tiirikoja jaamas on märgatav hoopis Ca^{2+} kontsentratsioonide vähenemine (joonis 10).

Oluline osa sademetes sisalduvast magneesiumist on merelist päritolu, seega oleneb Mg^{2+} kontsentratsioon väga palju valitsevast tuule suunast ja kiirusest. Kõrgeimad Mg^{2+} sisaldused mõõdeti 2006. aastal hoopis Alam-Pedja jaamast (0,71 mg/l), mis ei paikne mere ääres. Kõige madalam oli keskmine Mg^{2+} sisaldus Lahemaa jaamas (0,06 mg/l). Sademetes sisalduvast naatriumist on samuti suur osa merelise päritoluga. Kõrgeimad sisaldused mõõdeti Alam-Pedjal, Harkus, Matsalus ja Jõhvis. Seire algusaastatega võrreldes on Na^{+} sisaldused kõikides jaamades vähenenud, kuid viimasel kolmel aastal on mõnes jaamas märgatav kontsentratsioonide tõus. Nii on näiteks Na^{+} sisaldused statistiliselt usaldusväärselt suurenenud aastatel 2004–2006 Jõhvi, Saka, Harku ja Matsalu jaamas.

Aasta keskmised kaaliumi kontsentratsioonid on enamikes jaamades madalal tasemel. 2006. aastal mõõdeti kõrgeimad K^{+} kontsentratsioonid Kundas, Sakas, Saarejärvel ja ka Alam-Pedjal. Madalaimad kaaliumiooni sisaldused mõõdeti Lahemaa jaamas (0,10 mg/l). Sarnaselt teiste katioonidega on ka K^{+} sisaldused seireperioodi vältel vähenenud,



Joonis 10. Kaltsiumi ja kaaliumi kontsentratsioonide muutused Kunda, Saka, Saarejärve, Alam-Pedja, Tiirikoja ja Karula seirejaamas (mg/l).

seejuures on vähenemine olnud intensiivseim aastatel 1995–2000. Tiirikoja jaamas on aga märgatav statistiliselt usaldusväärne K^+ sisalduse vähenemise trend viimase kolme aasta jooksul (joonis 10).

Kokkuvõtteks võib öelda, et 2006. aastal jäid Lõuna-Eesti seirejaamade sademetes mõõdetud saasteainete keskmised sisaldused Eesti vastavatest keskmistest (18 seirejaama andmete põhjal) madalamaks. Erandiks oli enamiku saasteainete puhul Alam-Pedja jaam. Kuigi saastekoormus on iga aastaga vähenenud, mõõdetakse Kirde-Eesti jaamades endiselt teiste jaamadega võrreldes kõrgemaid saasteainete kontsentratsioone, mis omakorda suurendavad Eesti keskmisi saasteainete sisaldusi.

Vaatamata saasteainete kontsentratsioonide teatavale tõusule viimasel kolmel aastal, on siiski enamiku saasteainete (eriti just kõrgete sadenemiskoormustega kaltsiumi-, sulfaat- ja kloriidiooni) sisaldused seire algusaastatega võrreldes oluliselt vähenenud. Kõige vähem sisaldavad lisandioone Lahemaa ja Haanja jaamade sademed.

Raskmetallide sisaldus Eesti sammaldes aastail 1989–2005/2006

Siiri Liiv[1], *Marko Kaasik*[2], *Helen Kösta*[1]
[1] *Tallinna Botaanikaaed*, [2] *Tartu Ülikooli füüsika instituut*

Raskmetallide sisalduse määramine sammaldes

Keskkonda sattunud raskmetallid on juba väikestes kogustes inimese tervisele väga ohtlikud, kogunedes organismis ja põhjustades neeru- ning närvikahjustusi, isegi vähki (raskmetallide mõjude kohta vaata lähemalt Anderson, D., 2003). Eestis raskmetallide sisaldust õhus ei määrata pidevalt, tehakse vaid pistelisi mõõtmisi. Informatsiooni mõõtmistulemuste kohta saab Õhukvaliteedi Juhtimissüsteemi kodulehelt (http://mail.klab.ee/seire/airviro/) ning riikliku keskkonnaseire veebilehelt (http://seire.eelis.ee, alamprogramm *Välisõhu seire*, allprogramm *Välisõhu kvaliteedi seire*).



Foto 1. Harilik laanik (*Hylocomium splendens*)

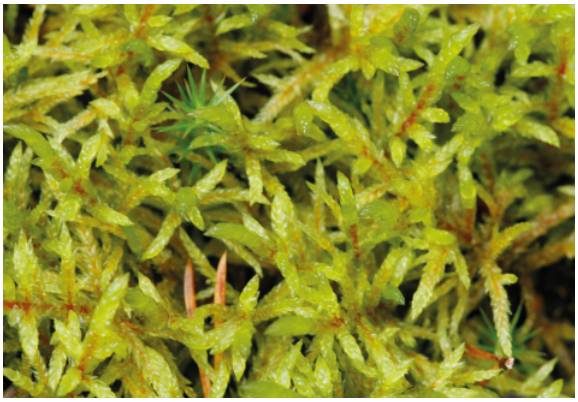


Foto 2. Harilik palusammal (*Pleurozium schreberi*)

Inimese tervisele ja keskkonnale ohtliku atmosfäärse raskmetallisaaste jälgimiseks sobivad hästi laia levikuga maapinnasamblad nagu harilik palusammal (*Pleurozium schreberi*) ja harilik laanik (*Hylocomium splendens*), edaspidi vastavalt palusammal ja laanik (fotod 1 ja 2). Need samblad akumuleerivad raskmetalle proportsionaalselt nende sisaldusega õhus (Rühling, Tyler, 1969, 1970; Gydesen *et al.*, 1983; Rühling *et al.*, 1987, 1992, 1994, 1996; Rühling, Steinnes, 1998). Sammaldel puuduvad juured ja kaitsev kattekiht. See teeb sambad väga sõltuvaks sellest, mis õhu kaudu nende pinnale sadeneb. Sammaldel on kõrge lahustunud ainete akumuleerimise võime – nad toimivad justkui filtrid õhus liikuvate osakeste, sealhulgas raskmetallide suhtes (Zechmeister *et al.*, 2003).

Põletus- ja tööstuslike tootmisprotsesside tulemusena õhku sattunud raskmetallid ei tunnista levikul riigipiire, seepärast jälgib suur osa Euroopa maid (32 riigi teadlased) sammalde abil nende levikut ühise seireprogrammi alusel (Rühling *et al.*, 1994; Rühling, Steinnes, 1998; Harmens *et al.*, 2005). Programm *Raskmetallide sisaldus Euroopa sammaldes* on ÜRO piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonist tuleneva rahvusvahelise koostööprogrammi *Õhusaaste mõju looduslikule taimkattele ja põllukultuuridele* osa, mida koordineeritakse Bangori ökoloogia ja hüdroloogia keskusest Walesis, Suurbritannias.

Eestis jälgitakse õhu kaudu sadenevat keskkonnale ja inimese tervisele ohtlikku raskmetallisaastet – kaadmiumi (Cd), kroomi (Cr), vase (Cu), raua (Fe), nikli (Ni), plii (Pb), vanaadiumi (V) ja tsingi (Zn) sisaldust palusamblas või laanikus 1989. aastast, mil Eesti liitus rahvusvahelise seireprogrammiga (Kannukene *et al.*, 1991; Rühling *et al.*, 1994). Eesti riikliku keskkonnaseireprogrammi raames jälgitakse Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn ja V sisaldust samblas alates selle programmi käivitamisest 1994. aastal (Liiv *et al.*, 1996, 2002a, b). Mõnel aastal on samblaproovides määratud lisaks ka arseeni (As), koobalti (Co), elavhõbeda (Hg), mangaani (Mn), molübdeeni (Mo) ja mittemetallide lämmastiku (N) ning väävli (S) sisaldus (Liiv *et al.*, 1996).

Samblameetodi puuduseks on, et sammalde abil saab otseselt määrata vaid raskmetallide suhtelist sadenemist. Sadenemisvoo absoluutväärtuste leidmiseks ja vastavate saastekaartide koostamiseks on Põhjamaades elementide sisaldust samblas n.ö kalibreeritud samade elementide sisalduse suhtes sademetes (Berg *et al.*, 2003).

Õhu raskmetallisaaste

Peamised (ka raskmetallidega) õhusaastajad Eestis on sellised tootmisharud nagu energeetika, ehitusmaterjalide tööstus ja põlevkivikeemia. Kohalike saasteallikatena tulevad Eestis kõne alla eeskätt põlevkiviga köetavad soojuselektrijaamad Ida-Virumaal, AS Kunda Nordic Cement tsementditehas, teised tööstusettevõtted, soojuselektrijaamad ja katlamajad. Oluline raskmetallide allikas on fossiilsete kütuste põletamine, mistõttu põhjustab raskmetallide välisõhku sattumist nii elukondlik kui tööstuslik soojatootmine. Kivisöe ja kütteõli põletamisel eraldub õhku niklit, vanaadiumi ja tsinki.

Tööstuses kasutatavad värvid võivad samuti sisaldada kaadmiumi, kroomi, pliid (lisatakse korrosioonivastase toime tõttu) ja tsinki. Raskmetallid võivad levida värvi pihustamisel ja vana värvi eemaldamisel. Kroomiühendeid sisaldavad paljud pigmendid, mida kasutatakse pürotehnikas, lisatakse puidu säilitusvahenditele ja korrosioonivastastele vahenditele. Kaadmium, plii, tsink, vask jt raskmetallid võivad õhku sattuda keevitamisel ja galvaanikatöödel, samuti kasutatud patareide töötlemisel.

Ka liiklus on oluline raskmetallide saasteallikas. Raskmetallid kuuluvad ühtede ohtlikumate saasteainete hulka, mis kaasnevad intensiivse autoliiklusega. Teeäärte saastumist raskmetallidega käsitlevad Tartu Ülikooli professorid Ü. Mander ja T. Oja 1999. aastal koostatud Tallinna–Tartu–Võru–Luhamaa maantee rekonstrueerimise I etapi käigus tekkivate võimalike keskkonna- ja sotsiaalmajanduslike mõjude hindamise aruandes (http://www.geo.ut.ee/maantee/aruanne.html). Nende andmetel on paljude raskmetallide hulgast olulisemad Pb, Cd ja Zn, mis sagedamini akumuleeruvad teeäärsetel aladel, Cr ja Ni osakaal on väiksem. Pb, mida lisatakse bensiinile oktaanarvu tõstmiseks, on tänu pliivaba bensiini kasutamisele ohtlikkuse esikohalt taandumas, andes koha pliist enam kui kümme korda toksilisemale kaadmiumile. Cd allikaks on enamasti diiselkütused. Zn, mis suures koguses sisaldub autorehvides, lendub keskkonda peamiselt koos rehvide kulumisel tekkiva tolmuga. Liiklustihedus teedel kasvab aga pidevalt, eriti linnade läheduses ja linnades. Seega on intensiivse liiklusega teede ääres raskmetallidega saastumise oht suur. Raskmetallide eraldumine suureneb tunduvalt talvekuudel, mil kasutatakse naastrehve ja teekatte kulumine on intensiivsem. Oma osa on siin ka lumetõrjes kasutatavate soolade keemilisel mõjul (Bäckström *et al.*, 2003).



Foto 3. Raskmetallid akumuleeruvad elusorganismides, sh olulisel määral seentes.

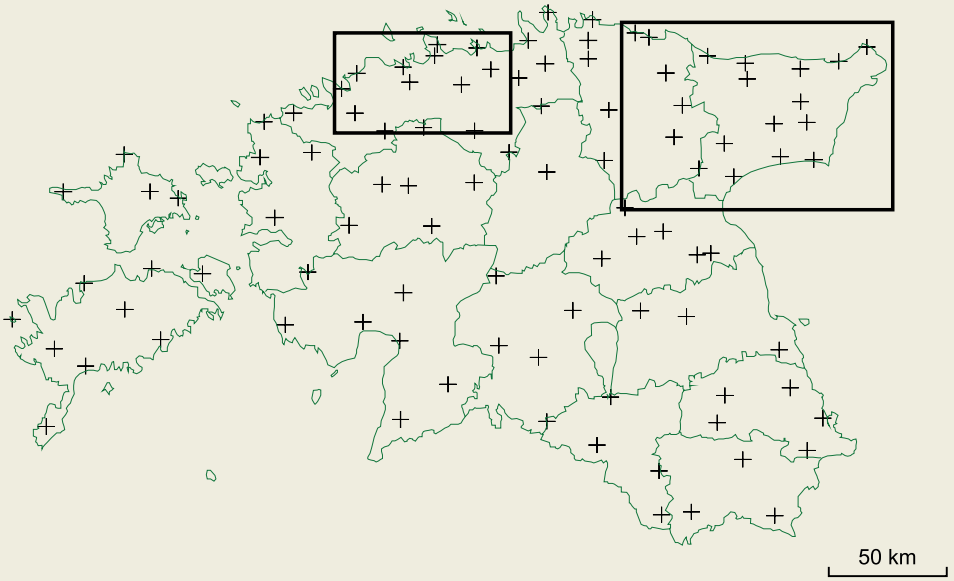
Kõiki antud töös käsitletavaid raskmetalle lendub õhku prügi põletamisel, jäätmekäitlusel (ja -hooldusel) ning tulekahjude korral, samuti pinnasetolmuga, eriti kui on tegemist tööstuspiirkondade saastunud pinnasega. Vanaadiumi ja tsinki levib atmosfääri ka aerosoolidega merelt (Shevchenko *et al.*, 2003).

Raskmetallid satuvad keskkonda inimtegevuse tulemusena, mis on eriti intensiivne linnades ja nende ümbruses. Tallinna piirkonnas 2003. aastal koostatud raskmetallide õhu kaudu sadenemist näitavad samblakaardid tõendasid veenvalt, et Tallinn on suur raskmetallide allikas. Selle mõju ulatub kuni paarikümne kilomeetri kaugusele kesklinnast (Liiv *et al.*, 2004).

Seiremetoodika

Eestis kogutakse samblaproove rahvusvahelise samblaseireprogrammi nõuetele vastavast sajast püsiproovipunktist koosnevast võrgustikust igal viiendal aastal (1989, 1995, 2000/01, 2005/06 – edaspidi *Eesti*). Aastast 2000 on see töö jagatud kahe aasta peale.

Vahepealsetel aastatel kogutakse samblaproove ja määratakse neis raskmetallide sisaldus proovipunktide tihendatud võrgustikus kõrgenenud saastetasemega põlevkivipiirkondades Ida- ja Lääne-Virumaal (1992, 1997, 2002) (edaspidi *Kirde-Eesti*) ning Tallinna ümbruses (2003) (edaspidi *Tallinn*) (Eesti Keskkonnaseire, 2004, 2006; Liiv, Kaasik, 2004; Keskkonnaülevaade 2005, 2005; Liiv *et al.*, 2003, 2004). Püsiproovipunktide võrgustik on toodud joonisel 11.



Joonis 11. Samblaproovipunktid Eestis 1989–2006.
Raamiga on ümbritsetud tihendatud seire piirkonnad.

Aparatuurselt ei mõõdeta õhu raskmetallide sisaldust ei Tallinnas ega teistes Eesti linnades või nende lähemas ümbruses. Seepärast määrati 2004. aastal ka Tartu, Pärnu, Kohtla-Järve ja Viljandi piirkonnas raskmetallide sisaldust samblas tihedama proovipunktide võrgustiku alusel, kui näeb ette Euroopa bioindikatsiooniline seireprogramm (Liiv *et al.*, 2005). Sealsete proovipunktide arv on suhteliselt väike, võrreldes Eesti teiste piirkondade proovipunktide arvuga. Seepärast ei käsitleta siin eraldi Tartu, Pärnu, Kohtla-Järve ja Viljandi ümbruse sambla raskmetallide sisaldust.

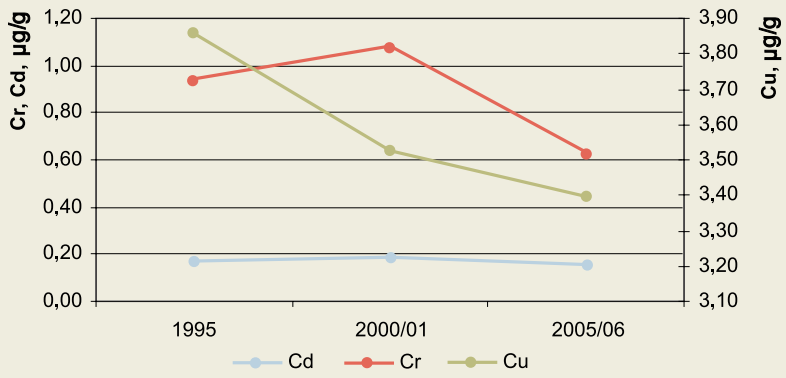
Metoodiliste standardiseerimisnõuete täitmine nii proovipunktide valikul kui ka samblaproovide kogumisel, töötlemisel ja keemiliste analüüside tegemisel võimaldavad jälgida atmosfäärse raskmetallisaaste ajalist ja ruumilist muutust uuritaval alal. Samblaproovide kogumisel, töötlemisel ja keemilisel analüüsimisel järgitakse ka Eestis standardiseerimisnõudeid, mis lähtuvad raskmetallide bioindikatsioonilise seire Euroopa projektist (Rühling, Steinnes, 1998; Liiv, Kaasik, 2004). Et tulemused oleksid kindlalt võrreldavad, oleks seires vaja kasutada ainult üht ja sama samblaliiki, kuid mitmel põhjusel pole see alati võimalik. Näiteks, kuigi nii palusammal kui laanik on mõlemad suhteliselt saastetundlikud samblad, on keskkonna aluselise saastumise suhtes neist kahest liigist tundlikum palusammal. Seepärast kasvab mõnel pool Kirde-Eestis ainult laanik, palusammal aga mitte. Eestis läbiviidud palusambla ja laaniku raskmetallide akumulatsioonivõime võrdlemine näitas, et nad omastavad Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V ja Zn sarnastes kogustes, mistõttu võib nende liikide proovide keemiliste analüüside tulemusi samblaseires käsitleda ümberarvutusteta üheskoos (Liiv *et al.*, 1999, 2000, 2007).

Raskmetallide sisalduse alusel samblaproovides on koostatud elementide territoriaalse jaotuse kaardid (joonised 16 ja 17).

Raskmetallide sisalduse muutused sammaldes 1989–2005/2006

Cd, Cr, Cu – kaadmium, kroom, vask

Cd, Cr ja Cu sisalduse mediaan samblas langes Eestis tervikuna kõige rohkem aastatel 1989–1995. 1995. aastast alates on langemine aeglustunud. Kirde-Eestis langes Cu mediaan kõige enam perioodil 1997–2002. Viimastel andmetel on Eestis, sh suurema saastekoormusega Kirde-Eestis ja Tallinnas, Cd, Cr ja Cu sisalduste mediaanid peaaegu samal tasemel, kuid muret teevad Tallinnas määratud kõrged maksimumväärtused.

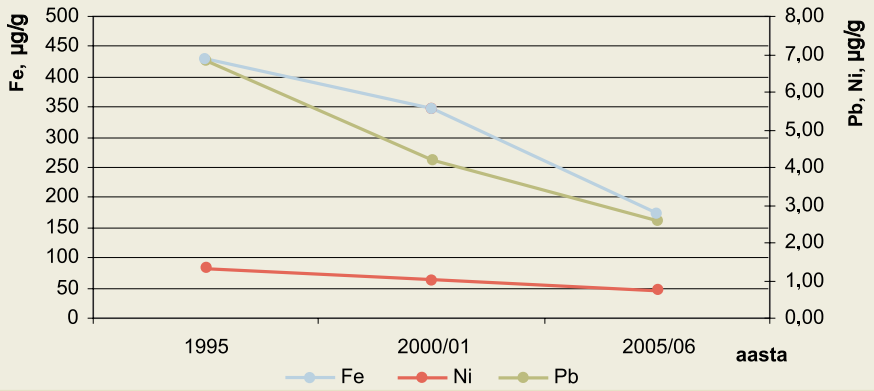


Joonis 12. Cr, Cd ja Cu sisalduse mediaanväärtused Eesti sammaldes aastail 1995–2005/2006.

Fe, Ni, Pb – raud, nikkel, plii

Fe sisalduse mediaani langus on aastatel 1989–2006 Eestis olnud suhteliselt tagasihoidlik. Kõige rohkem vähenes sambla Fe sisaldus aastatel 1989–1995, kui Fe sisalduse mediaan vähenes poolteist korda, hilisemad muutused Eestis on olnud väiksemad ja jäänud lokaalse varieeruvuse piiridesse. Kirde-Eestis on Fe sisaldus samblas üle kolme korra kõrgem kui Eestis tervikuna ning 1997. aastal oli Fe sisalduse mediaan isegi kolm korda kõrgem kui 1992. aastal. Fe kontsentratsiooni mediaan on kõrgenenud saastetasemega Tallinnas ja Kirde-Eestis samal tasemel.

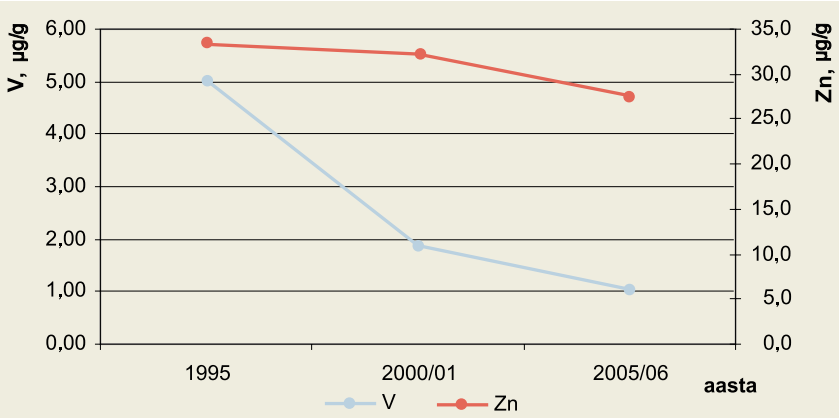
Ni sisalduse mediaan langes tugevalt aastail 1989–1995, misjärel on muutused jäänud lokaalse varieeruvuse piiridesse. Ni kontsentratsioon ei erine oluliselt kõrgenenud saastetasemega piirkondades ja Eestis üldiselt. Sammalde pliisisaldus on 16 aasta jooksul oluliselt langenud (joonis 13) – kontsentratsiooni mediaan on langenud ligikaudu viis korda. Järsem on vähenemine olnud aastail 1997–2002.



Joonis 13. Fe, Ni, Pb sisalduse mediaanväärtused Eesti sammaldes aastail 1995–2005/2006.

V, Zn – vanaadium ja tsink

V sisalduse mediaan samblas langes kõige rohkem aastatel 1995–2000 (joonis 14). V kõrgemad sisaldused on mõõdetud Tallinnas ja Kirde-Eestis. 2005/2006 ning eelmise seirekorra võrdluses on V sisaldus sammaldes märgatavalt langenud. Zn sisaldus pole aastatel 1989–2005/2006 praktiliselt muutunud, vaid Kirde-Eestis oli Zn sisalduse mediaan 1997. aastal veidi kõrgem kui 1992. aastal, sarnanedes seega Fe sisalduse ajalisele muutusele Kirde-Eesti samblas. Erinevate saastetasemetega piirkondade võrdluses on Zn sisalduse mediaan sammaldes samal tasemel.

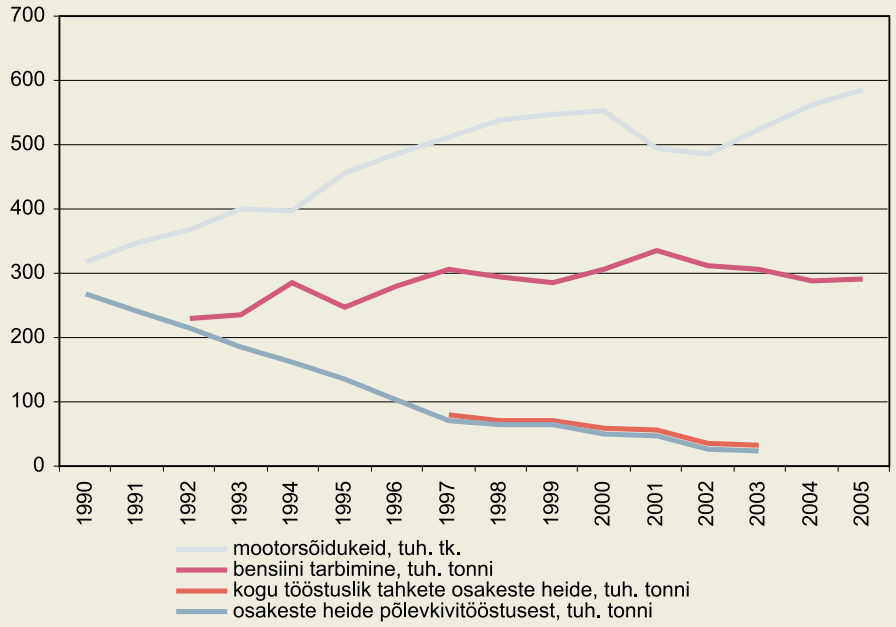


Joonis 14. V ja Zn sisalduse mediaanväärtused Eesti sammaldes aastail 1995–2005/2006.

Kokkuvõte

Kui 1989. aastal olid Kirde-Eesti sammaldes kõigi raskmetallide sisaldused teiste Eesti piirkondadega võrreldes kõige kõrgemaid (Kannukene *et al.*, 1991), siis 1995. aastal olid sellest piirkonnast kogutud samblas kõrgenenud Cr, Cu, Fe, Ni ja Pb sisaldused, 2000/2001. aastal vaid Fe sisaldus. Cr, Ni, Pb, V ja Zn sisaldus oli aastatel 2000/2001 võrreldes 1995. aastaga tõusnud Tallinna äärealade proovipunktide samblas. Cu ja Fe sisaldus oli aastail 2000/2001 kõrgeim Lääne- ja Ida-Virumaalt kogutud samblas, kuid samal ajal oli nende elementide sisaldus kõrge ka Tallinna äärealadel (Liiv *et al.*, 2002). Kümnekonna aastaga on sambla raskmetallide sisalduse territoriaalne levik Eestis oluliselt muutunud.

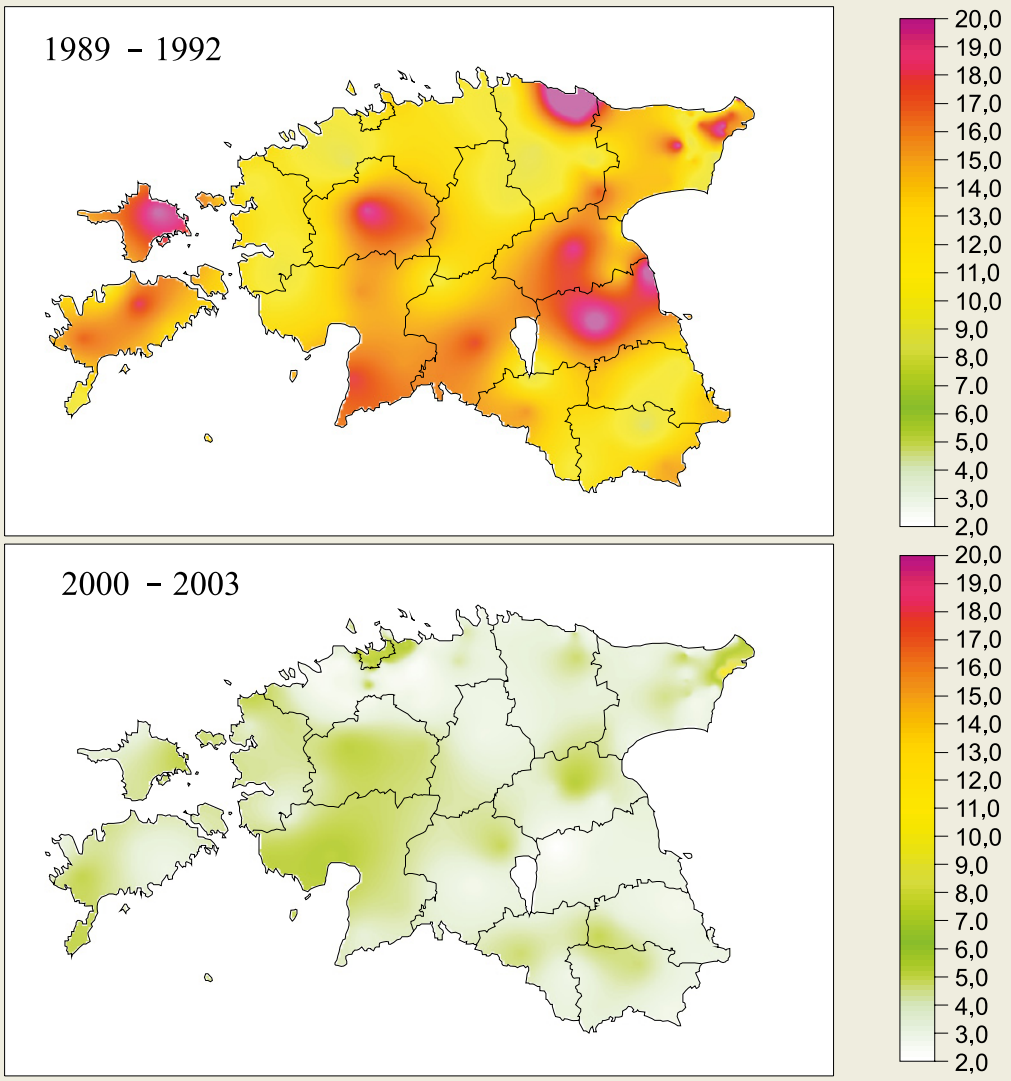
Võrreldes seirekorraga 2000/2001 on 2005/2006 seiretulemuste kohaselt kõigi raskmetallide keskmine sisaldus püsiproovipunktide samblas jäänud samale tasemele. Täheldatud muutused on lokaalse varieeruvuse piirides. Kõige rohkem on raskmetallide sisaldus vähenenud neil aastail Tallinna äärealade, Pärnumaa ning Eesti põhjaranniku proovipunktide samblais (Liiv, Sander, 2006).



Joonis 15. Õhu saastamise (ka raskmetallidega) mõjutajad Eestis aastatel 1990–2005.

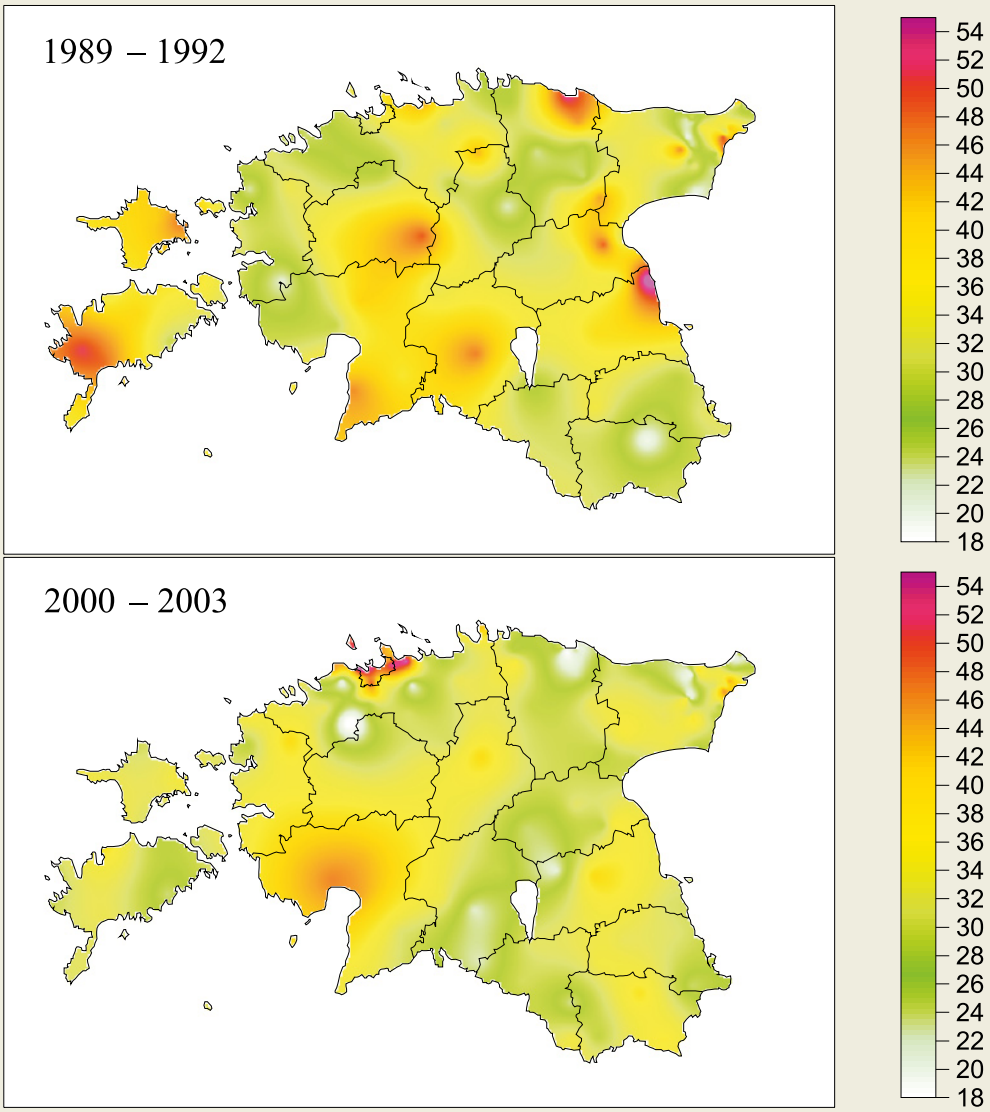
Kui 1997. aastal oli enamikus Kirde-Eesti proovipunktides Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni, V ja Zn sisaldus samblas kõrgem kui 1995. aastal Eestis keskmiselt, siis 2002. aastal see 2000. aasta Eesti keskmist ei ületanud (Liiv *et al.*, 2003). Kunda tsementitehase ümbruse samblaproovides oli kõigi raskmetallide maksimaalne sisaldus 2002. aastal samal tasemel kui kõige madalam sisaldus 1997. aastal. Cr, Fe, Ni, Pb ja V kontsentratsiooni märgatav vähenemine Kirde-Eesti samblaproovides aastail 1992–2002 on nii ajas kui ka geograafiliselt ligikaudu võrdeline tahkete osakeste arvutatud sadenemisvoogude muutumisega Kirde-Eestis (Kaasik *et al.*, 1999). Tulemus on kooskõlas nimetatud elementide suhteliselt suure sisaldusega põlevkivituhas (Pets *et al.*, 1985). Cd, Cu ja Zn sisalduse vähenemine samblas on olnud väiksem.

Alates 1990. aastast on seoses elektritootmise langusega pidevalt vähenenud ka Kirde-Eesti suurtest elektrijaamadest (EJ) õhku paisatud tahkete ainete kogus. Võrreldes 1990. aastaga oli aastaks 2001 Balti EJ lendtuha emissioon vähenenud 4,5 korda ja Eesti EJ-s 2,4 korda (Eesti Elektrijaama..., 2002). Tahkete osakeste sadenemisvooge ja autoliiklust iseloomustavad näitajad Eestis aastatel 1990–2005 on toodud joonisel 15. Tallinna ümbrus on nüüdseks Kirde-Eesti tööstuspiirkonna kõrval teine kõrgema õhusaaste tasemega piirkond Eestis. Tallinna ümbruse saastatus Cd, Ni ja V osas on samal tasemel kui Kirde-Eestis. Eesti kõrgeimad Cr, Fe ja Pb sisaldused samblas on määratud Kirde-Eestist kogutud proovides, kõrgeimad Cu ja Zn sisaldused aga Tallinnast kogutud proovides.



Joonis 16. Pb sisalduse (µg/g) levik samblas aastatel 1989–1992 (94 proovipunkti) ja 2000–2003 (170 proovipunkti).

Seega on raskmetallide sisaldus Eesti sammaldes ajavahemikul 1989–2006 oluliselt vähenenud, mis on seotud ka keskkonnasõbralikumate tehnoloogiate kasutuselevõtuga. Näiteks plii sisalduse vähenemise (joonis 16) peapõhjuseks on ilmselt pliivaba bensiini kasutuselevõtt. Erandlik on aga tsingi sisalduse püsimine samblas peaaegu muutumatuna (joonis 17), kusjuures viimastel aastatel on Zn sisaldus kõrgeim Tallinna ümbruses. See on tingitud ilmselt tihedast autoliiklusest.



Joonis 17. Zn sisalduse (µg/g) levik aastatel 1989–1992 (94 proovipunkti) ja 2000 – 2003 (170 proovipunkti).

Raskmetallide sisaldus Põhja- ja Baltimaade (sh Eesti) sammaldes on küllaltki sarnane ja seostub asustustihedusega. Enamiku raskmetallide osas on raskmetallide sisaldus madalaim Norra või Soome ja kõrgeim Leedu sammaldes. Eesti jääb sammalde raskmetallide sisalduse osas nimetatud riikide vahele.

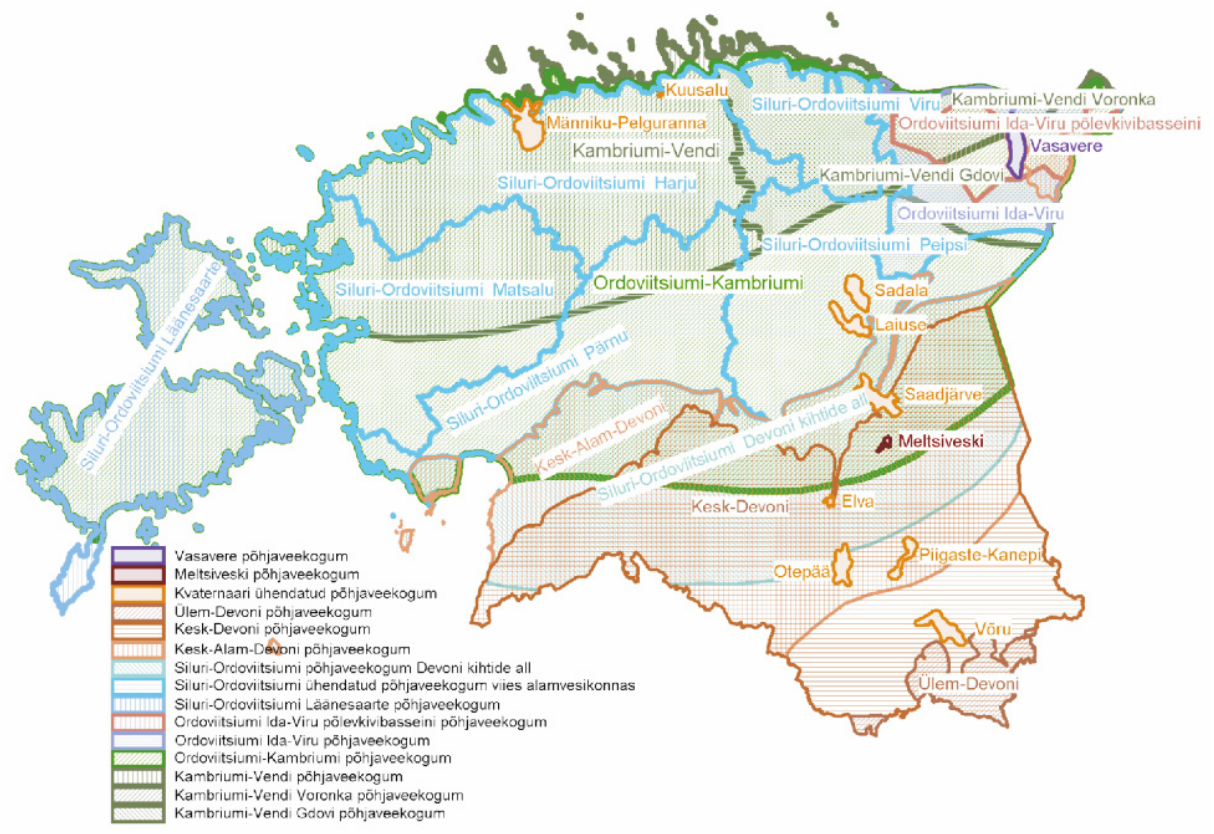
Eesti ühines 2006. aasta jaanuaris piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni raskmetallide protokolliga. Protokolliga ühinemine peaks aitama Eestis veelgi vähendada inimtegevuse tagajärjel tekkivaid raskmetallide heitkoguseid.

Põhjavee tugivõrgu seire

Rein Perens
OÜ Eesti Geoloogiakeskus

2004–2006 riikliku keskkonnaseire aruannete põhjal koostanud Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Põhjavee tugivõrgu seire annab ülevaate Eesti põhjavee seisundist. Keskkonnaministri 10. mai 2004. a määruse nr 47 kohaselt eristatakse Eesti territooriumil 15 põhjaveekogumit (joonis 18), mille kvantitatiivse ja keemilise seisundi jälgimiseks on tugivaatlusvõrk jagatud alamvesikondade vahel aladeks. Kaevude arv, milles põhjaveetaset mõõdetakse, on perioodil 2004–2006 vähenenud (2004. aastal 306, 2006 aastal 292 kaevu), kuigi 2006. aastal see arv võrreldes 2005. aastaga tõusis. Ka mõõtmiste arv on võrreldes 2005. aastaga tõusnud (6933 mõõtmiselt 7061 mõõtmiseni). Ülevaate 2004–2006 seirevõrgustikust annab teemakaart 5.



Joonis 18. Põhjaveekogumite paiknemine Eestis.

2006. aasta ilmastik oli looduslähedastes tingimustes olevate põhjaveekihtide veevaru täienemiseks ebasoodne. Seetõttu oli aasta keskmine veetase madalam nii eelmise aasta keskmisest (0,1...0,9 m võrra) kui pikaajalise vaatlusrea keskmisest (0,1...1,0 m võrra). Mitu suurt allikat, sealhulgas ka Porkuni järv, jäid kuivaks. Seevastu 2004. ja 2005. aasta algul täheldati enamikes piirkondades pikaajalises vaatlusreas keskmisest kõrgemaid veetasemeid. Looduslähedastes tingimustes oli nendel aastatel aktiivse veevahetuse vöös põhjaveetase enamikus Eesti piirkondades 0,1...0,7 m kõrgem pikaajalisest keskmisest põhjaveetasemest. Suuremates veehaaretes Tallinnas, Kohtla-Järvel, Jõhvis ja Sillamäel veevõtt 2004. ja 2005. aastal vähenes. Selle tulemusena tõusis sügavate

veekihtide põhjavee survepind, mis tähendab põhjaveevaru taastumist ja veekihtide kvantitatiivse seisundi paranemist. 2006. aastal veevõtt suurenes. See põhjustas sügavate põhjavee veekihtide survepinna alanemist mõnedes vaatluskaevudes.

Pandivere vaatluspiirkonnas võib täheldada lämmastikühendite sisalduse stabiliseerumist. Maapinnalähedaste veekihtide põhjavee lämmastikühendite sisaldus on enamasti alla joogiveele kehtestatud piirsisaldust (50 mg/l). Tartus Meltsiveski veehaarde põhjavees nitraatide sisaldus 2004. aastal vähenes, kuid 2005. aastal see taas suurenes. Ka 2006. aastal täheldati Meltsiveski ja Toomeoru veehaarete vees keskmisest mõnevõrra suuremaid nitraatide sisaldusi.

Kloriidide sisaldus Kambriumi–Vendi põhjaveekogumi põhjavees on stabiilne. Kloriidide sisaldused ei vasta joogivee nõuetele (250 mg/l) Maardus, Kopli poolsaarel ja kohati ka Viimsi poolsaarel. Ida-Virumaal avaldab mõju ordoviitsiumi veekompleksi põhjaveele põlevkivi kaevandamine ja ammendatud kaevanduste-karjääride sulgemine. Jätkata tuleb peale kaevanduste sulgemist ilmnenud liigveeprobleemide lahendamist kaevanduspiirkonnas. Vastavad meetmed tuleb ette näha juba kaevanduste ja karjääride sulgemisprojektides.

Aastaid on teada olnud mõningate põhjaveekihtide vee kõrged raadiumi isotoopide ^{226}Ra ning ^{228}Ra sisaldused. Kõrgenenud sisaldusi, millest tingituna võib nimetatud radioaktiivsete isotoopide efektiivdoos põhjavees kohati olla suurem joogiveele kehtestatud piirnormist, põhjustavad looduslikud tegurid. Kõrgenenud raadiumisisaldusega põhjavesi levib Kambriumi–Vendi põhjaveekihis ning on peamiselt seotud uraani ja selle radioaktiivse lagunemise produkte sisaldavate kivimite esinemisega kristalses aluskorras (Eesti Geoloogiakeskus, 2005). Alates 1994. aastast on tehtud järjepidevaid uuringuid radionukliidide ülenormatiivse sisaldusega põhjavee levikust ning nimetatud vee tarbimisega seonduvatest võimalikest terviseriskidest (Eesti Geoloogiakeskus, 2005; Savitskaja, 1999; Savitskaja, Jashtshuk, 2001, 2002; Savitskaja, *et al.*, 2003; Pahapill *et al.*, 2003; Tervisekaitseinspektsioon, 2004). Lisaks teostatakse radionukliidide sisalduse uuringuid joogiveeks tarvitatavas pinna- ja põhjavees riikliku keskkonnaseire raames Kiirguskeskuse poolt (vt peatükk *Ioniseeriva kiirguse seire*). 2004. ja 2005. aasta põhjavee tugivõrgu seire tulemused kinnitavad varasemate uuringute tulemusi, mille kohaselt on kõrgenenud raadiumi isotoopide sisaldus täheldatav Kambriumi–Vendi põhjaveekogumi erinevates veekihtides Põhja- ja Kirde-Eestis.

Põhjavee seire nitraaditundlikul alal

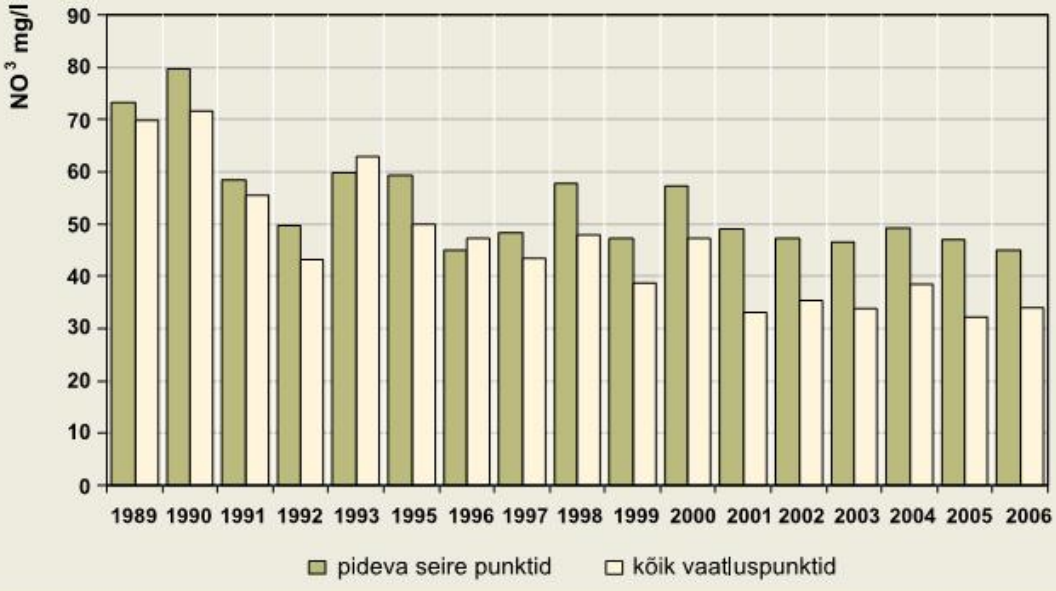
Tiiu Valdmaa
AS Maves

Nitraaditundliku ala põhjaveeseire jälgib lämmastikuühendite sisaldusi pindmises põllumajanduslikust tegevusest mõjutatud põhjavees. Seiret tehakse eesmärgiga määrata inimtegevusest mõjutatud suundumused põhjavees, nende sõltuvus põllumajanduslikust tegevusest ja looduslike tingimuste variatsioonidest ning nimetatute koostoimest. Seire tulemusi kasutatakse nitraaditundliku ala tegevuskava alusel rakendatud meetmete tõhususe hindamiseks ning nitraaditundlike alade piiride põhjendamiseks ja täpsustamiseks.

Nitraaditundlikuks alaks valitud kaitsmata põhjaveega aladel on nitraadireostusest ohustatud eelkõige põhjavee ülemistest kihtidest toituvad salv- ja madalad puurkaevud. Kuna kaitsmata põhjaveega karstunud lubjakivialadel ülemine 10–15 m paksune veekiht vahetub aasta jooksul mitu korda, võetakse püsiseire vaatluspunktidest aastas kuni neli veeproovi. Ülejäänud vaatluspunktidest võetakse veeproovid üks kord nelja aasta jooksul.

Adavere–Põltsamaa piirkond

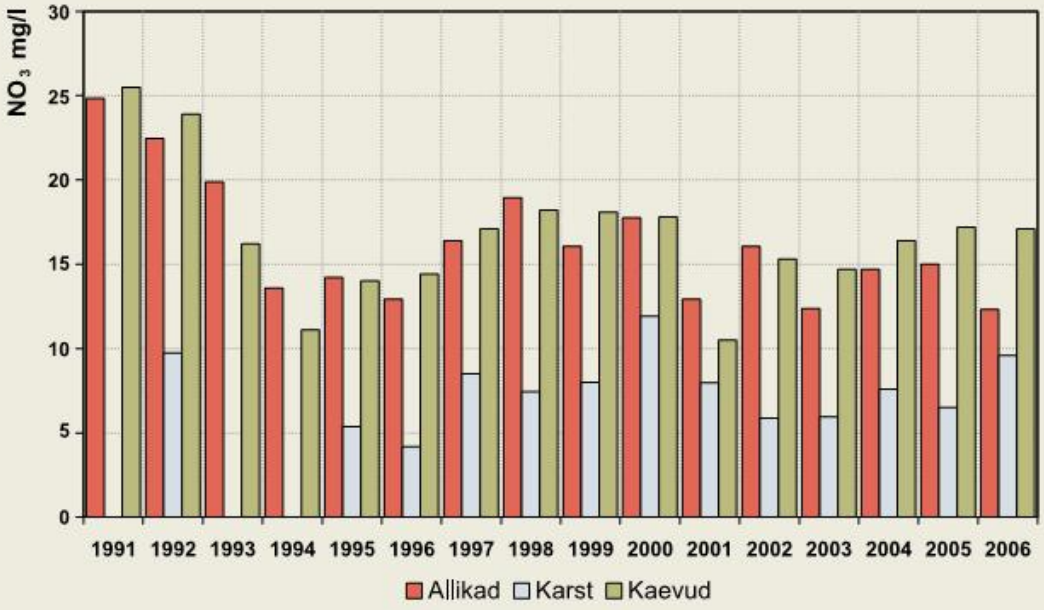
Aastatel 2004–2006 on veeproovide ja seiratud kaevude arv Adavere, Põltsamaa, Esku ja Pajusi-Puurmanni kontrollseire käigus olnud stabiilne – veeproovide arv on jäänud aastas 140 ja seiratud kaevude arv 60...70 piirile. Püsiseire kaevude veekvaliteet on jätkuvalt problemaatiline, mille sisaldused on olnud veidi kõrgemad kui nitraaditundlikul alal Adavere–Põltsamaa piirkonnas keskmiselt (joonis 19).



Joonis 19. Adavere Põltsamaa nitraaditundliku ala vaatluspunktide aastakeskmised nitraatide sisaldused.

Pandivere piirkond

Vastavalt 2006. aasta seiretulemustele on nitraaditundliku ala Pandivere piirkonna põhjavee seisund lämmastikuühendite osas tervikuna hea. Nitraatioonide sisaldus allikates on võrreldes eelmise aastaga langenud, kaevudes on nitraatiooni sisaldus jäänud samaks ning karsti seirepunktides pisut suurenenud (joonis 20).



Joonis 20. Nitraatiooni aastakeskmine sisaldus Pandivere piirkonnas vaatlusgruppide vees aastatel 1991 – 2006.

Põllumajandusest tingitud otsene mõju nitraatioonide sisalduse suurenemisele maapinnalähedases põhjavees ei ole veel laienenud kogu piirkonnale. Võrreldes 1990. aastate keskpaiga ja 2000. aastate algusega on siiski viimaste aastate üldised sisaldused suuremad. Kaevude vaatlusrühma ja kontrollseire tulemusi arvestades on olemas tendents nitraatiooni sisalduse suurenemisele just intensiivsema põllumajandusega piirkondades. Näiteks Rakvere vallas oli 2006. aastal kaevude keskmine nitraatioonide sisaldus 31,5 mg/l ja Paide vallas 32,9 mg/l. Paide valla reostunud veega kaevud asusid kõik Anna piirkonnas.

Lähiajal on võimalik nitraatiooni suurenemine piirkonniti üle 35 mg/l. Nitraatiooni sisaldus 35 mg/l põhjaveekogumis on piiriks, mille ületamise puhul tuleb põhjavee direktiivi järgi hakata rakendama täiendavaid veekaitsemeetmeid põhjaveekogumi seisundi edasise halvenemise vältimiseks.

Kümnest seirepunktist võeti 2006. aasta detsembrikuus veeproove ka pestitsiidide sisalduse määramiseks. Kehala puurkaevust võetud veeproovis täheldati herbitsiidi *Clopyralid* (kasutatakse ühe- ja mitmeaastaste suureleheliste umbrohutaimede tõrjeks nii aias, rohumaadel kui põllul) jälgi. Assamalla puurkaevu vees leiti herbitsiidi *Metribuzin* (sarnane kasutusvaldkond eelmisega) jääke. Pestitsiididele kehtestatud piirnorme ei ületatud. Ühekordsed analüüsid ei anna veel alust konkreetseteks järeldusteks, kuid näitavad, et on võimalik pestitsiidide jääkide esinemine põhjavees, mistõttu tuleb nende olemasolu edaspidigi kontrollida.

Põllumajanduslike keskkonnatoetuste mõju seire – teema *VESI*

Jaan Kanger, Liivi Rooma
Põllumajandusuuringute Keskus

Põllumajanduslike ja keskkonnatoetuste hindamisest ja uuringute tulemustest saab täpse ülevaate Põllumajandusuuringute Keskuse veebilehelt http://pmk.agri.ee/pkt.

Aastatel 2005–2006 viidi Põllumajandusuuringute Keskuse tellimusel maaelu arengukava (MAK) alusel rakendunud põllumajandusliku keskkonnatoetuse (PKT) meetme hindamise ehk meetme tõhususe seire raames läbi veealaseid uuringuid, hinnati toiteelementide kogubilanssi ning taimekaitsevahendite kasutuskoormust. Seirealad on valitud erinevate põllumajandustoetustega kaetud aladelt – maheviljelusaladelt, keskkonnasõbraliku tootmise toetust saavatelt aladelt ning ühtse pindalatoetusega kaetud aladelt. MAK põllumajandusliku keskkonnatoetuse tegevuste eesmärkideks on seatud taimetoitainetest põhjustatud veereostuse riski vähendamine ja mullaviljakuse säilitamine, keskkonnasõbralike tootmisviiside juurutamise soodustamine (kaitsmaks ja suurendamaks bioloogilist ja maastikulist mitmekesisust) ning mulla- ja veeressursside kaitse. Seire eesmärgiks on selgitada PKT rakendamise efektiivsust ning mõju ülaltoodud eesmärkide saavutamisel. PKT vee valdkonna seiretulemused on käesolevas trükises nitraaditundliku ala põhjaveeseire kõrval kajastamist leidnud seetõttu, et nitraaditundlik ala jääb aktiivsesse põllumajanduspiirkonda ning peamine oht piirkonna kaitsmata põhjaveele tuleneb eelkõige põllumajandusest. Kui riiklik keskkonnaseire jälgib põhjavee seisundit, siis PKT meede ning seire on suunatud survetegurite leevendamisele ja vastava tegevuse efektiivsuse jälgimisele.

Taimetoiteelementide kontsentratsioon dreenivees

2005. ja 2006. aasta seiretegevuste tulemusena valiti välja viis seirepõldu kolmel seirealal Tartumaal, Läänemaal ja Raplamaal, neist üks mahe-, üks ühtse pindalatoetuse alla kuuluv ning kolm keskkonnasõbraliku tootmisega põldu. Seirealadel viidi läbi põhjalik muldade kirjeldamine sügavkaevete ning pisteliste mullaproovide abil. Dreenivee proovid koguti põllumassiivide kogujadreenide suudmetest või vaatluskaevudest. Seirepõldudele rajatud püsiseireruutudelt kogutud mullaproovides ja samade proovide mullavee väljatõmbes määrati peamiste toiteelementide sisaldused, nagu ka dreenivees. Seiretulemuste alusel on võimalik hinnata erinevate majandamisviiside mõju mulla ja toiteelementide sisaldusele ning toiteainete bilansile. 2005. aastal olid kõikide uuritud taimetoiteelementide kontsentratsioonid dreenivees madalad. Nitraatide kontsentratsioon kõikus 0,7...31,0 mg/l vahel, mis jääb madalamaks kui veeseaduse rakendusaktides kehtestatud joogivee vastav piirväärtus (50 mg/l). Nii 2005. kui 2006. aasta seiretulemused näitavad, et nitraatiooni kontsentratsioon mullas ja dreenivees, samuti ka nitraatiooni leostumine olid madalamad maheda tootmisviisiga põllul. 2006. a andmetel leostus lämmastikku enim talvise taimkatteta ühtse pindalatoetusega põllult – 18,9 kg/ha, kuigi väetiskoormus oli keskkonnasõbraliku tootmisega põldudel suurem. Väikseim leostumine oli mahepõllult – 4,9 kg N/ha. Nitraatiooni sisaldus mullas tõuseb oluliselt peale väetamist. Kevadel, vegetatsiooniperioodi alguses, kui taimede lämmastikuvajadus on madal, ning sügisel peale saagi koristamist suureneb lämmastiku leostumisrisk põldudelt. Ka talvise taimkatte puudumine suurendab nitraatide leostumist, leostumist saab aga vähendada sobivate taimeliikide valikuga.

2006. aasta seiretulemused näitasid, et nitraatiooni sisaldused seirepõldude dreenivees tõusid oktoobris–novembris hoolimata sellest, et põllud olid talvise taimkatte all. Läänemaa seirealal oli nitraatide leostumine mahepõllult võrreldes keskkonnasõbraliku tootmise all oleva seirepõlluga madalam. Selle põhjuseks võib olla asjaolu, et mahepõllul kasvas hõredama talivilja all tihe ristik, mis kasutas pika ja sooja sügise jooksul mullast ära oluliselt rohkem toitaineid kui talivili teisel põllul. Fosfori leostumine on madal ega sõltu toetuse tüübist.

Seiretulemused näitavad mulla kaaliumi- ja

väävlisisalduse märgatavat tõusu peale orgaaniliste väetiste kasutamist. Mahepõllul, kus mineraal- ega orgaanilisi väetisi ei kasutatud, oli kõikide toiteelementide bilanss negatiivne, mis aga pikema aja jooksul võib viia mullaviljakuse languseni.

Toiteelementide kasutuse ning pestitsiidide kasutuskoormuse uuring

Kuna nitraaditundliku ala põhjavee seire käigus kontrollitakse ka pestitsiidide sisaldust põhjavees, nii kaevudes kui allikates, siis tutvustatakse siinkohal lühidalt PKT seire raames tehtavat väetiste ja pestitsiidide kasutuskoormuse uuringut. Tegemist ei ole seirega selle sõna tavapärases tähenduses. Kasutuskoormuste kindlakstegemiseks kasutatakse intervjuu meetodit, mille käigus pannakse kirja sisse ostetud ning müüdud toiteelementide hulk. Selle põhjal arvutatakse bilanss kalendriaasta kohta. Pestitsiidide puhul pannakse kirja pestitsiidide kasutuskorrad, liik, kogus ning millisel kultuuril seda kasutati.

Riiklik põhjaveeseire on näidanud, et kuigi Eesti põhjavees on pestitsiidide sisaldused väga madalad, leitakse põhjavees siiski neist jälgi. Sama näitavad ka riikliku mullaseire tulemused, mis ühtlasi kinnitavad fakti, et pestitsiidid võivad peale nende kasutamise lõpetamist püsida mullas veel aastaid (vt ptk *Mullaseire*). Statistikaameti andmeil on pestitsiidide kasutamine (kg/ha põllumajandusmaa kohta) alates 2000. aastast pidevalt suurenenud. Suurem tõus on olnud jälgitav aastast 2004 (http://www.keskkonnainfo.ee, keskkonnaseisund: toksiline saastatus, toksiliste ainete kasutamine).

Toiteelementide kasutusuuringute konkreetseks eesmärgiks on hinnata talus keskkonnasõbralikke põllumajandustootmise viise, et õigeaegselt tuvastada sekkumise vajadus toiteelementidest põhjustatud hajureostuse vähendamiseks. Pestitsiidide kasutuskoormus aga näitab, kuidas majandamisviisi valik võib muuta põllumajanduskeskkonna survet bioloogilisele mitmekesisusele. Kuna uuringuid on läbi viidud alles kaks aastat, ei ole võimalik hinnanguid toiteelementide kasutusbilansi kohta veel anda. Mahe- ja keskkonnasõbraliku tootmisega taludes on nii fosfori kui kaaliumi osas bilanss nõrgalt positiivne või negatiivne. Ühtse pindalatoetusega taludes on kõikide toiteelementide bilansid positiivsed. Lämmastikubilansi osas senise kahe aasta tulemuste alusel tootmisviisidel olulist vahet ei näi olevat – taimekasvatusele spetsialiseerunud mahetaludes on lämmastikubilanss kõrgem kui ühtse pindalatoetusega sama tüüpi taludes, segatüüpi taludes on erinevus väike.

2006. aasta tulemuste kohaselt ei kasutanud uuritud 76 keskkonnasõbraliku ja üldise pindalatoetusega kaetud talust-ettevõttest 16 mingisuguseid pestitsiide. Herbitsiidide kasutuskoormus oli väiksem taimekasvatusele spetsialiseerunud taludes. Keskkonnasõbraliku tootmise toetust saavad taludettevõtted kasutavad pestitsiide üldiselt vähem kui ühtse pindalatoetusega tootmised. Petsitsiidide kasutamine sõltub ka tootmise suurusest – suuremad tootjad kasutavad erinevaid pestitsiide enam.

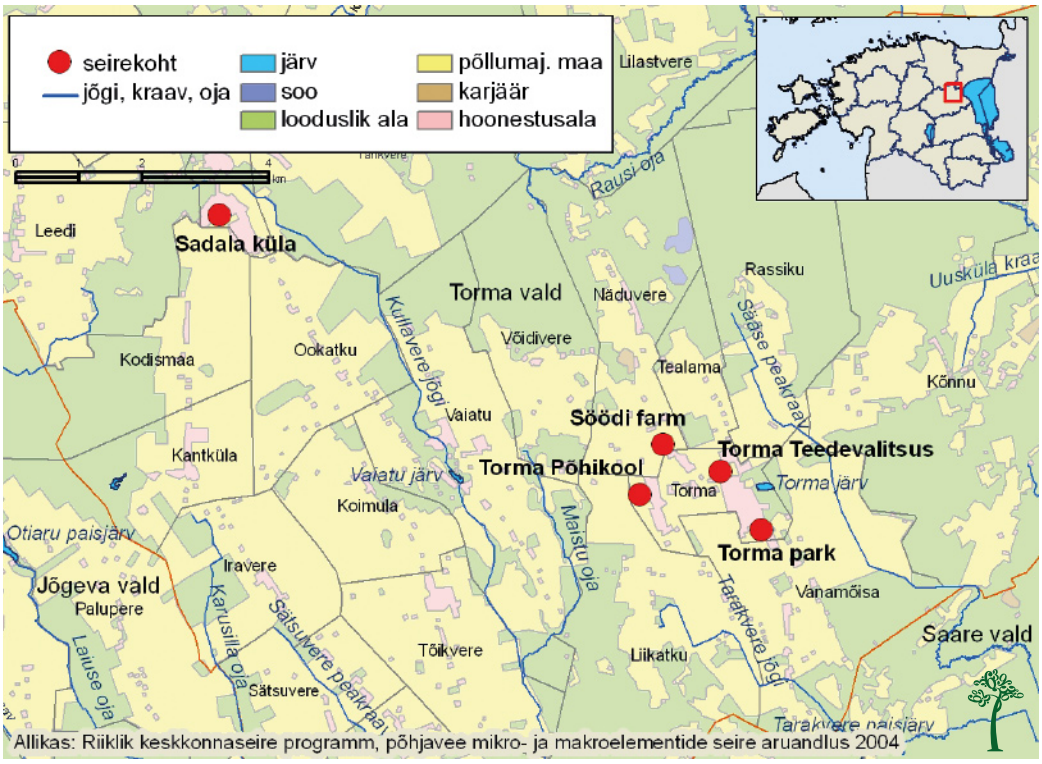
Makro- ja mikroelementide uuringud põhjavees 2004–2006

Enn Karro[1], Andre Zahharov[2]
[1]Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut, [2]Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Ülevaade uuringute tulemustest

2004. aastal viidi läbi mikroelementide uuring fluoriidide osas Torma valla piirkonna põhjavees Ida-Eestis. 2005. aastal teostati mikroelementide uuringut boori ja fluoriidide osas Kesk- ja Lääne-Eesti põhjavees. 2006. aastal koguti digitaalsesse andmebaasi vee erikasutuslubade järgse põhjavee keemilise seire andmed makro- ja mikroelementide osas, mis võimaldab nende integreerimise keskkonnaregistris olevate riikliku seireprogrammi tulemustega.

2004. aastal Torma vallas läbi viidud uuringute (joonis 21, seirepuurkaevude paiknemine) tulemused näitasid kogu seireperioodi jooksul püsinud lubatust tunduvalt kõrgemaid fluoriidide kontsentratsioone Torma pargi puurkaevus. Seevastu Söödi farmi pika avatud intervalliga puurkaevus oli fluoriidide sisaldus Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksi kaevudest madalaim. Anomaalselt kõrge oli 2004. aastal sulfaatide sisaldus Kvaternaari põhjaveekihti avava Torma Põhikooli puurkaevu vees (170...200 mg/l), mille tõenäoliseks põhjuseks on Kvaternaari setetesse kuhjunud orgaanilise aine lagunemine. Torma valla tarbepuurkaevude uuringute tulemused viitavad põhjavee kõrgenenud fluoriidide sisalduse korreleerumisele kõrgemate pH väärtustega ning madalama kaltsiumiooni (Ca^{2+}) sisaldusega. Samuti täheldati seaduspära, mille kohaselt kõrgem rauasisaldus korreleerub madalama fluoriidide sisaldusega ja vastupidi.

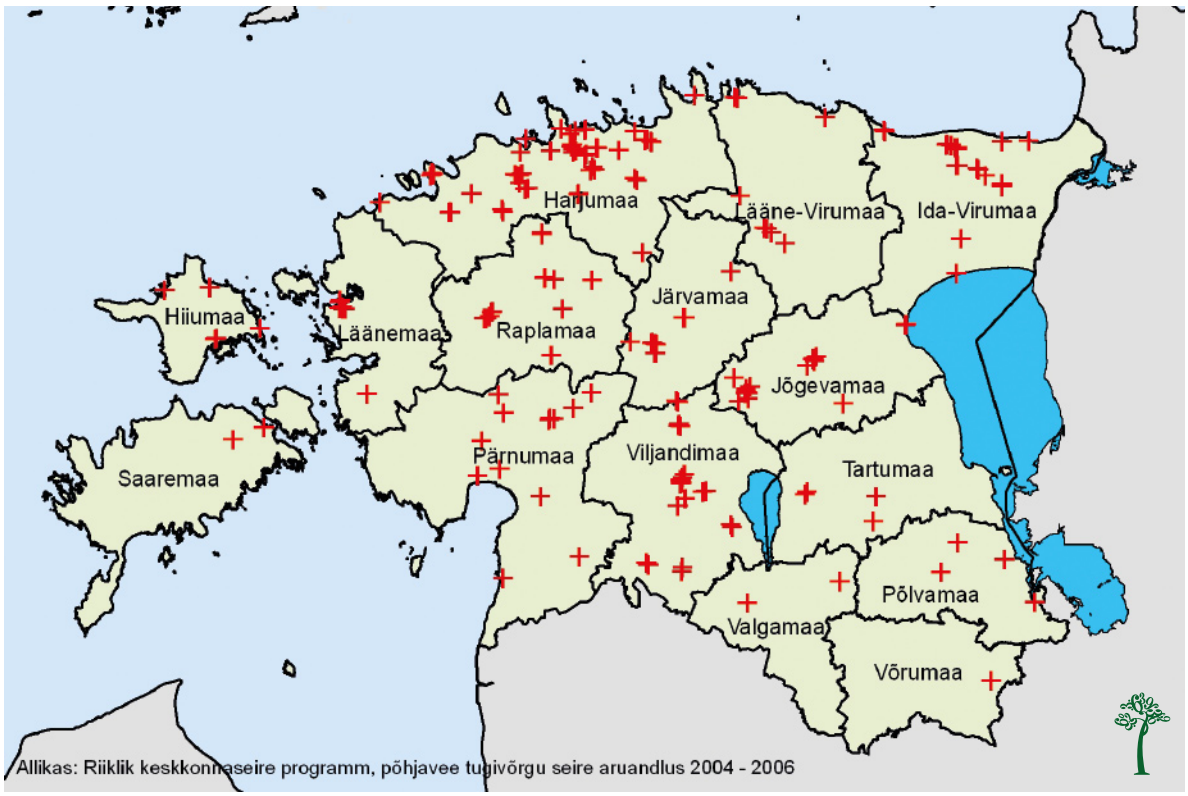


Joonis 21. Seirepuurkaevud Torma vallas 2004. aastal

Ülevaate fluoriidisisaldustest Torma valla puurkaevude vees annab teemakaart 6, millele on kantud kõikide 2004. aastal jälgimise all olnud puurkaevude vees määratud fluoriidisisaldused. 2005. aastal teostati Lääne- ja Kesk-Eestis ulatuslikum seire, mis hõlmas 50 töötavat tarbekaevu

(teemakaart 7). Tulemuste alusel esinevad kõrge boori ja fluoriidisisaldusega põhjaveed eelkõige Silur-Ordoviitsiumi (S-O) põhjaveekompleksis Lääne-Eestis (Pärnu-, Lääne- ja Saaremaal), kus võetakse joogi- ja majandusvett Siluri ja Ordoviitsiumi ladestu karbonaatkivimitesse rajatud väga erineva sügavuse ja konstruktsiooniga puurkaevudega. 2005. aasta seiretulemustest ilmneb, et S-O veekompleksist võetud 46 veeproovi keemiline koostis ei vasta fluoriidide osas 37% juhtudest ning boori osas 17% ulatuses Eesti Vabariigi sotsiaalministri 2001. aasta määrusele nr 82 ja Maailma Tervishoiuorganisatsiooni poolt 2004. aastal kehtestatud nõuetele (Joogivee ..., 2001; WHO, 2004). Fluoriidide osas esines kuni kolmekordselt piirnorme ületavaid sisaldusi. Maailma Tervishoiuorganisatsiooni poolt on 2004. aastal tehtud ettepanek alandada boori piirnormi joogiveena tarbitavas põhjavees 1,0 mg/l-lt 0,5 mg/l-le. Sellisel juhul langeks 35% 2005. aastal seiratud kaevudest piirväärtust ületavate kaevude hulka (teemakaart 7).

2006. aasta seiretööde tulemusena on digitaalsesse andmebaasi koondatud 395 vee erikasutuslubade alusel kogutud veeproovi analüüsitulemused aastatest 2002–2006. Andmebaasi on sisestatud puurkaevude andmestik – maakond, linn/küla, katastri number, veekompleks, puurkaevu sügavus (m), proovivõtu aeg, lisaks seiretulemused veetasemete ja veekeemia kohta. Koostatud andmebaasi on koondatud nende vee-ettevõtjate puurkaevude viimase 5 aasta olemasolevad analüütilised tulemused, mis tarnivad vett vähemalt 500 inimesele. Iseloomustamaks puurkaevude paiknemist, on koostatud vastav kaardikiht (joonis 22).



Joonis 22. Lubadejärgse põhjaveeseire seirepuurkaevude paiknemine (2002–2006).

Koondatud andmestiku koosseisu analüüs annab alust väita, et vee erikasutuslubade alusel teostatud seire annab olulist lisa riikliku keskkonnaseire põhjaveeseirele. Joonis 22 näitab, et andmebaasi kantud seirekohad katavad hajusalt kogu Eesti. Mõõdetavate parameetrite hulgas on nii joogivee keemilise kvaliteedi näitajad kui vee üldist reostust iseloomustavad indikaatornäitajad (vt sotsiaalministri määrus nr 82, 31.07.2001.a, *Joogivee kvaliteedi- ja kontrollnõuded ning analüüsimeetodid*). Keemilistest kvaliteedinäitajatest on kõige enam analüüsitud nitraati (NO_3^-), nitritit (NO_2^-), fluoriidi (F^-) ning vähemal määral ka boori (B^-). Indikaatoritest on rohkesti analüüsitud naatriumi (Na^+), rauda ($Fe_{üld}$), mangaani (Mn), sulfaati (SO_4^{2-}), vesinikioonide kontsentratsiooni (pH), ammooniumi (NH_4^+), elektrijuhtivust ning oksüdeeritavust.

Kokkuvõtteks

Põhjavees esinev boor võib olla loodusliku päritoluga, kuid võib sattuda vette ka detergente (nt pesupulbrit) sisaldava reoveega. Booririkkad veed levivad eelkõige Lääne-Eestis Ordoviitsium-Kambriumi ja Siluri-Ordoviitsiumi (S-O) veekompleksis, ületades kohati sotsiaalministri määrusega nr 82 (Joogivee..., 2001) kehtestatud lubatud piirsisaldust (1,0 mg/l). S-O veekompleksis esineb fluoriidide ja boori sisalduste vahel märkimisväärne positiivne korrelatsioon, mis viitab nende elementide sarnasele hüdrogeokeemilisele käitumisele. Võib eeldada, et piirkondades, kus põhjavesi on fluoriididerikas, esineb ka kõrgeid boorisisaldusi. Lääne-Eesti booririkas vesi võib olla soolepõletike loodusliku eelduseks (Saava *et al.*, 1973). Boori toimele on tundlikud ka testised ning arenev loode, mille puhul toime avaldub vastavalt kärbumise või kehakaalu mahajäämusena (Saava, Indermitte, 2005).

Eestis läbi viidud põhjavee keemilise koostise uuringutele tuginedes võib väita, et kehtestatud piirkontsentratsiooni (1,5 mg/l) ületavaid looduslikke fluoriidide sisaldusi esineb kõigis Eestis eristatavates veekompleksides. Taustauuringute tulemused viitavad sellele, et põhjavee fluoriidide sisaldus seondub peamiselt Siluri ja Ordoviitsiumi ladestu kivimitega. S-O veekompleksis jäävad fluoriidi sisaldused Põhja- ja Ida-Eestis valdavalt lubatud normi piiresse, anomaalselt kõrged looduslikud väärtused kontsentreeruvad aga Lääne- ja Kesk-Eestisse (Karro, Haamer, 2003; Karro *et al.*, 2003; Karro, Rosentau, 2005), kus nimetatud veekompleks on põhiliseks veevarustuse allikaks. Fluoriidide kasulik mõju hambakaariese vähendajana on sama tuntud kui toksilisus ja sellest tulenevad haigused (fluoroos) kõrgete kontsentratsioonide korral. Erinevalt paljudest teistest vajalikest elementidest omistab inimorganism märkimisväärse koguse fluori just joogivee kaudu. Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksi moodustavate karbonaatkivimite lõhelisus ja karstumus kahanevad sügavuse suunas. Samas suunas väheneb ka kivimikihtide veejuhtivus. Reeglina tõuseb põhjavees lahustunud keemiliste komponentide hulk sügavuse suunas, sest veevahetuse aeglustudes on vesi pikemat aega kontaktis ümbriskivimiga. Sellest tulenevalt on kõrgendatud fluoriidi kontsentratsioonid seotud eelkõige sügavate puurkaevudega, mis ulatuvad kivimitesse vähemalt 100 m pikkuselt. Madalates puurkaevudes on fluoriide alla 1,5 mg/l, sest tegemist on aktiivse veevahetuse vööndiga, mis on mõjutatud fluoriidivaese sademetevee sisseimbumisest. Tegelikkuses esineb kirjeldatud üldisest tendentsist kõrvalekaldeid, mida võib seletada puurkaevude konstruktsioonide erinevustega. Puurkaevu pikk avatud intervall võimaldab erineva koostisega vete segunemist ja kontsentratsioonide ühtlustumist. Lisaks sellele võib määrav olla avatud kivimikomplekside litoloogiline iseloom.

Keskkonnalubade nõuete järgne põhjaveeseire

Indrek Tamm
AS Maves

Keskkonnalubade nõuete järgne põhjaveeseire on keskkonnakontrolli ja järelevalve osa. Selle eesmärgiks on saada andmeid põhjavee seisundi hindamiseks, prognoosideks, veemeetmete rakendamiseks ja rakendatud meetmete tõhususe kontrolliks. Eestis on välja antud ligikaudu tuhat vett käsitlevat keskkonnaluba (vee-erikasutusluba ja keskkonnakompleksluba). Vett käsitlevate keskkonnalubadega saab nõuda ka põhjavee seiret ühel või teisel moel.

Veetasemete seiret teevad suuremad veetootjad, elektrijaamad ja põlevkivikaevandajad. Väiksemate ettevõtete puhul on eelistatavamad vee keemilised analüüsid. Enamasti saavad veetootjad neid ühendada ka joogiveeallika seire nõuetega. Tabelis 1 on nelja suurema põhjaveeseire kohustusega ettevõtte veeseiret iseloomustavad näitajad ettevõtete andmetel.

Tabel 1. Ettevõtete veeseire.

Ettevõte	Seiratavad puurkaevud või puuraugud	
	Veetase	Veekeemia
AS Tallinna Vesi Mustamäe, Kopli, Lasnamäe, Nõmme, Kesklinn, Rocca al Mare, Pirita, Saue, Pillado teenindus-piirkonnad. Analüüside maksumus *ca* 0,5 milj krooni + tööjõukulu.	78, 1 kord aastas	26 puurkaevust kaks korda aastas ja 6 puurkaevust 1 kord aastas (igas proovis ligikaudu 25 näitajat)
AS Tartu Veevärk, teenindus-piirkond Tartu linn. Kasutuses on 30–40 puurkaevu sõltuvalt vajadusest. Seire maksumus *ca* 0,5 milj krooni.	30–40, 1 kord aastas	30–40 puurkaevus süvakontroll 1 kord aastas + 3 korda aastas osaline veekeemia kõikidest töötavatest kaevudest.
AS Narva Elektrijaamad, 94 vaatluskaevu. Seire maksumus *ca* 1 milj krooni.	94, veetase ja temperatuur sagedusega 2–54 korda aastas	Üks kuni kaks korda aastas, sõltuvalt analüüsi liigist. Üldkeemiline analüüs, rauasisaldus, agressiivsus, fenoolid, naftasaadused, BTEX, PAH, mikrokomponendid.
AS Eesti Põlevkivi 96 veetaseme vaatluspunkti ja 10 puurkaevu, 35 kaevandusvee pumplat. Põhjaveega seonduva (ka kaevandusvesi) seire maksumus on *ca* 1 milj krooni.	96, 1–12 korda aastas	1–2 korda aastas 7 puuraugust + väljapumbatav kaevandusvesi 4 korda aastas

Veepoliitika raamdirektiiv nõuab iga kuue aasta tagant põhjalikku ülevaadet põhjavee seisundist, mis aitaks selgitada probleemsete piirkondade operatiivseire vajadusi. Nagu tabelist 1 näeme, saab veekasutaja keskkonnalubade nõuete järgne seire olla peamiseks teabeallikaks põhjaveest. Nii riikliku keskkonnaseire kui ettevõtte seire (keskkonnalubade alusel teostatava seire) andmed kuuluvad keskkonnaregistri koosseisu.

Kuna veelube ohjab kohalik keskkonnateenistus, on neil oluline roll põhjavee seisundit puudutava teabe laekumise tagamisel.

Kirde-Eesti põhjavee orgaaniliste ühendite seire 2004–2006

Eik Eller
AS Maves

Uurimispiirkond, kus määratakse orgaaniliste ühendite sisaldust põhjavees, asub Kirde-Eesti lavamaal Ida-Viru maakonnas Kohtla-Järve linnas, Viru Keemia Grupp AS tööstusterritooriumil ja Kohtla-Järve poolkoksi- ja tuhaladestu ümbruses. Seirevõrk moodustub 1990-ndate aastate algul rajatud vaatlusvõrgust poolkoksimäe ümbruses ning erinevate hilisemate tööde käigus rajatud vaatluspuuraukudest.

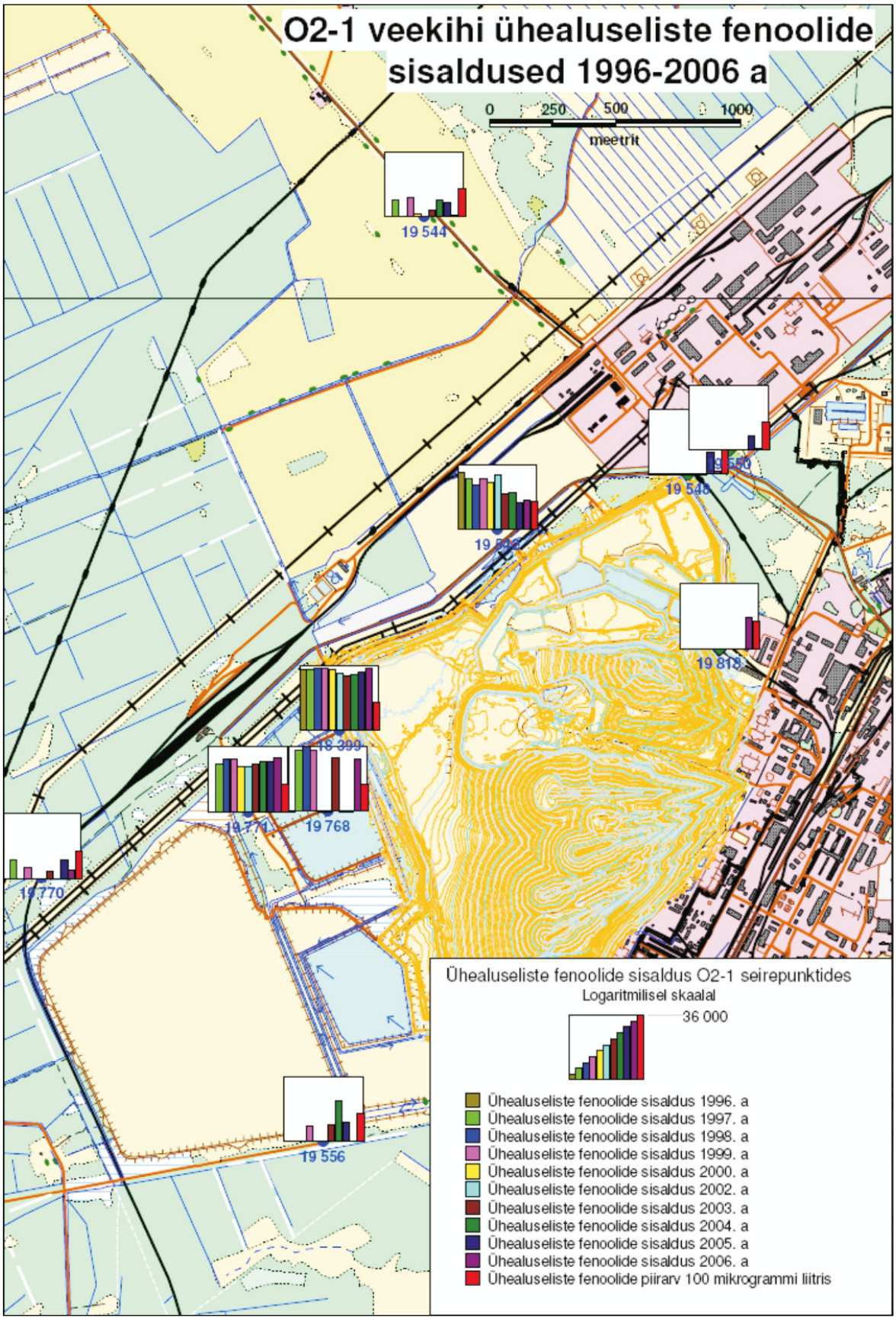
Orgaaniliste ühendite seire Kirde-Eesti tööstuspiirkonna põhjavees algas 1996. aastal. Aastatel 1997 ja 1998 toimus lisaks riiklikule seirele AS Kiviter ühtlustusbasseinide veekadude ja põhjavee kvaliteedi seire, mida finantseeris ettevõte ise. Aastal 2001 orgaaniliste ühendite seiret Kirde-Eesti tööstuspiirkonna põhjavees ei tehtud, seire jätkus 2002. a riikliku keskkonnaseire programmi raames. Aastal 2005 lisandus VGK Energia OÜ tuhaladestu keskkonnaloa nõuete järgne seire kahes puuraugugrupis.

Seireprogrammi eesmärgiks on Kohtla-Järve poolkoksi- ja tuhaladestu keskkonnamõjude kontroll ja rakendatavate leevendusmeetmete mõju hindamine. Seire võimaldab hinnata tehtud ümberkorralduste mõju põhjavee seisundile ja jälgida reostuse levikut olulistes veevarustuse veekihtides Ida-Virumaal. Vaatluspuuraugud on valitud kirjeldamaks eri veehorisonte. Vaatlusala veeproovides analüüsitakse naftasaaduste, ühe- ja kahealuseliste fenoolide, aromaatsete süsivesinike ja polütsükliliste aromaatsete süsivesinike ning arseeni sisaldus. Lisaks analüüsitakse tuhaladestu seires täiendavalt molübdeeni ning kaaliumi ja kloriidioonide sisaldusi vees.

2004.–2006. aasta seiretulemuste kohaselt on Lasnamäe-Kunda veekihi põhjavesi Kohtla-Järve poolkoksi prügila ümbruses jätkuvalt reostunud. Reostuse levik ulatub pindalaliselt *ca* 300 m kaugusele poolkoksimäest, selle areaal on püsiv. Perioodil 2004–2006 võib üldise tendentsina täheldada naftasaaduste ja aromaatsete süsivesinike sisalduse vähenemist (joonis 23).

Poolkoksi prügila lähiümbruse seirepuuraukudes on ühe- ja kahealuseliste fenoolide sisaldus olnud pidevalt suurem põhjaveele kehtestatud piirarvust. Ühealuseliste fenoolide sisaldus poolkoksimäe lähiümbruse põhjavees pole vähenenud, vaid on 2006. aastal isegi mõnevõrra tõusnud. Kahealuseliste fenoolide sisaldus poolkoksi prügila lähiümbruse puuraukude vees on enamasti üle piirarvu. Arseeni sisaldus poolkoksimäe lähiümbruse põhjavees jääb allapoole piirarvu, kuid ületab ajuti sihtarvu ning joogiveele kehtestatud piirsisaldust 10 µg/l. Äärealale jäävate puuraukude põhjavees on arseeni sisaldus enamasti allapoole labori määramistäpsust või sihtarvu. Aromaatsete süsivesinike (PAH) sisaldus ületab joogiveele kehtestatud piirsisaldust, põhjaveele määratud piirarvu pole ületatud.

Ordoviitsiumi-Kambriumi veekihi vesi on olnud 2004. ja 2005. aastal üksikutes puuraukudes reostunud fenoolidega, üle sihtarvu on esinenud naftasaadusi ja üle labori määramistäpsuse esinevates kontsentratsioonides on märgitud aromaatseid süsivesinikke. Amortiseerunud seirepuuraugud on tänaseks tamponeeritud ning 2006. aastal Ordoviitsiumi-Kambriumi veekihis reostusilminguid ei esinenud. Reostuse tõttu ei saa planeerida Kohtla-Järve poolkoksi- ja tuhaladestu ümbruses Ordoviitsiumi ja Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjavee kasutamist joogiveeallikana.



Joonis 23. Ühealuseliste fenoolide sisaldus O2-1 veekihis Kirde-Eesti põhjavee orgaaniliste ühendite seirepunktides 1996–2006.

Jõgede vooluhulgad ja veetasemed

Olga Kovalenko
Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut

2006. aastal tehti jõgede hüdroloogilisi mõõtmisi ja vaatlusi Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi hüdromeetriavõrgu 39 seirejaamas. Veetaset ja veetemperatuuri mõõdetakse ning veetaimestiku, jäänähteid ja jõe olukorda vaadeldakse hüdromeetriajaama piirkonnas kaks korda ööpäevas, jää- ja lumepaksust 5 või 10 päeva tagant ning vooluhulki 2–4 korda kuus, kevadise suurvee ja vihmatulvade ajal sagedamini, kuni 5–6 korda kuus.

Aastad 2004–2006 olid hüdroloogiliselt väga muutlikud. Veerikastele 2004. ja 2005. aastale järgnes veevaene 2006. aasta. Tabelis 2 on esitatud valitud jõgede aasta keskmiste vooluhulkade kõrvalekaldumine pikaajalisest keskmisest (võetud kui 1,0). 2006. aastat saab võrrelda 1996. aastaga, mis oli viimase 10-aastase perioodi veevaeseim. Kunda, Vodja, Prandi, Porijõe ja Vääna jõgede keskmine äravool 2006. aastal oli võrreldes pikaajalise keskmisega üks madalamaid. Esimesed jäänähted vaadeldud perioodil tekkisid jõgedel ajavahemikul 20. novembrist kuni 5. jaanuarini. 2005. aastal ilmusid esimesed jäänähted vastavalt 5 päeva varem või tavalisel ajal, kuid 2004. ja 2006. aastal keskmiselt kuni 25 päeva hiljem pikaajalisest keskmisest (24.–27. november). Püsiv jääkate moodustus 2...70 päeva peale esimeste jäänähete ilmumist. 2004. aastal toimus püsiva jääkatte moodustumine 15...25 päeva möödudes, 2005. aastal umbes 70 päeva möödudes. 2006. aastal moodustus püsiv jääkate mõnedel jõgedel 2...10 päeva möödudes esimeste jäänähete ilmumisest, kuid mõnedel jõgedel 20 päeva pärast. Kõige paksem jääkate (75 cm) moodustus 2004. aastal Valgejõel, kõige õhem (60 cm) 2005. aastal Avijõel. Jõed vabanesid jääst kuni 10 päeva hiljem tavalisest ajast – märtsi lõpus ja aprilli keskel. 2004. aastal algas jääminek tavalisel ajal.

Tabel 2. Aastakeskmiste voolhulkade kõrvalekaldumine pikaajalisest keskmisest.

Jõgi	Hüdromeetriajaam	Aasta			Periood
		2004	2005	2006	2004–2006
Purtse	Lüganuse	1,5	1,2	0,5	1,1
Narva	Vasknarva	1,0	1,1	0,6	0,9
Kasari	Kasari	1,6	1,4	0,5	1,2
Keila	Keila	2,1	1,2	0,4	1,2
Lõve	Lõve	1,5	1,3	0,8	1,2
Pärnu	Oore	1,4	1,2	0,5	1,0
Emajõgi	Tartu	1,3	1,2	0,6	1,0
Õhne	Tõrva	1,2	1,1	0,7	1,0
Põltsamaa	Pajusi	1,4	1,0	0,5	1,0
Väike-Emajõgi	Tõlliste	1,5	1,0	0,7	1,1
Keskmine		**1,5**	**1,2**	**0,6**	**1,1**

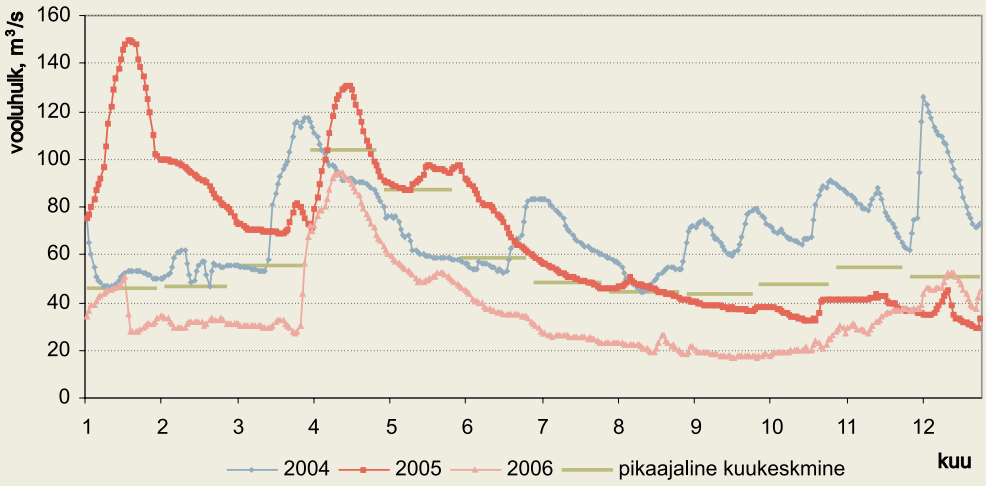
Soojemad ilmad 2004. aastal põhjustasid kevadise suurvee alguse juba 15.–17. märtsil, seega nädala võrra pikaajalisest keskmisest varem. Suurvee periood oli 3...9 päeva tavapärasest pikem. Aastatel 2005 ja 2006 algas kevadine suurveeperiood nädal aega hiljem. Talvel vaheldusid külmaperioodid kiirete sulade ja jääkatte lagunemisega, mistõttu suurveeperiood kujunes 2005. aastal kahe nädala, 2006. aastal aga ühe nädala võrra lühemaks. Kesk- ja Kirde-Eesti jõgedel kujunes suurveeperiood seevastu nädala jagu pikemaks. 2004. aasta kevadise suurvee maht oli enamikel jõgedel keskmisest pikaajalisest kuni kaks korda veerikkam. Maksimaalne vooluhulk vaadeldaval perioodil määrati samuti 2004. aastal. Kevadist suurvee äravoolu 2005. aastal mõjutas lume ja külmunud pinnase sulamine, sest sademeid esines vaid 70% tavapärasest, äravool aga vastas pikaajalisele keskmisele. Jõgede veetasemete alanemine toimus samuti aeglaselt. 2006. aasta kevadine suurveetõus oli enamikel jõgedest

intensiivne, kuid saavutas siiski vaid 80% keskmisest suurveetasemest. Saartel ja Peipsi järve põhjaossa suubuvatel jõgedel oli 2006. aasta suurveetase pikaajalise keskmise tasemel. Kõrgtase püsis ainult 1...2 päeva ning langus oli samaviisi kiire, maikuu keskpaigaks oli suurvesi valdavalt alanenud. Väiksem maksimaalne vooluhulk vaadeldaval perioodil (2004–2006) esines samuti 2006. aastal.

2006. aastal mõõdeti minimaalsed talvised ja jäävaba perioodi (suvised) vooluhulgad, mis olid kuni 0,2...0,9 korda pikaajalistest keskmistest väiksemad. Jõed jäid täielikult põhjavee toitele. 2004. aastal olid jäävaba perioodi minimaalsed vooluhulgad pikaajalisest keskmiset 1,2...3,2 korda kõrgemad, mida tingisid erakordselt sajused ilmad. 2005. aasta soe talv põhjustas 1,1...2,8 korda kõrgemad talvised minimaalsed vooluhulgad.

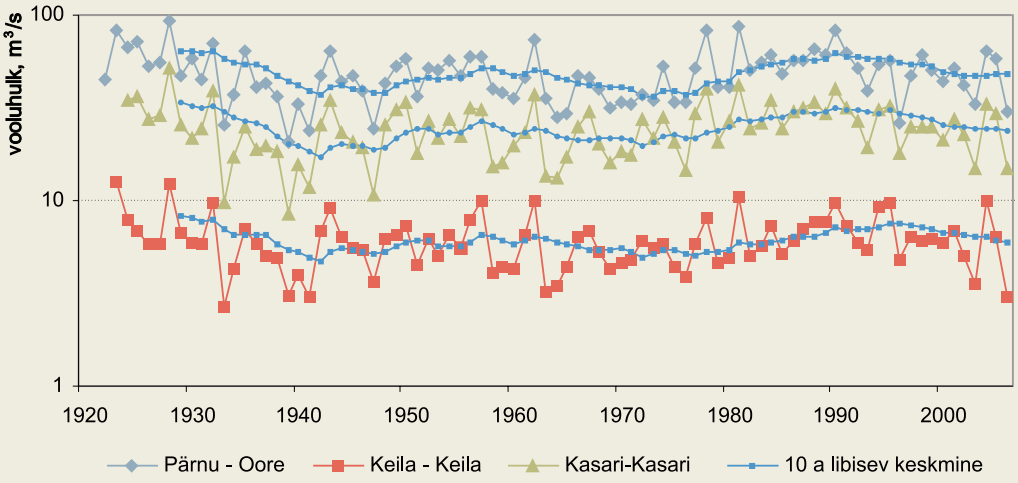
Tugevad hoo- ja äikesevihmad tõstsid 2004. aasta juulis ja augustis Põhja- ja Kirde-Eesti jõgedel veetaset, mis ületas lühiajaliselt kevadise tavapärase taseme ja tõi endaga kaasa üleujutusi. Maksimaalne vooluhulk ületas sel ajal nimetatud jõgedel normi 3...9 korda. 2004. aastal mõõdeti Vääna jõe pikaajalises aegreas suuruselt teisel kohal olev vooluhulk, millist esineb üldiselt vaid üks kord 25 aasta jooksul (esikohal on veerikas 1968. aasta). Maksimaalne tulvatipp oli lühiajaline ja vooluhulk taandus väga kiiresti keskmisele tagasi. Kuna suvi oli tõstnud jõgede veetasemed kõrgele, siis sademeterohke sügis tekitas igal kuul tippe, mis küündisid kevadisele tasemele. Novembri teisel poolel tekkisid jõgedel jäänähted ning mitmel seirejaamal märgiti seetõttu ka veetasemete kiiret tõusu. Tervikuna oli 2004. (hüdroloogilise) aasta äravool pikaajalisest keskmisest suurem kuni 50%.

2005. aasta jaanuari esimesel dekaadil toimus jõgedel järjekordne veetaseme tõus, mida võib võrrelda veetaseme tõusuga kevadise suurvee ajal. Selle põhjuseks oli järsult ärasulanud lumi, millele lisandus suur hulk sademeid (30...60 mm dekaadi jooksul) ning tugev läänekaarte- ja edelatuul (kuni 38 m/s). 2005. aastal 9.–11. jaanuaril möllanud tugev meretorm tekitas Põhja- ja Edela-Eesti jõgedel järsu veetaseme tõusu, mis ületas seniregistreeritud kõrgemaid talviseid veetasemeid. Selliste veetasemete esinemise tõenäosus pikaajalises reas on 0,86% kuni 1,70%, nende korduvus aga on umbes üks kord 100 aasta jooksul. Jaanuarikuu lõpus jahenesid ilmad kiiresti ning see põhjustas Emajõel Tartu piirkonnas lobjakaummistusi.



Joonis 24. Emajõe Tartu hüdromeetriajaama aastaste äravoolude hüdrograafid.

Veetase ulatus Tartu linnas kriitilise tasemeni (32,51 mBS). Õnneks kestis selline olukord vaid mõned tunnid. 2005. aasta suvel ja sügisel jäi kuukeskmine vooluhulk pikaajalise keskmise lähedale, kuid talvel vähenes kuni 80%-ni tavapärasest. 2005. aastal määrati kõige suurem aasta maksimaalne vooluhulk (joonis 24).



Joonis 25. Pikaajalised aasta keskmised vooluhulgad Pärnu-Oore, Kasari-Kasari ja Keila-Keila hüdromeetriajaamadel.

Soe ja sademetevaene 2006. aasta suvi tõi jõgedele veetaseme langemise ja kujundas vooluhulki suurusega kuni 60% pikaajalisest keskmisest. Põltsamaa ja Halliste jõgedel veetase langes alla pikaajalise suvise madalaima piiri. Võhandu jõel, Tagajõel ning Vääna ja Pudisoo jõgedel määrati madalaim veetase võrreldes pikaajalise aegrea miinimumidega. Esna ja Pudisoo jõgedel mõõdeti veetasemete mõõtmise ajaloo vähimad vooluhulgad. Ka Kunda, Vodja, Prandi, Porijõe ja Vääna jõe 2006. aasta keskmine äravool oli pikaajalise keskmisega võrreldes väike.

Hüdrograafid joonisel 24 illustreerivad aasta keskmise äravoolu suurt varieeruvust. Aasta keskmiste lineaarne trend pikaajalises tsüklis (1921–2006) seevastu ei näita selgelt suurenemis- või vähenemistendentsi vooluhulkades (joonis 25). Analüüsides kümneaastaseid libisevaid keskmisi, on veerikaste ja veevaeste perioodide vaheldumisel leitud 30...33-aastane tsükkel, mis on kooskõlas loodusliku sademete hulga tsükliga.

Pinnaveekogude seisundi hindamine

Peeter Marksoo
Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

1990-ndatel jõuti Euroopas arusaamisele, et jõgede ja järvede hindamiseks ei piisa vaid kitsalt vee kvaliteedi seirest. Tähtis on teada ka veekogude elustiku seisundit. 2000. aastal jõustunud Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv seab eesmärgiks veekogude nii keemilise kui ökoloogilise hea seisundi saavutamise. Direktiivi nõuetest lähtuvalt on valminud keskkonnaministri määruse eelnõu *Pinnaveekogude seisundiklassid, klassipiiridele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja seisundi hindamise kord*. Käesolevas kogumikus on jõgede ja järvede seisundit hinnatud selle määruse nõuete alusel.

Veekogude **keemilise seisundi** hindamisel arvestatakse vaid nn ohtlike ainete nagu raskmetallid, taimekaitsevahendid, fenoolid jt sisaldust. Veekogude seisund jagatakse kahte klassi: hea ja halb. Kriteeriumiks on see, kas nimetatud ainete sisaldus ületab keskkonnaministri määrusega *Ohtlike ainete sisalduse piirnormid pinna- ja merevees* kehtestatud piirnorme. **Ökoloogilise seisundi** määramisel on pearõhk just elustiku ehk nn bioloogiliste kvaliteedielementide hindamisel. Lisaks arvestatakse füüsikalis-keemiliste ning hüdromorfoloogiliste näitajatega. Ökoloogiline seisund jagatakse viide klassi: väga hea, hea, kesine, halb ja väga halb.

Väga hea seisundi korral on veekogu tüübiomased kvaliteedinäitajate väärtused võrdsed looduslikus seisundis inimtegevusest peaaegu mõjutamata nn võrdlusveekogude näitajatega. Hea seisundi korral on lubatud väikesed inimtegevusest põhjustatud kõrvalekalded, seejuures jõed ei tohi olla paisudega tõkestatud. Kesise seisundi korral erinevad kvaliteedinäitajate väärtused võrdlustingimustest mõõdukalt. Veekogu seisundit võib olla mõjutanud maaparandus ja veekogul võib esineda paise. Halva seisundi korral on kõrvalekalded võrdlusveekogude näitajatest juba olulised ja suur osa bioloogilistest tavakooslustest puudub. Kui kvaliteedinäitajate väärtused kalduvad väga tugevasti kõrvale võrdlustingimustest või kui elustik puudub, hinnatakse veekogu seisund väga halvaks.

Elustiku hindamisel arvestatakse fütobentose ehk põhjataimestiku, kalda- ja ujulehtedega avaveetaimestiku, zoobentose ehk põhjaloomastiku ning kalastiku, järvede puhul ka fütoplanktoni ehk taimse hõljumi näitajatega. Füüsikalis-keemilistest näitajatest vaadeldakse veetemperatuuri ja hapnikuolusid, hapestumust, peamiste toiteelementide fosfori ja lämmastiku sisaldust ning järvede puhul ka vee läbipaistvust. Lisaks elustikule ja veekvaliteedile sõltub veekogude seisund ka hüdromorfoloogilistest teguritest nagu näiteks jõgede hüdroloogiline režiim ja jõevoolu tõkestamatus, järvede veetaseme reguleerimine, veekogude kaldavööndi struktuur jne. Veekogude ökoloogilise seisundi hindamisel tuleb arvestada veekogude eripära ehk nn tüübiomaste erinevustega. Seetõttu on eelnimetatud määruses hüdrokeemilisi ja -morfoloogilisi omadusi arvestades jõed jagatud seitsmeks ja järved kaheksaks tüübiks. Ülevaatlikkuse huvides toome siinkohal ära vee raamdirektiivi kohased jõgede ja järvede tüübid.

Jõgede tüübid on:

1) tüüp I A – tumedaveelised ja humiinainete-rikkad jõed valgala suurusega 10…100 km²;
2) tüüp I B – heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega jõed valgalaga 10…100 km²;
3) tüüp II A – tumedaveelised jõed valgalaga 100…1000 km²;
4) tüüp II B – heledaveelised jõed valgalaga 100…1000 km²;
5) tüüp III A – tumedaveelised jõed valgalaga 1000…10 000 km²;
6) tüüp III B – heledaveelised jõed valgalaga 1000…10 000 km²;
7) tüüp IV – jõed valgalaga üle 10 000 km² (siia kuulub vaid Narva jõgi).

Järvede tüübid on:

1) tüüp I – kalgiveelised järved;
2) tüüp II – vee keskmise karedusega madalad kihistumata järved;
3) tüüp III – vee keskmise karedusega sügavad kihistunud järved;
4) tüüp IV – pehme- ja tumedaveelised järved;
5) tüüp V – pehme- ja heledaveelised järved;
6) tüüp VI – Võrtsjärv;
7) tüüp VII – Peipsi järv;
8) tüüp VIII – rannajärved (kaugus merest < 5 km, kloriidide sisaldus >25 mg/l).

JÕGEDE KEEMILINE SEISUND

Enn Loigu
Tallinna Tehnikaülikooli keskkonnatehnika instituut

2004–2006 riikliku keskkonnaseire aruannete põhjal koostanud
Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Veekogude keemilise seisundi hindamisel arvestatavatest ohtlikest ainetest hõlmab riiklik keskkonnaseire programm raskmetalle (Cu, Cd, Pb, Zn ja Hg), fenoole, naftasaadusi ja taimekaitsevahendeid.

Raskmetallid

Aastatel 2004–2006 on raskmetalle määratud kuueteistkümnes Eesti jões, enamasti üks kord aastas. Tihendatud uuringuid (kuus korda aastas) on tehtud kalamajanduslikult oluliste jõgede valimina Keila, Kunda ja Emajõel ning kaevandusvete mõju selgitamiseks ka Mustajõel. Seoses 1974. aastal sõlmitud Läänemere kaitse konventsiooni järgimist juhtiva Helsingi Komisjoni poolt ellukutsutud Läänemere reostuskoormuse programmi täitmisega tehakse teatud jõgede valimis raskmetallide seiret 12 korda aastas. 2006. aastal olid nendeks jõgedeks Narva, Purtse, Kunda, Jägala, Pirita, Keila, Kasari ja Pärnu jõgi.

Raskmetallide sisaldus enamikes seiratud jõgedes on madal, jäädes märgatavalt alla kehtestatud piirnormi ning sageli ka allapoole laborite määramistäpsust.

Elavhõbeda sisaldus on kõigis jõgedes madal, jäädes enamikel juhtudel alla määramispiiri, milleks on 0,1 µg/l. Üksikuid kõrgemaid tulemusi (0,1–0,5 µg/l) on saadud Kunda, Jägala ja Seljajões ning Pühajões, mis siiski jäävad alla kehtestatud piirnormi (1 µg/l). **Kaadmiumi** sisaldus on Eesti jõgedes madal, jäädes piiridesse <0,02…<0,1 µg/l, vaid Mustajões ja Pühajões on esinenud üksikuid kõrgemaid väärtusi. **Plii** sisaldus kõigub enamuses Eesti jõgedes piirides <0,2…1,3 µg/l, mis näitab, et Eesti jõgede vesi on väga madala pliisisaldusega. Üksikud kõrgemad sisaldused on saadud Mustajões, Kunda jões ja Pühajões. Sarnaselt teistele raskmetallidele on ka **tsingi** sisaldus Eesti jõgedes madal, jäädes enamikes jõgedes piiridesse <2…14 µg/l. Kõrgeim tulemus mõõdeti 2005. aasta novembris Mustajões, kus veeproovis määrati tsingi sisalduseks 112 µg/l. See on üle kahe korra kõrgem kehtestatud piirväärtusest (50 µg/l). Teised selle aasta analüüsitulemused antud seirelävendis ehk -kohas näitasid siiski piirväärtusest kordades madalamaid sisaldusi.

Ka vase kontsentratsioonid Eesti jõgedes on valdavalt tunduvalt alla piirnormi, mis on 15 µg/l, jäädes vahemikku 0,4…4,9 µg/l. Piirnormist kõrgemaid sisaldusi esineb Kunda jões, Mustajões, Pühajões, Alajões ning Selja jões, kuid ka Pärnu jões. Kunda jõe suudmes oli vase kontsentratsioon 2005. aasta oktoobris 110 µg/l, novembris 250 µg/l. Teistel kuudel olid määratud vasesisaldused kordades madalamad. Eelmine kõrgem vasesisaldus määrati nimetatud seirelävendis 2002. aastal – 92 µg/l. 2005. aasta oktoobris määrati erandlikult kõrge vasesisaldus ka Mustajõel (210 µg/l), mis langes kokku samaaegsete kõrgete kaadmiumi-, tsingi- ja pliisisalduse määrangutega antud seirejaamas.

Fenoolid ja naftasüsivesinikud

Fenoole määratakse viies põlevkivi kaevandamise ja töötlemise piirkonna jões: Pühajões, Narva, Purtse, Kunda ja Mustajões. Sarnaselt raskmetallidele määratakse fenoole ka kalamajanduslikult tähtsates Keila, Kunda ja Emajões. Fenoolide sisalduse uuringud näitavad, et enamuses jõgedes on nii ühe- kui ka kahealuseliste fenoolide kontsentratsioonid madalad, kõikudes piirides <0,5…5 µg/l. Vaid Keila jões oli ühealuseliste fenoolide sisaldus kõrgem, ületades sageli 20 µg/l, kusjuures 2005. aasta aprillis mõõdeti kõrgeimaks väärtuseks 75 µg/l. Üksikuid kõrgemaid tulemusi on saadud ka Purtse jões ja Mustajões.

Naftasüsivesinike sisaldus määratakse seireprogrammi kohaselt merre suubuvates jõgedes ja

Emajões kuus korda aastas, teistes jõgedes on määratud üks kuni kaks korda aastas. Naftasüsivesinike sisaldus Eesti jõgedes on reeglina madal, jäädes tavaliselt alla piirnormi (50 µg/l) või antud meetodi määramispiiri (20 µg/l). Üksikuid kõrgemaid väärtusi on mõõdetud siiski kõigis jõgedes peale Kasari jõe. Aastatel 2004–2005 määrati Purtse jões valdavalt 50 µg/l ületavaid väärtusi, kusjuures perioodi keskmine oli 85 µg/l. 2006. aastal olid Purtse jõe näitajad naftasüsivesinike osas alla määramispiiri.

Taimekaitsevahendid

Taimekaitsevahendite määramiseks on võetud pistelisi proove Räpu jõel paiknevast automaatjaamast Arkmal. Andmeid kasutatud taimekaitsevahendite kohta saadi Räpu valgala põllumajandustootjatelt. Kasutatud pestitsiidide (*Cyphermetrin, Cyproconazole, MCPA, Methamidophos, Propiconazole*, trifluraliin) jääke Räpu jõest ei leitud. Võrreldes teiste riikidega kasutatakse meil suhteliselt vähe pestitsiide ja võib eeldada, et pinnaveekogude reostumine taimekaitsevahenditega ei ole meil oluliseks probleemiks. Lähemalt vaata taimekaitsevahendite kasutamise kohta ptk *Põllumajanduslike keskkonnatoetuste mõju seire – teema VESI*.

Kokkuvõtteks

Ohtlike ainete seireandmete analüüs näitab, et Eesti jõgedes tavaliselt esinevate määramismeetodi piirile või sellest madalamale jäävate kontsentratsioonide juures on eriti oluline analüüsitulemuste ja -meetodite täpsus ning usaldusväärsus. Määramispiiril olevate sisalduste määramisel on reeglina oht saada tegelikest kõrgemaid väärtusi. Kõige enam kannatab selle all Läänemere reostuskoormuse määramine. Ebatäpsused madalate kontsentratsioonide hindamisel võimenduvad jõe vooluhulgaga korrutades ja tulemuseks on tegelikust märgatavalt suurem ohtlike ainete koormus veekogule. Seiretulemused näitavad, et kuna Eestis põlevkivitööstuse kõrval suuremad ohtlike ainete allikad puuduvad ja enamik suuremaid linnu juhib oma korralikult puhastatud reovee otse merre (Tallinn, Kohtla-Järve, Pärnu, Haapsalu) või suurtesse jõgedesse, kus lahjendus on piisav (Narva ja Tartu), ei ole Eesti jõgedes ohtlikud ained probleemiks ning jõgede keemilist seisundit võib hinnata heaks. Erandiks on Purtse jõgi naftasüsivesinike ja fenoolide ning Keila jõgi fenoolide ülenormatiivse sisalduse tõttu.

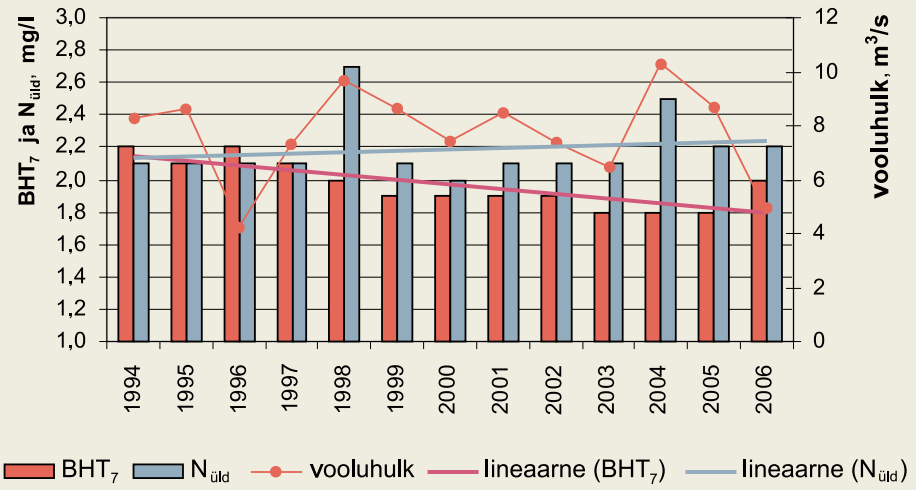
JÕGEDE ÖKOLOOGILINE SEISUND

Peeter Marksoo[1], Peeter Pall[2], Rein Järvekülg[2], Kairi Käiro[2], Sirje Vilbaste[2]
[1]Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, [2]Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus

Ökoloogilise seisundi määramisel on pearõhk elustiku ehk nn bioloogiliste kvaliteedielementide hindamisel. Lisaks arvestatakse hüdromorfoloogiliste ja füüsikalis-keemiliste näitajatega. Seega on vooluveekogude seisundi hindamiseks vajalikud seire alamprogrammid *Jõgede hüdrokeemiline seire* ja *Jõgede hüdrobioloogiline seire*, ning jõgede äravoolu andmed.

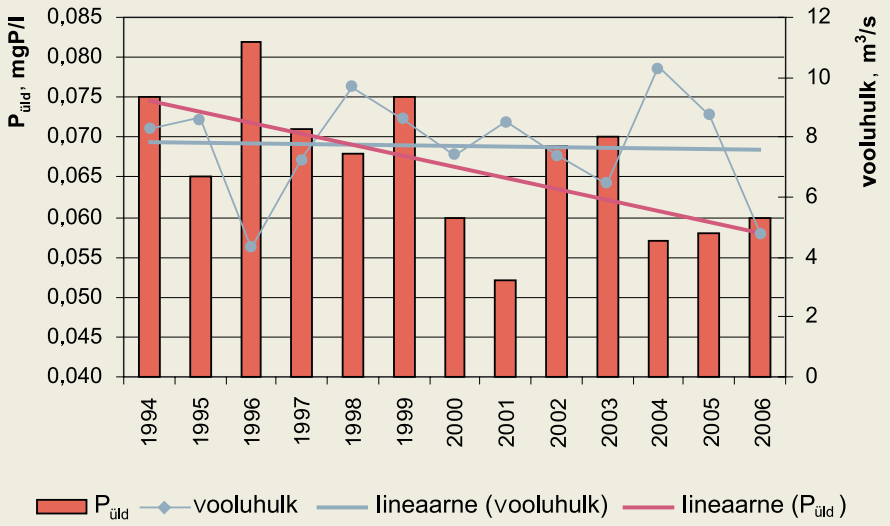
Jõgede veekvaliteet

Jõgede hüdrokeemilise seire lävendid on valitud selliselt, et oleks võimalik mõõta suuremate jõgede reostuskoormust merre või suurematesse järvedesse ning hinnata loodusliku fooni ehk võrdlusveekogude seisundit ja põllumajandusliku hajureostuse mõju. Lävendite arv on aja jooksul muutunud (58...65), 2004. aastast alates tehakse seiret 47 jõe 61 lävendis 6 kuni 12 korda aastas.



Joonis 26. Seiratavate jõgede BHT_7, üldlämmastiku ja vooluhulkade (välja arvatud Narva jõgi) aastakeskmised väärtused.

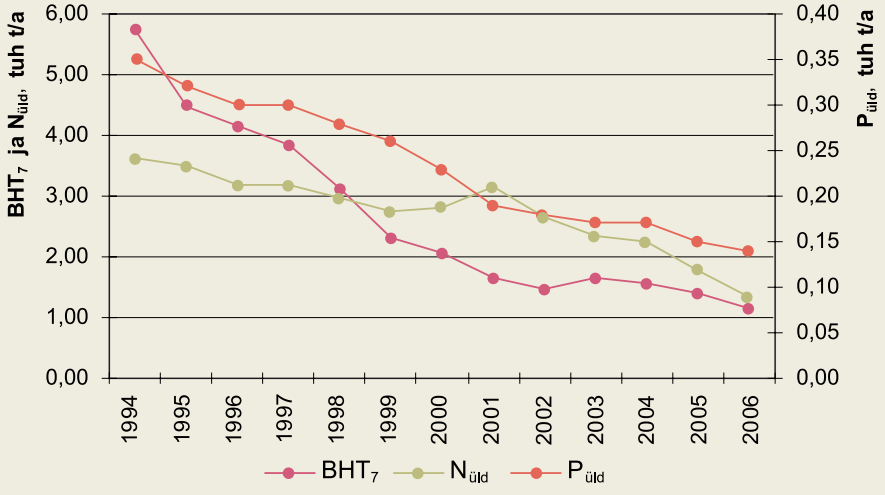
Jõgede veekvaliteet ehk füüsikalis-keemilised näitajad sõltuvad peamiselt asulate ja tööstuse heitveest ehk punktreostusallikatest, põllumajandusmaadelt pärinevast hajureostusest ja nn looduslikust foonist. Joonistel 26 ja 27 on esitatud kõigi seiratavate jõgede bioloogilise hapnikutarbe (BHT_7), üldlämmastiku ja üldfosfori ning hüdroloogilistes vaatluspostides mõõdetud vooluhulkade (välja arvatud Narva jõgi) aastakeskmised väärtused. Jõgede keskmine BHT_7 ja üldfosfori sisaldus näitavad selgelt langevat suundumust, mille üheks peamiseks põhjuseks võib pidada reoveepuhastuse tõhustamisest tingitud punktreostuse pidevat vähenemist (joonis 28). Siinjuures väärib märkimist, et viimase 8 aasta jooksul on jõgede keskmine bioloogiline hapnikutarve olnud vaatamata aastate erinevale veerikkusele ja reostuskoormuse üldisele langusele suhteliselt stabiilne. See viitab sellele, et reoveepuhastuse tõhusus on saavutanud taseme, kus enamuse jõgede BHT ei sõltu enam jões toimuvast heitvee lahjendusest ja on jõudmas oma loodusliku fooni lähedale. Vaid äärmiselt veevaesel 2006. aastal võis täheldada keskmise BHT_7 sisalduse tõusu.



Joonis 27. Seiratavate jõgede üldfosfori ja vooluhulkade (välja arvatud Narva jõgi) aastakeskmised väärtused.

Jõgede keskmine fosforisisaldus on vaatamata reostuskoormuse vähenemisele ja üldiselt langevale suundumusele olnud aastati küllaltki erinev. Joonisel 27 on näha seaduspärasus, mille kohaselt keskmisest veerikkamatel aastatel keskmine fosforisisaldus väheneb ja vastupidi. See näitab, et meie jõgede keskmine fosforisisaldus sõltub ikka veel jõgedes toimuvast heitvee lahjendusest. Kuid heitvesi ei ole paljude jõgede puhul kindlasti ainuke fosforisisaldust määrav tegur. Mitmete jõgede puhul esineb kõrgeid fosforisisaldusi just keskmisest kõrgema vooluhulga puhul, mis viitab valgalalt pärineva hajukoormuse määravale osakaalule. Näiteks Piusa, Võhandu, Õhne, Pärnu, Ahja jõe ja Alajõe viimase kolme aasta andmete analüüs näitab seda, et keskmisest kõrgema vooluhulga korral võetud proovide keskmine fosforisisaldus on madalvee proovide omast märgatavalt kõrgem. Jõgede lämmastikusisaldus sõltub peamiselt hajukoormusest ja on seetõttu küllaltki hästi seostatav aasta veerikkusega (joonis 26).

Eesti põllumajandus on 1990. aastate keskel valitsenud madalseisust üle saamas ja muutub üha intensiivsemaks. Seda kinnitab ka vaatamata lämmastiku punktkoormuse vähenemisele (joonis 28) täheldatav jõgede keskmise lämmastikusisalduse kergelt tõusev suundumus. Kuna jõgede reostuskoormused ja sellest johtuvalt ka veekvaliteet on märgatavalt muutunud, ei sobi jõgede tänapäevase seisundi hindamiseks vaadeldava perioodi pikaajalised keskmised näitajad. Samuti ei saa selleks kasutada ainult erakordselt veevaese 2006. aasta andmeid.



Joonis 28. Heitveega veekogudesse juhitava reostukoormuse dünaamika aastatel 1994–2006.

Teemakaart 8 kinnitab eelpool esitatud väidet, et orgaaniline reostus (BHT_7) ei ole meie jõgedes üldreeglina enam probleemiks. Seda kinnitab ka allpool vaadeldavate bioloogiliste näitajate märgatav paranemine enamikes jõgedes. Vaid Keila ja Vääna jõe puhul on kesise seisundi üheks peamiseks põhjuseks ebapiisavalt puhastatud reovesi. Emajõe *kesised* väärtused on põhjustatud Võrtsjärvest väljavoolava vee kõrgest BHT väärtusest. Eeloeldusse tuleb suhtuda siiski teatud reservatsiooniga, sest riiklik sirepunktide võrk ei kata kahjuks kõigi reostusallikate mõju ja näiteks lumele laotatud sõnnikust tingitud ühekordne tugev reostus ei pruugi hüdrokeemilistes seireandmetes kajastuda.

Lämmastiku ja fosfori osas on kesisesse, halba või väga halba klassi kuuluvaid jõgesid küllaltki palju. Veekogude hindamise määruse eelnõus valitud lämmastiku ja fosfori piirnormid on teiste Euroopa riikidega võrreldes suhteliselt ranged eelkõige Läänemere ja järvede reostuskoormuse vähendamise tagamiseks. Lämmastiku- ja fosforisisalduse alusel kesisesse klassi kuuluvate jõgede bioloogiliste kvaliteedielementide näitajad võivad soodsate hüdromorfoloogiliste tingimuste korral olla isegi head või väga head, kuid näiteks suublaks oleva järve seisund kannatab jõe kõrge fosforisisalduse tõttu.

Käesoleva kogumiku maht ja sageli ka andmete ebapiisavus ei võimalda üksikasjalikult analüüsida kõigi heast seisundist madalamasse klassi kuuluvate jõgede kõrge toitainete sisalduse põhjusi. Kokkuvõtlikult võib väita et:

1) 47 seiratavast jõest 18 jõel oli lämmastikusisaldus ja 13 jõel fosforisisaldus üle hea klassi piirnormi. Seitsmel jõel ületasid nii lämmastik kui fosfor hea klassi piiri.
2) Meie kolmeks kõige kõrgema toiteainete sisaldusega seirejõeks on Selja, Keila ja Vääna jõed, kus halb veekvaliteet on põhjustatud nii punkt- kui ka hajureostusest. Hajureostuse osatähtsust kinnitab fakt, et kõigis kolmes jões oli nii erakordselt veerikkal 2004. aastal kui ka erakordselt veevaesel 2006. aastal keskmine fosforisisaldus ligikaudu võrdne. Keskmisest mõõdukalt veerikkamal 2005. aastal oli keskmine fosforisisaldus kõigis jõgedes kõige madalam.
3) Eeltoodud näide lubab oletada, et 2004–2006 perioodi keskmised fosforinäitajad võivad olla keskmise hüdroloogilise aasta omadest kõrgemad ja näitavad seetõttu meie jõgede veekvaliteeti halvemana, kui see tegelikult on.
4) Varem üheks halvema veekvaliteediga hinnatud Pühajõe seisund on paranemas, sest Ahtme linnosa reoveed juhitakse 2006. aastast enamuses juba Kohtla-Järve regionaalpuhastile ning jõe reostuskoormus on märgatavalt alanenud. Lisaks pumbatakse Pühajõkke Rausvere jõe kaudu ka suletud kaevanduste vett, mis heitvee mõju veelgi lahjendab, kuid rikub hüdroloogilist režiimi ning võib teha elustiku jaoks olukorra veelgi komplitseeritumaks. 2007. aasta seire esialgsete andmete analüüs näitab fosfori ja BHT_7 järgi juba jõe isegi väga head seisundiklassi.
5) Mitmete Pandivere kõrgustikult algavate ja valdavalt põhjaveelise toitumusega jõgede ülemjooksude kõrged lämmastikunäitajad tulenevad Pandivere karstiala looduslikust omapärast ja intensiivsest põllumajandustootmisest. Kui sellega ei kaasne kõrget fosforisisaldust (näiteks Põltsamaa ja Valgejõe ülemjooks, Avijõgi, Oostriku ja Preedi jõgi) ei tee kõrge lämmastikusisaldus ei jõe elustikule ega suublaks olevale veekogule midagi ja ülejäänud heade näitajate korral võib jõe seisundi tinglikult hinnata *heaks*.
6) Kagu- ja Lõuna-Eesti künkliku reljeefiga maastike jõgede kõrged fosforinäitajad esinevad sageli just suurveeperioodil ja kuna selles piirkonnas ei ole ka intensiivset põllumajandust, võib kõrgenenud fosforisisaldus olla osalt looduslikku päritolu ning tuleb kaaluda nende jõgede piinormide korrigeerimist.

Jõgede elustik

Allprogrammi *Jõgede hüdrobioloogiline seire* uuringud algasid 1994. aastal ja need viiakse läbi viieaastaste tsüklitena. Seireobjektideks on valitud 25 suuremat jõge koos nende tähtsamate lisajõgedega. Peajõgedes seiratakse kalastikku, põhjaloomastikku, suurtaimestikku, fütoplanktonit ja mikrofütobentost. Lisaks bioloogilistele kvaliteedielementidele hõlmab seire ka mitmeid vee hüdrokeemilisi ja füüsikalis-keemilisi kvaliteedinäitajaid. Sõltuvalt jõe pikkusest seiratakse 5…11 eriilmelist jõelõiku pikkusega kuni 200 m. Lisaks peajõgedele seiratakse mõnede tähtsamate lisajõgede alamjooksul ühes vee hüdrokeemiliste ja füüsikalis-keemiliste omadustega bakterplanktonit ning fütoplanktonit,

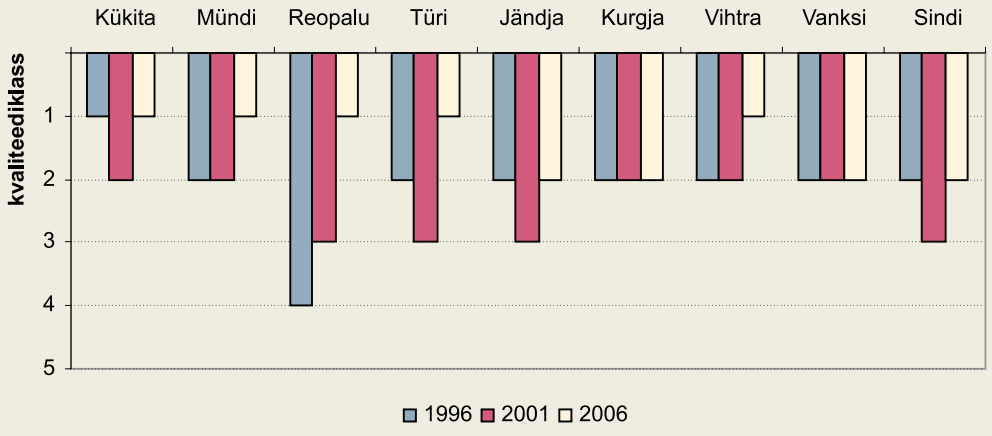
et selgitada sissevoolude mõju peajõe ökosüsteemile ja hinnata lisajõgede endi seisundit.

2004. aastal alanud uue seiretsükli raames on perioodil 2004–2006 seiratud 14 suurema jõe ja nende lisajõgede elustiku seisundit ning selle muutumist (tabel 3). Eelpool mainitud veekogude seisundi hindamise määruse eelnõu järgi hinnatakse veekogude elustikku järgmiste komponentide põhjal: fütobentose ja suurtaimestiku koosseis ja rohkus; selgrootute põhjaloomade koosseis ja arvukus; kalastiku koosseis, arvukus ning ealine struktuur. Eestis on hetkel välja töötatud või kohandatud metoodika ning hindamiskriteeriumid põhjaloomastiku ning bentiliste ehk põhjaeluliste ränivetikate jaoks. Sisuliselt on valmis ka kalastiku alusel antava hinnangu metoodika, kuid see puudub suurtaimestiku osas. Suurtaimestiku andmeid siiski kogutakse, lootuses et edaspidi töötatakse välja sobiv hindamismetoodika.

Tabel 3. Perioodil 2004–2006 hüdrobioloogiliselt seiratud jõgede ökoloogilise seisundi koondhinnang (värvid vastavalt kvaliteediklassile: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb).

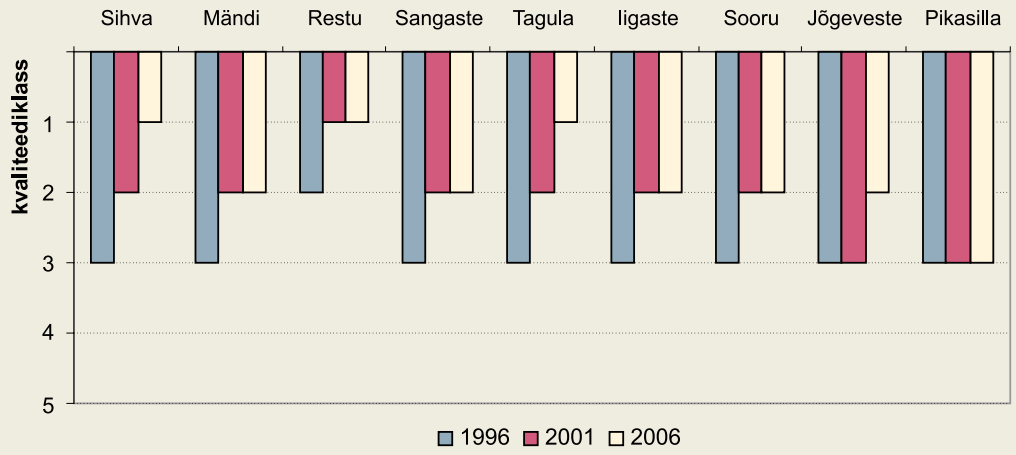
Aasta	Jõgi	Selgrootud põhjaloomad	Bentilised ränivetikad	Kalad	Veekvaliteet	Koondhinnang
2004	Pedja					
2004	Ahja					
2004	Avijõgi					
2004	Reiu					
2005	Võhandu					
2005	Pühajõgi					
2005	Kunda					
2005	Selja					
2005	Mustjõgi					
2006	Pärnu					
2006	Navesti					
2006	Halliste					
2006	Õhne					
2006	Väike Emajõgi					

Tabel 3 näitab selgesti, et samale jõele antud erinevatel kvaliteedielementidel põhinevad hinnangud ei lange alati kokku. Põhjuseks on erinevate survetegurite erinev mõju erinevatele elustiku komponentidele. Selline tulemus viitab ka jõgede seisundis esinevatele pigem nõrkadele või mõõdukatele survetegurite. Ühtse tulemuse kõigi komponentide puhul saaksime täiesti looduslikus seisundis jõe või siis tugevasti reostatud ja muudetud jõe puhul.



Joonis 29. Pärnu jõe seisundi hinnang ja selle dünaamika suurselgrootute alusel (kvaliteediklassid 1 – väga hea, 2 – hea, 3 – kesine, 4 – halb, 5 – väga halb).

Selgrootute põhjaloomade seisund sõltub suuresti jõe orgaanilisest reostusest. Reostuse puudumisel on oluline osa proovilõigu füüsilisel kvaliteedil, eelkõige voolu kiirusel ning sellest tuleneval jõepõhja iseloomul (mudane, liivane, kruusane jne). Joonistel 29 ja 30 näiteks toodud Pärnu ja Väike-Emajõe suurselgrootute põhjaloomade hinnangu dünaamika kinnitab ka meie jõgede seisundi paranemist just orgaanilise reostuse vähenemise tõttu.



Joonis 30. Väike-Emajõe seisundi hinnang ja selle dünaamika suurselgrootute alusel (kvaliteediklassid 1 – väga hea, 2 – hea, 3 – kesine, 4 – halb, 5 – väga halb).

Ränivetikaindeksite alusel antud hinnangut mõjutab eelkõige vee kvaliteet ja toiteainete sisaldus, kuid mõneti ka valgustingimused. Põhjaloomade ja ränivetikate põhjal on enamuse seiratavate jõgede seisund paranenud või jäänud samaks. Vaid Reiu jõel on põhjaloomastiku seisund halvenenud. Selle põhjuseks on tõenäoliselt kanaliseerimistööd Lanksaare seirelõigu piirkonnas ning paisu ja paisjärve taastamine Viisireiul, mis lisaks põhjaloomastikule on halvendanud ka kalastiku seisundit.

Kalastiku puhul on oluline, missugune on jõgi uuritavast lõigust üles- ja allavoolu paiknevatel aladel, kas kaladel on võimalik liikuda üksteisest eemal asuvate toitumis-, kude- ning turgutusalade vahel. Siin on peamiseks takistuseks meie jõgedele rajatud arvukad paisud. Info- ja Tehnokeskuses on valmimas paisude andmebaas, mille järgi Eesti jõgedel on ligi 600 erinevas seisukorras paisu. Paisud on kaladele rändetõkkeks, paisutuse tõttu kaovad kärestikud kui väärtuslikud elupaigad, setetega täitunud paisjärved halvendavad veekvaliteeti ning hüdroelektrijaamade ebaühtlane töörežiim mõjutab negatiivselt jõgede elustikku. Väikestel jõgedel ja ojadel on lisaks inimese rajatud paisudele probleemiks arvukad koprapaisud.

Tänapäeval on Eestis vähe jõgesid, kus kalastik on vaene halva veekvaliteedi tõttu. Nimetada võib siin lisaks tabelis 3 toodud Selja ja Pühajõele veel Keila jõge, varasem tugev reostus annab siiani tunda ka näiteks Purtse jõestikus. Enamikel juhtudel on kalastiku halva seisundi põhjuseks paisud. Tabelis 3 esitatud 14 jõest on kalastik terves ulatuses heas seisundis vaid kolmel jõel. Ülejäänud üheteistkümnest jõest üheksal juhul on peamiseks põhjuseks paisud ja osalt ka maaparandusest tingitud jõesängi kuju ja voolurežiimi muutused.

Peipsi ja Võrtsjärve veetaseme muutused ja jääolud aastatel 2004–2006

Liidia Klaus
Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut

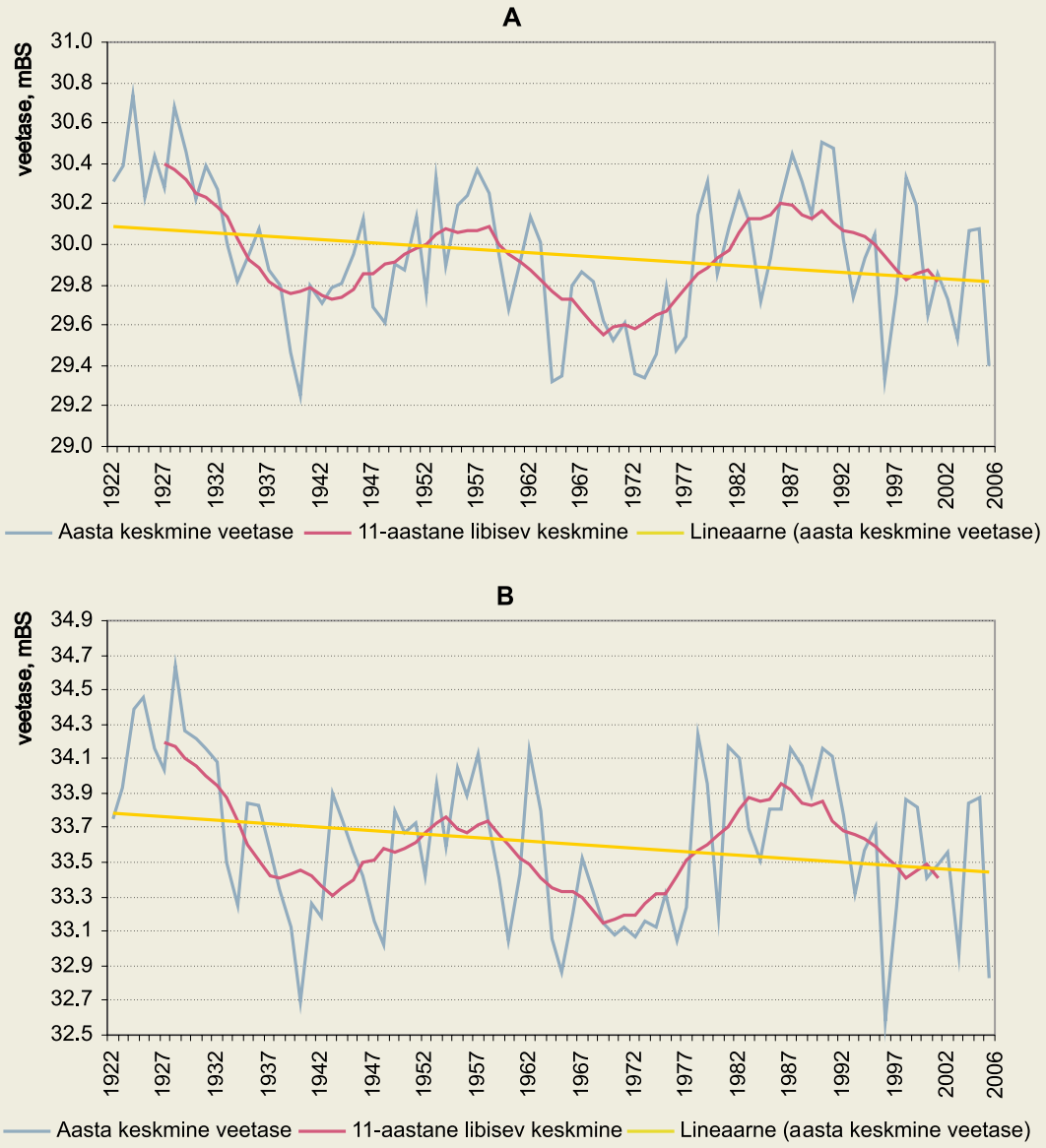
Peipsi järve hüdroloogiline seire koosneb statsionaarsetest mõõtmistest kaldalähedases vööndis ning ekspeditsioonitöödest Peipsi ja Lämmijärve akvatooriumil. Võrtsjärve seire koosneb vaid statsionaarsetest mõõtmistest. Statsionaarseid mõõtmisi (veetase, veetemperatuur, jäänähted, jääkatte seisund ja meteoroloogilised parameetrid) on tehtud kolmes hüdromeetriajaamas Peipsil (Mustvee, Praaga ja Mehikoorma) ning ühes Võrtsjärvel (Rannu-Jõesuu). Järgnev ülevaade Peipsi järve ja Võrtsjärve veetaseme muutustest ning jääoludest perioodil 2004–2006 tugineb Mustvee ja Rannu-Jõesuu seirejaamade andmetel.

Ekspeditsioonitööd Peipsi järve akvatooriumil toimusid seireperioodil 2004–2006 seireprogrammi kohaselt Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi ekspeditsioonilaevaga *Limnoloog*. Suvel olid mõõdetavateks parameetriteks veetemperatuur pinna- ja sügavamates kihtides, vee läbipaistvus ja värvus, lainetus ja meteoroloogilised näitajad. Perioodil 2004–2006 on ajavahemikul 1. maist kuni 20. novembrini tehtud akvatooriumile aastas keskmiselt 23 seiresõitu. Talviti (keskmiselt 7 väljasõitu talve kohta) on mõõdetud jää paksust ja lume kõrgust jääl ning veetemperatuuri. Talvised väljasõidud toimuvad roomik-amfiibautoga. Seireprogrammis kasutatavad mõõtmiste-vaatluste ja andmetöötluse metoodikad on kooskõlas Maailma Meteoroloogiaorganisatsiooni reglementeerivate dokumentidega *(WMO – Technical Reglament nr. 49, 1998; Guide to Hydrological Practices, nr. 168, 1994)*.

Käsitletava 3-aastase perioodi keskmine veetase jäi Peipsil pikaajalisest keskmisest 10 cm ning Võrtsjärvel 5 cm võrra madalamaks. Sealjuures jäi 2006. aasta veetase pikaajalisest keskmisest madalamaks Peipsil 55 cm ning Võrtsjärvel 75 cm võrra. Veetaseme alanemine algas juba 2005. aasta novembris. Eriti madal veetase oli Võrtsjärvel, mis jõudis 2006. aasta oktoobris märgini 32,38 m BS, mis on oktoobrikuu veetasemete pikaajalises andmereas vaid 17 cm kõrgem kõige madalamatest keskmistest veetasemetest. Veetase jõudis normini alles 2007. aasta veebruarikuus. Seevastu 2004. ja 2005. aastal oli keskmine veetase Peipsil keskmiselt 13 cm ja Võrtsjärvel 30 cm pikaajalisest keskmisest kõrgem.

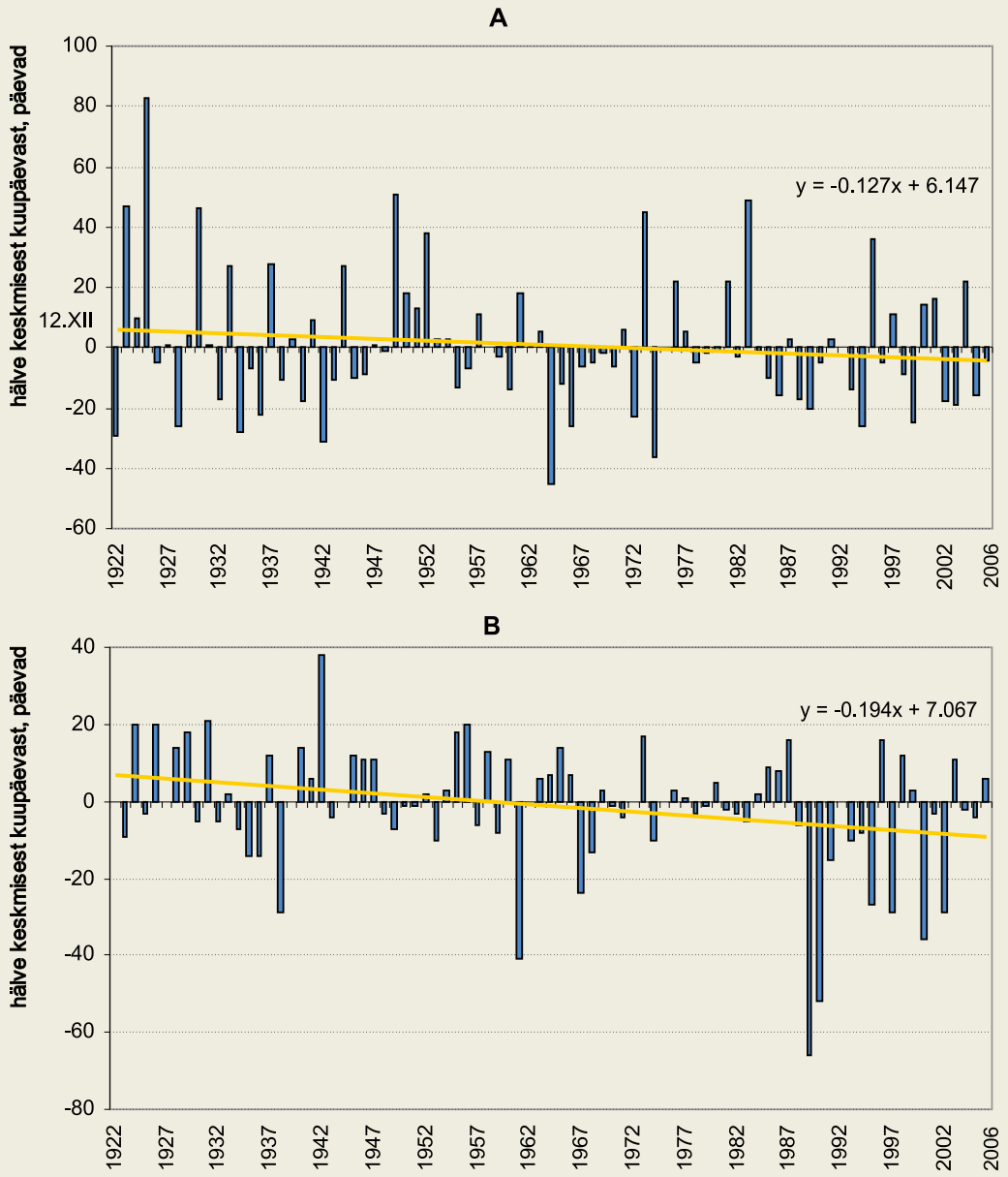
Joonisel 31 on toodud perioodi 1922–2006 kuu keskmine veetase koos trendijoonega (lineaarne ja 11-aastane libisev keskmine). 85-aastase vaatlusperioodi lineaarne trend näitab veetasemete alanemist, sama kinnitab ka libisev keskmine. 11-aastase libiseva keskmise kõver näitab 30-aastaseid tsükleid veerikaste ja veevaeste perioodide vaheldumisel.

Jää paksuse mõõtmiste aegrida ulatub Peipsi järvel tagasi 1949. aastani, Võrtsjärvel 1946. aastani. Statsionaarsete mõõtmiste alusel oli maksimaalne jää paksus 2005/2006 aasta talvel nii Peipsil kui ka Võrtsjärvel pikaajalisest keskmisest (58 cm) suurem. Maksimaalne jää paksus märtsi lõpus oli Peipsi järvel ja Võrtsjärvel vastavalt 75 cm ja 65 cm. See on vaid veidi väiksem pikaajalise perioodi maksimumväärtusest, kui mitte arvesse võtta episoodiliste vaatluste andmeid, kus jää paksus oli Peipsil 1942. aastal 96 cm ning Võrtsjärvel 98 cm.



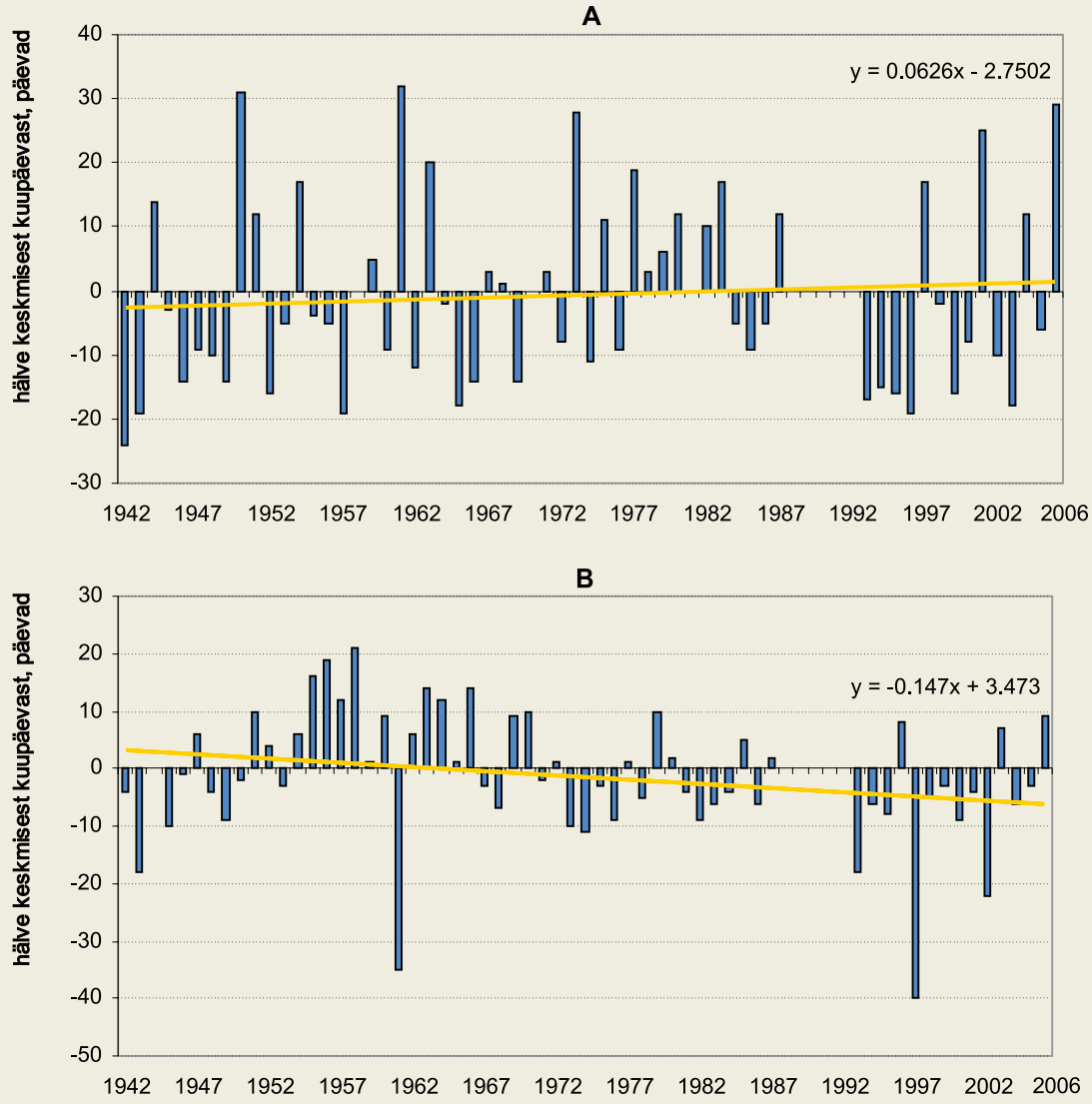
Joonis 31. Aasta keskmise veetaseme hüdrograaf Mustvee (A) ja Rannu-Jõesuu (B) seirejaamade andmetel aastail 1922–2006.

Jääkatte tekkimine 2003. aastal toimus Peipsi järvel ja Võrtsjärvel vastavalt 21 ja 12 päeva hiljem, 2004. aastal – 16 ja 6 päeva varem ning 2005. aastal – 4 päeva varem ja 30 päeva hiljem pikaajalisest keskmisest. Jääkatte lagunemine toimus 2004. ja 2005. aastal Peipsil vastavalt 2 ja 4 päeva ning Võrtsjärvel 6 ja 3 päeva pikaajalisest keskmisest varem, 2006. aastal aga Peipsil 6 ja Võrtsjärvel 9 päeva hiljem. Jääkatteperioodi kestus oli 2003/2004 aastal nii Peipsil kui ka Võrtsjärvel ligikaudu kaks nädalat tavapärasest lühem ning 2004/2005 ja 2005/2006 aastal nädal kuni kaks pikaajalisest keskmisest pikem.



Joonis 32. Jääkatte alguse (A) ja lõpu (B) kuupäevade pikaajaline (1922–2006) muutlikkus Peipsi järvel Mustvee seirejaama andmetel.

Joonistel 32 ja 33 on antud jääkatteperioodi alguse ja lõpu kuupäevade hälve pikaajalisest keskmisest (Peipsi järvel vastavalt 12. detsember ja 14. aprill ning Võrtsjärvel 27. november ja 16. aprill). Lineaarne trend joonistel näitab, et jääkatte tekkimise kuupäevad pikaajalises reas on nihkunud Peipsil varasemale, Võrtsjärvel aga hilisemale ajale, jääkatte lõpu kuupäevad on nihkunud nii Peipsil kui ka Võrtsjärvel varasemale ajale.



Joonis 33. Jääkatte alguse (A) ja lõpu (B) kuupäevade pikaajaline (1922–2006) muutlikkus Võrtsjärvel Rannu-Jõesuu seirejaama andmetel.

Analüüsides Peipsi jäärežiimi üldiselt, võib jääfaaside muutumises võrreldes pikaajaliste keskmistega jälgida järgmist tendentsi: esimeste sügiseste jäänähete alguskuupäevad on nihkunud 1...4 päeva võrra varasemaks, jäälagunemise algus järvel on nihkunud 4...5 päeva ning Peipsi jääst vabanemine 2...5 päeva varasemaks. Eriti selgelt on kirjeldatud suundumused märgatavad Lämmijärve piirkonnas. Samuti on Peipsil 3...5 päeva lühenenud sügiseste jäänähete periood. Kevadiste jäänähete esinemine ning jäävaba periood on aga pikenenud vastavalt 6 ja 2...5 päeva.

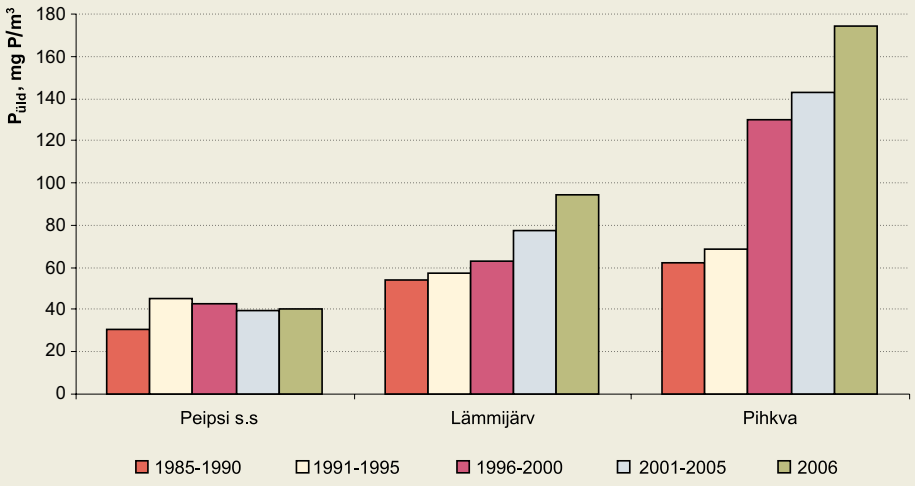
Peipsi järve hüdrobioloogiline ja hüdrokeemiline seire

Külli Kangur
Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus

Nimetust *Peipsi järv* kasutatakse kahesuguses tähenduses. Sellega tähistatakse nii kogu Peipsi järvistut (Peipsi Suujärv ehk Peipsi *ss* kitsamas tähenduses, Lämmijärv ja Pihkva järv) kui ka ainult põhjapoolseimat ja suurimat järve ehk Suurjärve. Käesolevas peatükis on nimetust *Peipsi* kasutatud selle laiemas tähenduses.

Kuna meie suurjärved on suhteliselt madalad, sõltub nende seisund olulisel määral aasta veerikkusest ja veetemperatuurist. Seetõttu on järgnevatel joonistel kasutatud seisundi dünaamika isaloomustamisel viieaastaseid keskmisi näitajaid, kusjuures 2006. aasta kui kuuma suvega veevaene aasta (veetase 60…70 cm keskmisest madalam) on eraldi välja toodud. Viimastel aastatel on kogu Peipsi järve ökosüsteem olnud väga ebastabiilses seisundis, mis avaldub eelkõige muutustena toiduahelates ning elustikurühmade vahekorras. Peipsi järve inimtegevusest põhjustatud eutrofeerumine jätkub, mida näitavad intensiivsed veeõitsengud, vetikamürgid vees, nihked fütoplanktoni liigilises koosseisus ja sesoonses dünaamikas, zooplanktoni hulga drastiline vähenemine, kalakoelmute mudastumine, muutused kalastiku koosseisus ja kalade massilise hukkumise juhtude esinemine.

Kõige olulisemaks keskkonnaprobleemiks on fosforisisalduse jätkuv tõus Lämmijärves ja Pihkva järves, mis eriti selgesti avaldus 2006. aasta kuumal ja kuival suvel. Suurjärves on üldfosfori sisaldus üldiselt stabiliseerunud, kuid Pihkva järves ja ka Lämmijärves on see jätkuvalt tõusnud (joonis 34). Pihkva järve seisund on üldfosfori ja fosfaatide sisalduse järgi otsustades väga halb, Lämmijärves halb ja Suurjärves kesine.



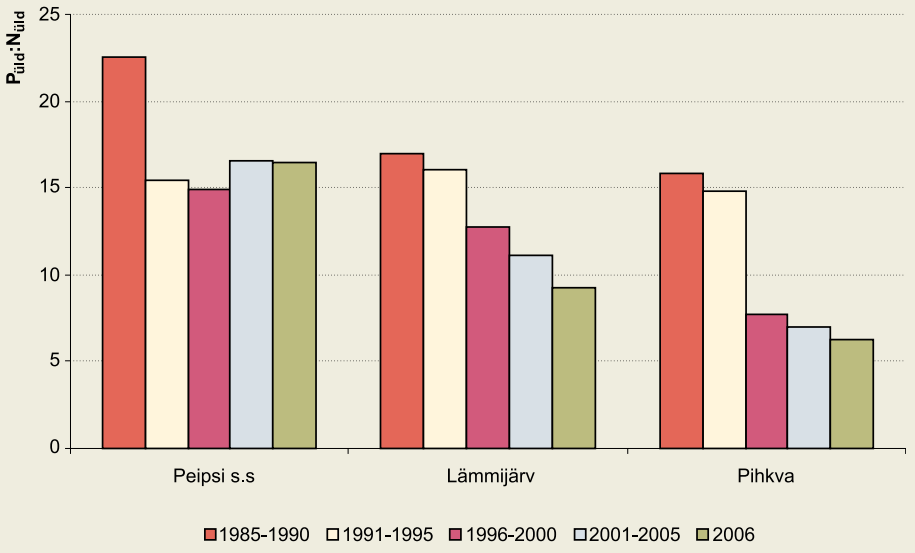
Joonis 34. Peipsi järve üldfosfori sisalduse dünaamika (mgP/m³, geomeetriline keskmine avaveeperioodil).

Üldlämmastiku sisaldus on Peipsi järves püsinud viimase 20 aasta jooksul stabiilsemana kui üldfosfori sisaldus (joonis 35). Üldlämmastiku järgi võib Peipsi järve seisundit hinnata kesiseks.



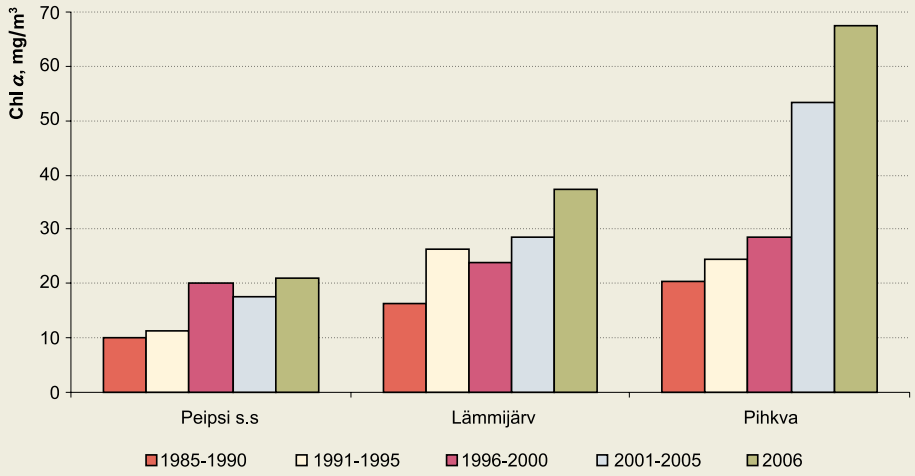
Joonis 35.-Peipsi järve üldlämmastiku sisalduse dünaamika (mgN/m³, geomeetriline keskmine avaveeperioodil).

Sinivetikate puhangut soodustab madal lämmastiku ja fosfori massisuhe (N:P) vees. Kui Suurjärve võib selle näitaja alusel kesiseks hinnata, siis Lämmijärves ja Pihkva järves on viimasel kümnendil täheldatud N:P massisuhte langust ja veekvaliteet tuleb halvaks hinnata (joonis 36).



Joonis 36. Peipsi järve üldlämmastiku ja üldfosfori massisuhte dünaamika N:P.

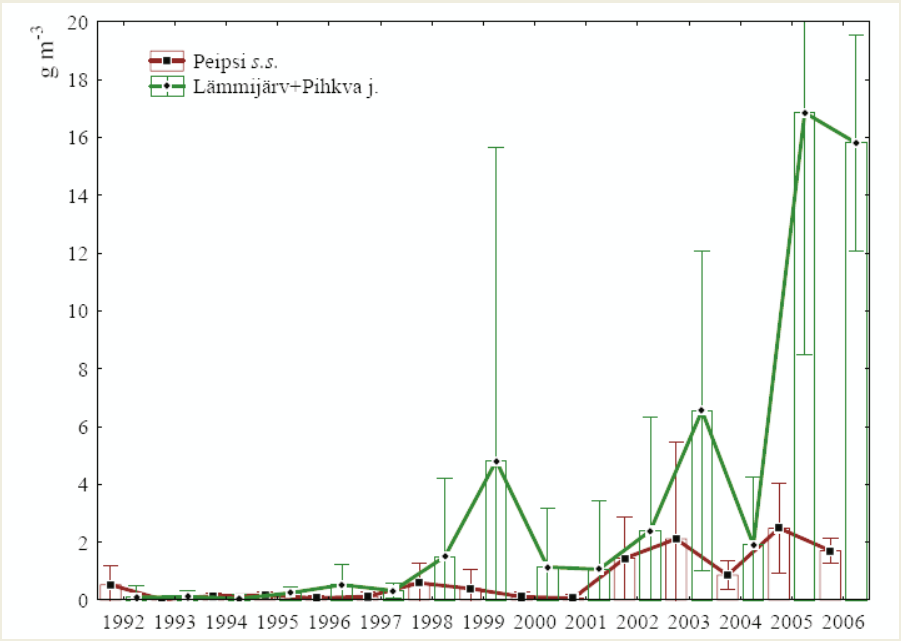
Suurjärve kesist ja Lämmijärve ning Pihkva järve halba kuni väga halba seisundit kinnitab ka klorofüll α sisalduse tõus (joonis 37) ja vee läbipaistvuse vähenemine.



Joonis 37. Peipsi järve klorofüll α sisalduse dünaamika (geomeetriline keskmine avaveeperioodil).

Veekvaliteedi halvenemine on põhjustanud muutusi ka fütoplanktoni koosseisus. Sinivetikate osatähtsus fütoplanktoni suvises biomassis on oluliselt tõusnud. Intensiivsed veeõitsengud esinesid nii 2005. kui 2006. aasta juulis ja augustis ning ka 2006. aasta oktoobris, mil tavaliselt on ülekaalus külmalembene mesotroofse kallakuga ränivetikas *Aulacoseira islandica*. Fütoplanktoni dominantide koosseis on muutunud kõrgemat toitelisust nõudvate liikide suunas.

Märgatavalt on suurenenud potentsiaalselt mürgiste sinivetikate hulk (joonis 38). Näiteks ületas vetikamürkide sisaldus Peipsi vees 2005. aastal juulis suplusveele lubatud piirkontsentratsiooni kuni kuus korda. Viimastel aastatel on Lämmijärves ja Pihkva järves domineerinud potentsiaalselt ühe mürgisema sinivetikaperekonna – *Microcystis* – liigid. Vetikamürgid on ilmselt ka üheks põhjuseks, miks zooplanktoni, eriti keriloomade (*Rotifera*) hulk on järves alates 2001. aastast märgatavalt kahanenud.



Joonis 38. Sinivetikaperekonna *Microcystis* biomassi dünaamika Peipsi järves ajavahemikul juulist septembrini.

Makrozoobentose (põhjaloomastiku) arvukus ja biomass püsib Peipsi järves endiselt kõrge ning kooslus on jätkuvalt liigiliselt mitmekesine. Peipsi litoraali põhjaloomastik on looduslikust seisundist tugevasti kõrvale kaldunud seoses kirpvähklase *Gmelinoides fasciatus* sissetoomisega 1970. aastatel kalade toidubaasi rikastamiseks. Tema vohamine kaldalähedasel alal on praeguseks nii tugev, et varjutab kõik muud mõjud. *Gmelinoides fasciatus* on Peipsi järvest välja tõrjunud kohaliku järve-kirpvähi (*Gammarus lacustris*) ning konkureerib toidu ja elupaiga osas edukalt ka teiste põhjaloomadega.

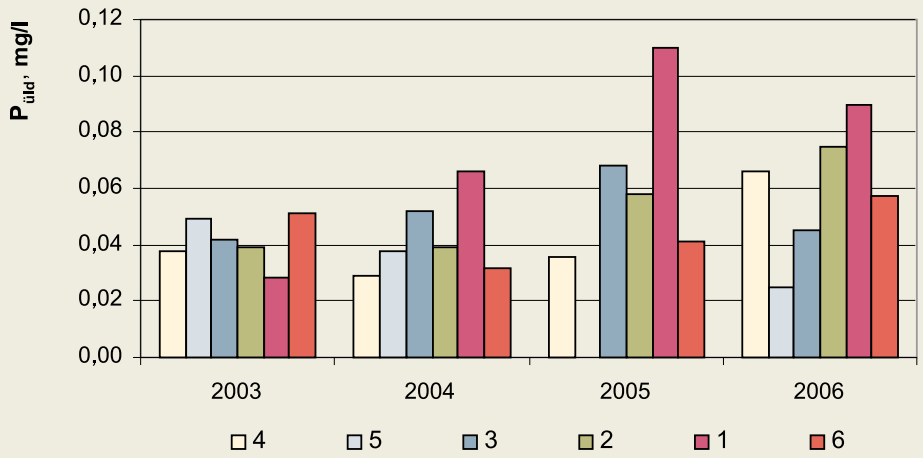
Peipsi suurtaimestikus on täheldatav liigilise koosseisu vaesumine. Samas ilmnes paljude liikide esinemissageduse ja ohtruse suur aastatevaheline muutlikkus. Tihe roostik on paljud liigid "alla surunud". Suurtaimestiku seisund ja epifüütoni (pealiskasvu) ohtrus näitavad mitmes piirkonnas toitainete sissevoolu. Peipsi kaldavee reostus on kohalikest punktreostusallikatest suurenenud. Kokkuvõttes võib Suurjärve ökoloogilist seisundit hinnata kesiseks ja Lämmijärve ning Pihkva järve seisundit halvaks.

Narva veehoidla hüdrobioloogiline ja hüdrokeemiline seire

Külli Kangur
Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus

Narva veehoidla seisund

Narva veehoidla ökoloogiline seisund on püsinud uurimisperioodil 2001–2006 suhteliselt stabiilsena. Enamasti käitub veehoidla ökosüsteem sarnaselt Peipsi põhjaosaga. Veeõitsengud ja vetikamürgid vees on olnud samal ajal kui Peipsis ja ka planktoni liigiline koosseis on mõlemas veekogus sarnane.



Joonis 39. Üldfosfori sisaldus Narva veehoidla seirepunktide 1–6 pinnaveekihis aastatel 2003–2006 (2005. aasta kohta puuduvad andmed punktis 5).

Viimasel paaril aastal on Narva veehoidlas täheldatud nii üldfosfori sisalduste kui fütoplanktoni biomassi ja klorofüll α sisalduse tõusu. Üldfosfori ja -lämmastiku sisaldused Narva veehoidla pinnaveekihis 27. septembril 2006 on toodud teemakaardil 9. Joonis 39 illustreerib üldfosfori sisalduse muutusi Narva veehoidla pinnaveekihis aastatel 2003–2006. 2003., 2004. ja 2006. aasta proovid on kogutud kõikidest seirepunktidest ühe päeva jooksul augusti lõpus või septembris, 2005. aasta proovid aga augusti alguses. Nii teemakaardil kui graafikul esitatud andmed on antud aritmeetilise keskmisena, kui päeva jooksul on samalt sügavuselt ning samast kohast kogutud enam kui üks proov. Seirejaamad on graafikul järjestatud edelakirde suunaliselt, alustades Narva jõe suudmes Eesti SEJ kohal paiknevast seirejaamast 4 ning lõpetades veehoidla põhjaosas tammi juures paikneva seirekohaga 6. Jooniselt nähtub, et kõige kõrgemad üldfosfori sisaldused on viimasel kolmel aastal mõõdetud seirejaamas 1, mis asub Balti SEJ tuhaplatoo piirkonnas, 100 meetri kaugusel kaldast.

Üldlämmastiku sisaldus on Narva veehoidlas aastatel 2001–2006 püsinud stabiilsena. 2006. aasta veevaegus kajastus lämmastiku ja fosfori massisuhte (N:P) vähenemises ja vee aluselisuse ning kloriidide sisalduse tõusus. Madalam lämmastiku ja fosfori massisuhe annab veekogus arenemiseks eelised atmosfäärist lämmastikku siduvatele sinivetikatele, mistõttu tõuseb viimaste osakaal fütoplanktonis. 2006. aasta seiretulemused näitasidki sinivetikate domineerimist pea kõikides seirepunktides, kuigi septembrikuus, mil proovid koguti, peaksid fütoplanktonis olema valdavaks rühmaks juba ränivetikad.

Veehoidla on tugevasti taimi täis kasvanud, mis fütoplanktoniga toitesoolade pärast konkureerides takistab viimase arengut. Teiseks planktonivaesuse põhjuseks on veehoidla kiire veevahetus, mis muudab selle veekogu sarnaseks vooluveekoguga. Veehoidla fütoplanktonit mõjutab ka arvukas rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) populatsioon. Zooplanktoni madala biomassi ja arvukuse üheks põhjuseks on ilmselt tugev kalade toitumissurve.

Sellele viitab tõik, et zooplanktoni koosluses on ülekaalus väikesemõõtmelised rühmad, eelkõige keriloomad (*Rotifera*), mis annavad suurema osa zooplanktoni arvukusest (2006. aastal 71%). Oma osa loomse hõljumi vähesusse Narva veehoidlas võib anda ka sinivetikatoksiinide negatiivne mõju. Biomassist annavad lõviosa kalade toiduks sobivad suuremamõõtmelised aerjalgsed (*Copepoda*) ja vesikirbulised (*Cladocera*), kelle osakaal zooplanktonis on aga väike. Seega on kalade toidubaas veehoidlas nõrk. Liikidest domineerisid perioodil 2004–2006 zooplanktonis eutroofsetele veekogudele iseloomulikud liigid, vesikirbulistest näiteks *Bosmina longirostris* ja *Chydorus sphaericus*.

Lisaks määratakse Narva veehoidlas ka ohtlike ainete (naftasüsivesinike, fenoolide ning raskmetallide) esinemist nii pinna- ja põhjalähedases veekihis kui setetes. Ohtlike ainete sisaldused on olnud stabiilselt väga madalad, jäädes alla määramispiiri või selle lähedusse.

Eesti väikejärved

Ingmar Ott, Aimar Rakko
Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus

Väikejärvede ulatuslikum seire on toimunud 1992. aastast kokku 101 järvel. Limnoloogiakeskuse andmebaasides on andmeid isegi alates 1929. aastast, enamus andmeid pärineb siiski 1951. aastast. Seire üldistuste tegemisel kasutatakse ka neid andmeid, sest need on kogutud tänapäevasega võrreldavate meetoditega.

Allpooltoodud järvetüübid on antud vee raamdirektiivi tüpoloogia kohaselt, mille alusel eristatakse Eestis kaheksa järvetüüpi. Lähemat informatsiooni järvetüüpide kohta leiab väikejärvede seire 2006. aasta aruandest (elektroonilisel kujul kättesaadav riikliku keskkonnaseire veebilehelt, http://seire.eelis.ee).

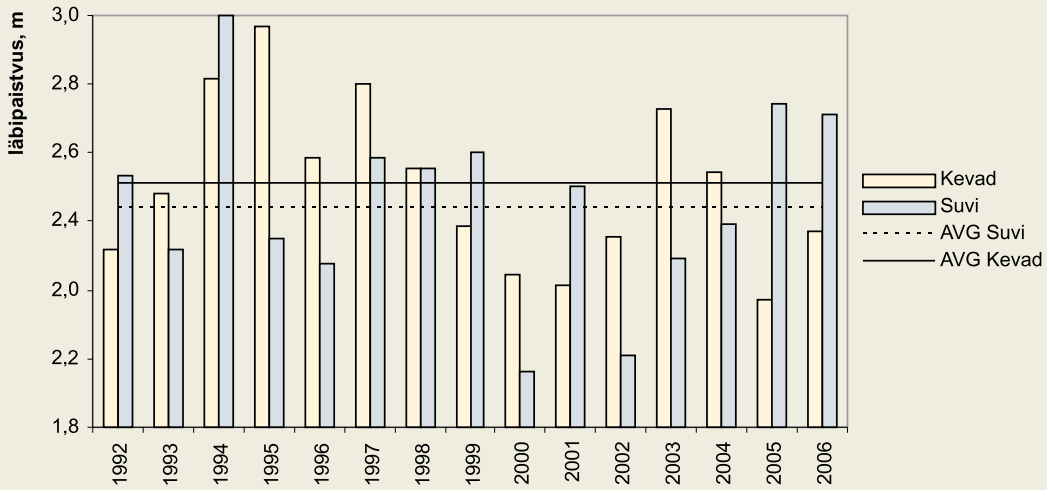
Kogu seireperioodi jooksul (1994–2006) on pidevalt seiratud vaid 6 järve: Nohipalu Mustjärv (pehme, tumeda veega, 5. tüüp), Nohipalu Valgjärv, Uljaste, Viitna Pikkjärv (kõik kolm pehme heleda veega, 4. tüüp), Pühajärv (kalgi, heleda veega kihistumata, 2. tüüp), Rõuge Suurjärv (kalgi, heleda veega kihistunud, 3. tüüp). 1996. aastal lisandus püsivaatlusjärvede hulka Ähijärv (2. tüüp), 1999. aastal aga Suurlaht (rannajärv, 8. tüüp). Regulaarselt seiratavate väikejärvede arv on aasta-aastalt kasvanud, ulatudes 2007. aastal 33 järveni.

Seisundi pikaajalised muutused

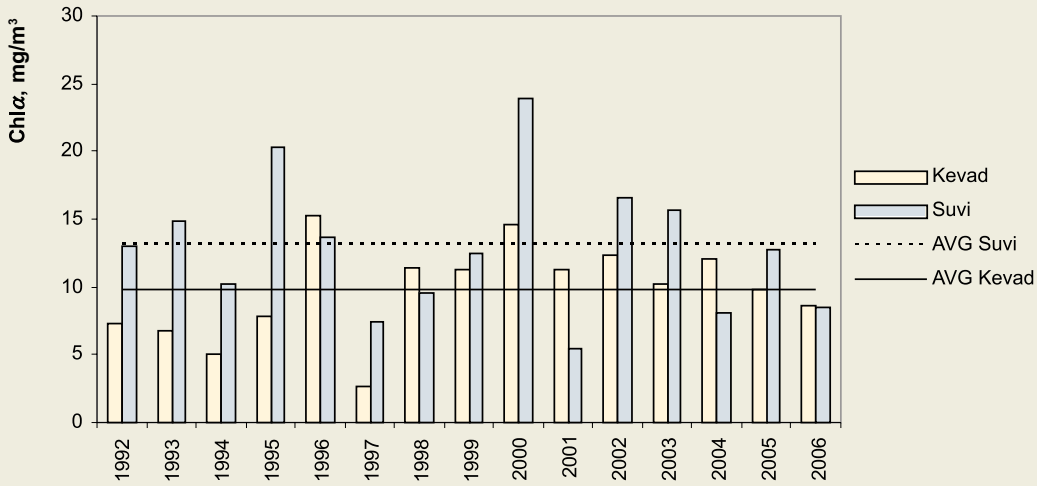
1950. aastatel olid Eesti järved veel suhteliselt heas ehk inimtegevusest vähemõjutatud seisundis. 1970. ja 1980. aastatel tingis peamiselt põllumajanduse intensiivistumine paljude järvede kiire eutrofeerumise. 1990. aastatel toimus põllumajanduse languse ja rakendatud veekaitsemeetmete tõttu märgatav seisundi paranemine, kuigi sellest üldisest suundumusest on palju kõrvalekaldeid. Üldiselt pole 1950. aastate seisund enam taastunud. Seda näitavad nii toitesoolade kontsentratsioonid kui elustiku kvaliteedinäitajad.

Viimase viieteistkümne aasta jooksul on kvaliteedinäitajate dünaamika püsivaatlusjärvedes olnud muutlik, sõltudes suuresti ilmastikuoludest. Eristuvad väga sooja kasvuperioodiga aastad 1993 ja 2000, mil vee läbipaistvus oli väike (joonis 40) ja klorofüll α (joonis 41) ning üldfosfori sisaldus suhteliselt suur (joonis 42). Valgala mõju avaldub elustikus kõige kiiremini planktoni näitajates, mis omakorda mõjutavad vee läbipaistvust. Eesti väikejärvede üldine keskmine läbipaistvus on olnud viimase kuuekümne aasta keskmisena 1,9 m. Püsivaatlusjärvedes on see mõnevõrra suurem.

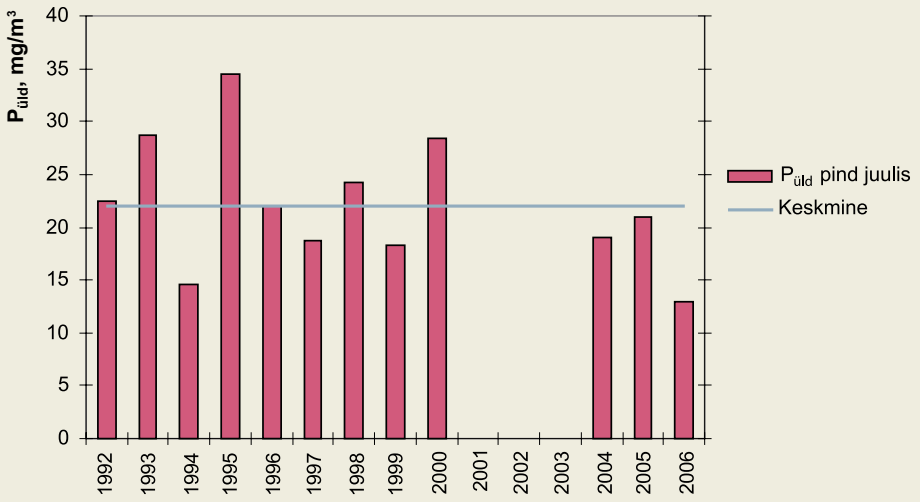
Vee pinnakihi üldfosfori ja klorofüll α sisaldus on seire vaatlusperioodil sarnase dünaamikaga (joonised 41 ja 42). Üldfosfori näitaja hõlmab osaliselt ka vetikarakkudes sisalduva fosfori. Fosforit peetakse siseveekogude primaarproduktsiooni peamiseks limiteerivaks faktoriks, seepärast seostatakse selle koguseid ökoloogilise koormuse ja seisundiga. Tegelikult on fosforisisalduse kõrval väga tähtis ka aineringe kiirus, mis võib olla erinevates järvedes väga erinev. Seos üldfosfori ja klorofüll α vahel on tugevam madalate fosforisisalduste korral. Vaatamata viimaste aastate madalale fosfori ja klorofüll α tasemele pole ökoloogiline seisund järvedes tervikuna paremaks läinud. Sellele viitavad mitmed elustiku näitajad nagu fütoplanktoni indikaatorite koosseis ning erinevad suurtaimestiku näitajad (taimede leviku sügavuspiir, indikaatorliikide ning -rühmade esinemine, katvus jt).



Joonis 40. Keskmine läbipaistvus püsivaatlusjärvedes ajavahemikul 1992–2006. Pidev joon on kevadine aastate keskmine, katkendlik suvine aastate keskmine.



Joonis 41. Keskmine klorofüll α sisaldus püsivaatlusjärvede pinnakihis aastatel 1992–2006. Pidev joon on kevadine aastate keskmine, katkendlik joon – suvine aastate keskmine.



Joonis 42. Üldfosfori (mg/m^3) dünaamika püsivaatlusjärvede suvises pinnavees aastatel 1992–2006.

Aastatel 2004–2006 seiratud järvede seisund

2004. aastal hinnati 21 järve, 2005. aastal 19 ja 2006. aastal 26 järve. Osade järvede seire kattus, seega hinnati kokku 42 järve seisundit. Teemakaardil 10 on toodud hinnang järvede ökoloogilisele seisundile hüdrokeemiliste ja hüdrobioloogiliste näitajate alusel, näidatud on viimase seirekorra tulemused. 2004. aasta järvede valik erines 2005. ja 2006. aasta valikust, sest 2004. aastal otsiti Eesti väikejärvede seast nn tüübiomaseid foonijärvi, mille alusel saaks täiustada kvaliteedi klassifikatsiooni. Seepärast oli ka enamus selle aasta seirejärvi heas või väga heas seisundis.

2005. ning 2006. aastal kattusid 13 järve. Nende üldhinnangud kõikusid kõikidel juhtudel maksimaalselt ühe kvaliteediklassi võrra. Kuigi maist septembrini oli 2006. aasta soojem (*ca* 0,8 °C) ja kuivem, ei mõjutanud see oluliselt väikejärvede ökoloogilist kvaliteeti. Valdavas enamuses kuuluvad meie väikejärved kas heasse või kesisesse kvaliteediklassi. Reostusele tundlikumad tüübid (näiteks tumedad pehmeveelised järved) on reeglina ka kehvemas ökoloogilises seisundis.

Võrtsjärve hüdrobioloogiline ja hüdrokeemiline seire

Lea Tuvikene
Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus

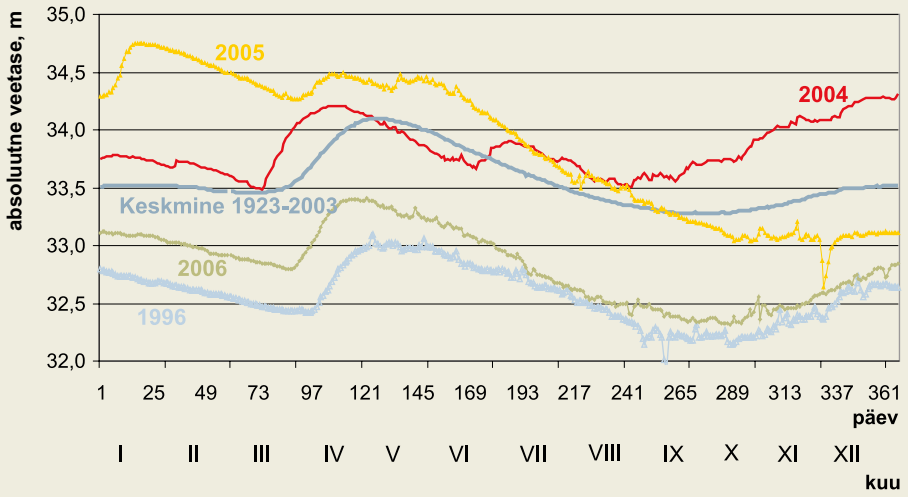
Esimesed põhjalikud hüdrobioloogilised andmed Võrtsjärve kohta pärinevad juba aastaist 1911–1913, Tartu Loodusuurijate Seltsi järvekomisjoni korraldatud ekspeditsioonidelt. Limnoloogiakeskuse andmebaasis on Võrtsjärve andmeread alates 1963. aastast. Võrtsjärve seire on riikliku keskkonnaseire programmi osa alates 1989. aastast.



Foto 4. Vaade Võrtsjärvele lõunast

Võrtsjärve keskmine sügavus on vaid 2,8 meetrit, mis järve pindala (270 km^2) arvestades on väga väike. Seetõttu sõltub Võrtsjärve elustiku seisund kõige rohkem veetasemest, mille keskmine sesoonne amplituud on 1,4 m ja mis põhjustab kuni kolmekordset veemahu muutust. Madal- ja kõrgveeperioodid vahelduvad umbes 30-aastaste tsüklitena. Viimased kolm aastat on Võrtsjärve jaoks olnud ebatüüpilised. See raskendab ka järve seisundile hinnangu andmist. Mitte otsesest inimmõjust, vaid ilmastikust põhjustatud erakordselt madala veeseisu aastatel ilmnevad Võrtsjärves seisundi halvenemist näitavad muutused, mis aga veetaseme normaliseerudes enamasti taas paranemistendentsi näitavad.

2004. ja 2005. aastal mõjutas Võrtsjärve seisundit kõige enam kõrge veetase (joonis 43). Mõlema aasta keskmine veetase oli 33,8 m ehk 20 cm üle paljuaastase aasta keskmise (33,62 m). 2005. aasta lõpuks langes veetase aga pikaajalisest keskmisest madalamale ja järv külmus 30 cm madalama veetaseme juures kui keskmiselt. Kõrgest veetasemest tulenevalt oli vesi mõlemal aastal humiinainetest pruun ja väikese läbipaistvusega. Kehvade valgustingimuste tõttu saavutasid vetikate hulgas eelise sinivetikad perekonnast *Limnothrix*, kes taluvad ka madalaid fosfori kontsentratsioone.

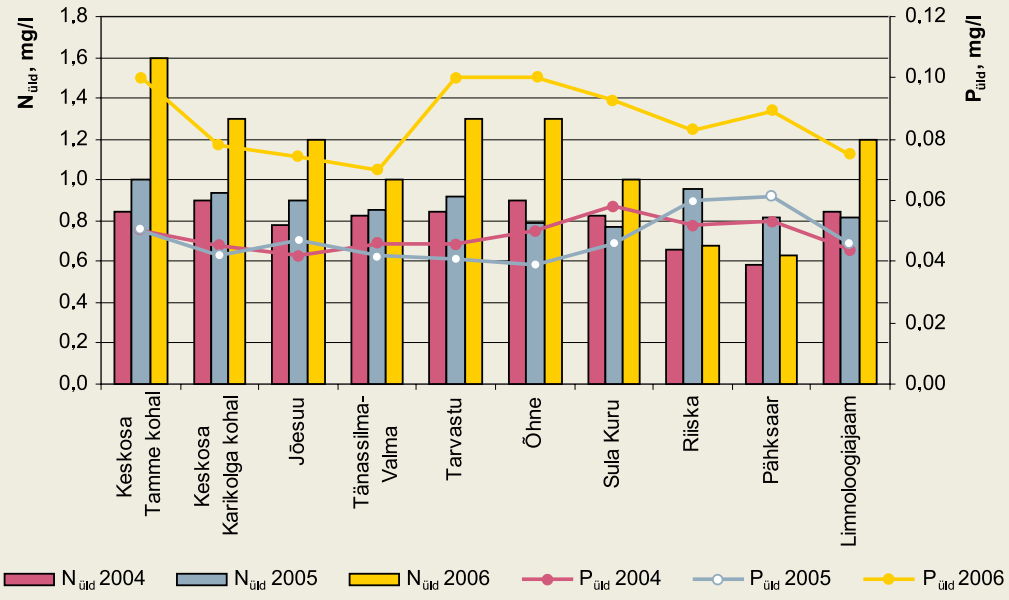


Joonis 43. Võrtsjärve veetaseme dünaamika.

Toiteainete (fosfor, lämmastik, räni) kontsentratsioonid olid paljuaastase keskmise tasemel või alla selle. Kokkuvõttes võib Võrtsjärve seisundi perioodil 2004–2005 hinnata heaks. Kuigi toiteainete koormus järvele on 1970. ja 1980. aastatega võrreldes märgatavalt vähenenud, on jätkuvalt näha eutrofeerumist iseloomustavaid märke: üldise liigilise mitmekesisuse vähenemist, bakterite ja ripsloomade arvukuse suurenemist planktonkooslu ses ning taimestikuvööndi laienemist.

Erinevalt kõrge veeseisuga aastatest 2004 ja 2005 põhjustas 2006. aastal erakordselt madal veetase toiteainete tavapärasest suurema hulga vees, planktoni hoogsa kasvu ja kesise vee läbipaistvuse. Nii bioloogiliste kui füüsikalis-keemiliste ökoloogilise seisundi näitajate põhjal oli Võrtsjärve seisund 2006. aastal halvem kui 2004. ja 2005. aastal ja seda tuleb hinnata pigem kesiseks. Olulisemate biogeenide lämmastiku ja fosfori dünaamikat Võrtsjärve veekeemia seirepunktides illustreerib 2004.–2006. aasta augustis kogutud integreeritud veeproovide analüüsitulemuste alusel joonis 44. Jooniselt nähtub, et üldfosfori sisaldused on kõigis seirejaamades 2006. aastal võrreldes 2004. ja 2005. aastaga märgatavalt kõrgemad, samas kui üldlämmastik on võrreldes eelmise aastaga järve lõunaosas Riiska ja Pähksaare seirejaamades vähenenud. Üldfosfori kõrgete väärtuste põhjustajaks on tõenäoliselt veekogu isereostumine – järvesetetesse seotud fosfori vabanemine, mida soodustas madal veeseis 2006. aastal.

Teemakaart 11 annab ülevaate vee orgaanilise aine sisaldusest järvevees BHT_7 alusel 2006. aasta augustis. Madalamad BHT_7 väärtused järve lõunaosas on tingitud Väike-Emajõe mõjust. 2004. aastal oli orgaanilise aine sisaldus kõrgem nimelt järve lõunaosas, tulenevalt rohkest sissekandest jõeveega. 2006. aasta aga oli veevaene ning Väike-Emajõe vooluhulgad märgatavalt madalamad. 2004. ja 2005. aastal oli Väike-Emajõe augustikuine vooluhulk >5 m^3/s, 2006. aastal 1,50 m^3/s.



Joonis 44. Üldfosfor ja üldlämmastik (mg/l) Võrtsjärve veekeemia seirepunktides 2004–2006 augustis.

Pikemaajalises skaalas näitab järve eutrofeerumist bakterite ja ripsloomade arvukuse suurenemine ning füto- ja zooplanktoni ning põhjaloomastiku liigilise mitmekesisuse vähenemine. Silmnähtavad muutused on viimase 30 aasta jooksul toimunud suurtaimestikus. Eutroofsele järvele iseloomulik kaldavee- ja veesisene taimestik ümbritseb juba praktiliselt katkematu vööna kogu järve, kitsas tuulte eest varjatud lõunaosas on aga veesisene taimestik levinud kogu avaveealal (foto 4, Võrtsjärve lõunaosa). Kirjeldatud protsessi kinnitavad ka kaugseire tulemused. 1986. ja 2006. aasta satelliitpiltide võrdlemisel ilmneb hästi Võrtsjärve ümbritseva kaldaveetaimestiku vööndi laienemine. Võrtsjärve eutrofeerumist näitab ka see, et pea täielikult on järvest kadunud peipsi siig ja rääbis.

Rannikumere veetasemete vaatlused

Juta Kuik, Ivo Saaremäe
Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut

Käesoleval ajal koosneb Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (EMHI) rannikumere vaatlusvõrk 16 vaatluspunktist: Narva-Jõesuu, Toila, Kunda, Loksa, Muuga, Paldiski, Dirhami, Rohuküla, Virtsu, Pärnu, Kihnu, Ruhnu, Sõrve, Vilsandi, Ristna ja Heltermaa. Lähiajal on plaanis alustada merevaatlusi Roomassaares ja Haapsalus, hiljem Tahkunas, Osmussaarel, Naissaarel, Tallinnas, Pranglil ja Vaindlool.

Regulaarseid merevaatlusi tehakse Maailma Meteoroloogiaorganisatsiooni (WMO) juhendi järgi rannikumere vaatlusjaamadele, mis näeb vaatluspostides ette 2 vaatlust päevas. Vaatlusprogramm näeb ette meretaseme, tuule suuna (°) ja kiiruse (m/s), õhu- ja veetemperatuuri (°C), nähtavuse (km), lainetuse (suund ja kõrgus) ning jääolude vaatluseid (viimased 3 visuaalselt). Kuueteistkümnest vaatluspunktist kaheteistkümnes mõõdeti vaadeldaval perioodil (2004–2006) meretaset, kusjuures Sõrve tasemevaatlused taastati jaanuaris 2006. Taseme määramine toimub valdavalt mõõdulati abil, automaatselt merevee taset mõõtvad seadmed ehk mareograafid on ainult Narva-Jõesuus, Kundas, Ristnas ja Pärnus. Et veetase on vaadeldavaist elementidest eluliselt tähtsaim, mida näitas ka 2005. aasta jaanuaritorm, oleks äärmiselt tähtis paigaldada kõikidesse vaatluspunktidesse tänapäevased mareograafid.

9. jaanuaril 2005 tõusis vesi järgmiselt:

- Narva-Jõesuus 197 cm (eriti ohtlik tase 160 cm; maksimaalne varem vaadeldud 202 cm);
- Virtsus 194 cm;
- Haapsalus 196 cm (eriti ohtlik tase 140 cm; maksimaalne varem vaadeldud 150 cm);
- Rohukülas 175 cm;
- Roomassaares 170 cm (eriti ohtlik tase 150 cm; maksimaalne varem vaadeldud 133 cm);
- Sõrves 154 cm;
- Pärnus 275 cm (eriti ohtlik tase 170 cm; maksimaalne varem vaadeldud 253 cm).

Tallinnas ei ole käesoleval ajal vaatluspunkti, sestap jäi ilmselt maksimaalne tõus fikseerimata, kuid varasemate vaatluste põhjal on määratud eriti ohtlik tase 140 cm ja maksimaalne vaadeldud tase on 139 cm. Kõnealune tõus tekitas märkimisväärset majanduslikku kahju Pärnus ja Haapsalus. Mingil määral said kannatada kõik mereäärsed asulad.

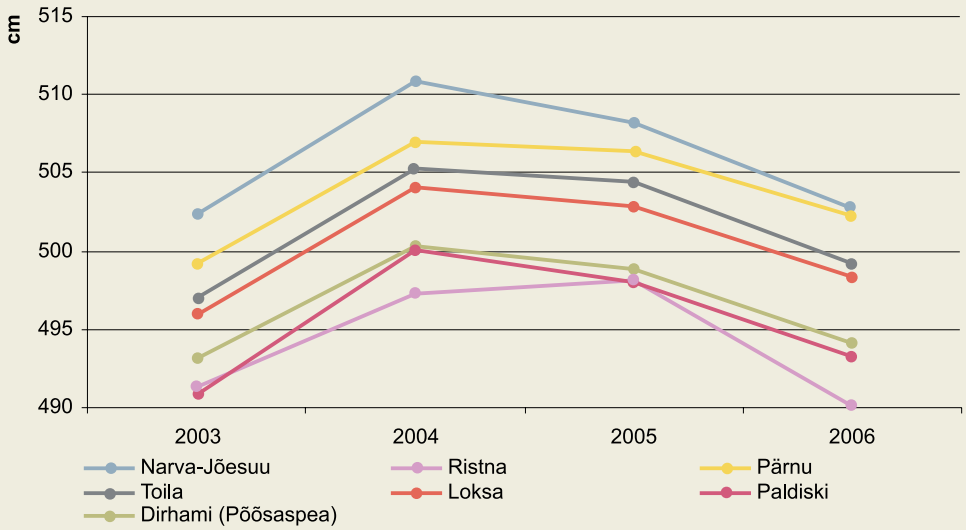
Sellise erakordselt tugeva tõusu põhjustas tugev torm ajal, mil üldine meretase Läänemeres oli eelmiste tormidega kõrgeks aetud. Seetõttu on ohtlike tõusude ennustamise seisukohast väga tähtis, et ilmaennustajatel oleks pidev ülevaade taseme muutustest kogu ranniku ulatuses. Seda saab kindlustada ainult automaatsete mareograafide abil. Valdavalt olid ülaltoodud rekordilised tasemed saadud hilisema loodimise teel peale tormi. Tormi ajal oli täiesti võimatu mõõdulatilt lugemeid võtta, sest paari meetri kõrgune laine käib sillast ja latist üle.

Teoreetilised kalkulatsioonid näitavad, et Lääne-Eesti rannikul ja saartel tuleb üleujutusohtlikuks (aeg-ajalt üleujutatavaks) piirkonnaks lugeda alad, mille kõrgus on kuni 2 m üle keskmise meretaseme, Pärnu lahes (tulenevalt geograafilistest ja geomorfoloogilistest iseärasustest) kuni 3 m, Soome lahe rannikul 1,5 m ja Narva lahes kuni 2 m. Purustusi võib esineda ka kõrgemal, sest ajuvesi kaasneb tormituule ja kõrgete lainetega, mille mõju ulatub keskmisest veepiirist kaugemale.

Ehitiste projekteerimisel kasutatakse sellist hüdroloogilist arvutuslikku näitajat nagu taseme kõrguse tagatus. Toetudes olemasolevatele vaatlusridadele on EMHI arvutanud maksimaalse taseme, mis leiab aset 1 kord 100, 250 ja 500 aasta jooksul:

Vaatluspunkt	1 kord 100 aasta sees	1 kord 250 aasta sees	1 kord 500 aasta sees
Narva-Jõesuu	205	226	238
Loksa	158	173	185
Tallinn	149	164	173
Pärnu	267	295	315

Peale veetaseme võib praktikas huvi pakkuda ka veetemperatuur. Seda põhiliselt suvel supelrandades, kui tuulte mõjul tekib tõusuhoovus ehk veekerge (*upwelling*), mis võib põhjustada rannikulähedases meres mõne tunniga veetemperatuuri langust kümmekond kraadi või enamgi. Näiteks võib tuua 2006. aasta juuli ja augusti, kui Soome lahes langes veetemperatuur 20…22 kraadilt paari päeva jooksul 8 kuni 10 kraadini, Paldiskis koguni 3,3 kraadini. Vesi jäi puhkajate meelehärmiks suve kohta külmaks (<17 °C) kogu augusti jooksul.



Joonis 45. Aasta keskmised veetasemed rannikumeres aastatel 2003–2006 (cm).

Aastatel 2003–2006 on aasta keskmine veetase rannikumeres alates 2004. aastast langenud (joonis 45, esitatud on vaatluspostide andmed, kus nimetatud perioodil on olemas kõikide kuude keskmised veetasemed), välja arvatud Ristnas 2005. aastal. 2005. aasta jaanuarikuu keskmised veetasemed on kõikides vaatluspostides olnud selle aasta ülejäänud kuukeskmistest kõrgemad (enamasti langeb maksimum juuli- ja augustikuule või septembrisse-oktoobrisse). Samuti on jaanuarikuine keskmine veetase perioodi 2003–2006 võrdluses kõige kõrgem olnud 2005. aastal.

Mererannikute seire

Sten Suuroja
OÜ Eesti Geoloogiakeskus

2004–2006 riikliku keskkonnaseire aruannete põhjal koostanud
Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Mererannikute seiret viiakse läbi riikliku keskkonnaseire programmis. Selle eesmärk on anda ülevaade rannikuprotsesside pikaajalistest suundumustest rannikualal toimuvate kulutus- ja kuhjeprotsesside kiiruse ning ulatuse hindamise kaudu. Ühtlasi on mererannikute seire eesmärk tagada rannikualade planeerimiseks vajalik taustandmestik.

Mererannikute seiret viiakse läbi rotatsiooniseire põhimõttel, mil igal aastal on lähema vaatluse all teatud arv seirealadest. Seirealade üldarv on 26. Neil paikneb erinev arv mõõteprofiile, mille algspunkt kaldal (reeper) on tähistatud metallvaiaga või on valitud selleks mõni püsikindel objekt. Mõõteprofiilid kulgevad risti kaldajoonega 1,5...10 meetri sügavuseni allapoole veepiiri. Lisaks seireprofiilide loodimisele koostatakse ka seirealade taimkatte kirjeldused. Ülevaate mererannikute seirealadest aastatel 2004–2006 annab teemakaart 12.

2004. aasta oli rahulik ning tormidevaene. Torme keskmise tuulekiirusega üle 20 m/s (9 Beauforti palli) ei esinenud, maksimaalseks puhanguliseks tuulekiiruseks fikseeriti 28 m/s (Vilsandi vaatlusjaamas). Märkimist väärib mere veetase, mis aasta keskmisena oli 480 mm üle Kroonlinna nulli, maksimaalselt septembris 518 mm. Ristnas mõõdeti septembris aasta maksimaalseks veetasemeks 575 mm. Põhja-Eesti seirealadel oli veel tunnetatav 2001. ja 2002. aasta sügis-talviste tormide purustav ning murrutav mõju (foto 5). Muid olulisi muutusi seirealadel ei registreeritud. Spithami seirealal olid algreeperid maaomanike poolt hävitatud ning need tuli asendada.



Foto 5. 2001–2002. aasta sügis-talviste tormide poolt põhjustatud murrutus Naissaare III seirealal.

2005. aasta jaanuaritorm põhjustas suuri muutusi Valgeranna, Dirhami ja Laulasmaa seirealadel. Nagu näitavad rannikumere hüdroloogilise seire andmed (vt ptk *Rannikumere veetasemete vaatlused*), oli 2005. aasta jaanuarikuine keskmine veetase pea kõikides mõõtejaamades tavapärasest jaanuarikuisest oluliselt kõrgem. Valgeranna seireala läänepoolsel küljel taganes rannaastang kohati kuni kümme meetrit ning veepiir nihkus kuni 20 m rannale lähemale. Dirhami II seirealal on juur-

detoodud liivast piki lääneranniku kujunenud ilus liivarand. Laulasmaal viis rannaastangu taganemine 1. ja 2. seireprofiilil kaasa ka reeperid. 2005. aasta jaanuaritormi ja selle tagajärgede kohta saab lähemalt lugeda 2006. aastal ilmunud seirekogumikust *Eesti Keskkonnaseire 2004–2005*.

Teatud mõttes Eesti rannikuprotsesside sümboliks saanud Kiipsaare tuletorn Saaremaal sai vaadeldaval perioodil (2004–2006) "jalad vette". Tuletorn rajati 1933. aastal 200 m kaugusele veepiirist. Fotod 6 ja 7 illustreerivad perioodil 2004–2005 toimunud rannaastangu taganemist Harilaiu seirealal (12 meetrit). Ühtlasi kanti nimetatud perioodil ära Harilaiu poolsaare Kiipsaare nukas olnud maasäär.



Foto 6. Kiipsaare tuletorn 2004. aastal



Foto 7. Kiipsaare tuletorn 2005. aastal

2006. aasta oli suhteliselt rahulik ning olulisi purustusi rannikul ei täheldatud. Aasta maksimaalne puhanguline tuulekiirus 34,2 m/s fikseeriti Pakri vaatlusjaamas 27. oktoobril. Samal ajal fikseeriti ka aasta kõrgeim veetase Pärnu vaatlusjaamas – 113,6 cm üle keskmise. Veetasemed mõõdistamisperioodi vältel püsisid keskmistel tasemetel.

Narva-Jõesuu seireala sai 2005. aasta jaanuaritormis oluliselt kahjustada. Tormilainete mõjul toimus ulatuslik setete ärakanne rannalt, mida kevadel ja suvel väiksemad tormid osaliselt randa tagasi kandsid. Intensiivsed muutused mõõdeti 2006. aastal Narva jõe suudmes muuli ees (5. profiil), kus rannale on kuhjunud setteid ligi 1 m paksuselt ja kus rand on laienenud kohati kuni 50 meetrit. Nõukogude perioodil rajatud muulikarkass on hakanud aegamisi lagunema. Selle paneelidest seinad on jäärünnakute ja tormilainetusele järele andnud ning suures osas purustatud või laiali vajunud.

Ka Võsu seirealal täheldati 2006. aastal läbiviidud seire käigus 2005. aasta jaanuaritormi purustusi. 1. ja 2. profiilil on kulutatud keskmisest veepiirist ülevalpool olevat osa, setted on kuhjunud ranna keskmises osas, kus rand on kasvanud 40 meetri pikkusel ribal 0,5 m ulatuses. Aastatel 2003–2005 on niigi madal meri Võsu liivarannas madaldunud veel 20…30 cm võrra. Taimestunud rannaosa vajaks Võsul puhastamist, sest siinse puhkeranna probleemid ei seondu mitte niivõrd rannapurustuste, kuivõrd ranna jätkuva kinnikasvamise ja sellest tuleneva puhkeranna väärtuse langusega. Madalaveelisus ja laguunide teke ning sellest tingitud piiratud veevahetus põhjustab rannaäärse vee eutrofeerumist, mistõttu pole ujumine seal soovitatav.

Koipsi seirealal on valdavaks kulutusrand. Aastatel 2004–2006 registreeriti seireala lääneosa profiilidel ranna taganemine sisemaa suunas kuni 1 m. See on varasema seireperioodiga (1995–2004) võrreldes märksa kiirem. Neil profiilidel täheldati ka setete kuhjumist. Idapoolsetel profiilidel on setteid ära kantud. 2005. aasta jaanuaritormi tagajärgede mõõdistamisel Aegnal, ilmnes et rannaastang on seireala piires taganenud 2…3 meetrit. Aegna kirdeosa rand on avatud kulutusprotsessidele. Selgelt on väljendunud kiirlaevade lainete kulutav mõju Aegna randadele. Pirita seirealal põhjustas 2005. aasta jaanuaritorm samuti suuri muutusi. Ranna kesk- ja põhjaosast on materjali kantud lõuna poole, kus rand laieneb. Suurte tormidega ulatuvad lained Pirital ka metsa alla.



Foto 8. Kakumäe seireala, märts 2006.



Foto 9. Kakumäe seireala, november 2006.



Foto 10. Kakumäe seireala, jaanuar 2007.

Erilist tähelepanu vajab Kakumäe seireala kui aktiivse ehitustegevuse piirkond. Kuna siin paljandub rannikul pehme kambriumi liivakivi, on riskide prognoosimiseks poolsaare geoloogilisest ehitusest tulenevalt vajalikud mereseire alad. Tallinna linna kommunaalameti tellimusel rajati piirkonda mitu seireala. Kahjuks linna huvi tegevuse vastu rauges peale 1997. aastat. 2005. aastal tegid mererannikute seire läbiviijad alal programmiväliseid mõõtmisi ning avastasid, et kohati on liivakiviastang viimaste mõõtmisandmetega võrreldes taganenud kuni 6 meetrit. 1954. ja 1994. aasta aerofotosid võrreldes saab järeldada, et 40 aasta jooksul on astang kohati taganenud kuni 20 meetrit. 2006. aastal alustati seetõttu piirkonnas uuesti rannikuseirega. Mustkivi seirealal on ranna taganemiskiirus kogu Kakumäe poolsaare ulatuses kõige suurem (*ca* 0,6 m aastas). Ka 2006. aasta oktoobri- ning 2007. aasta jaanuaritormid põhjustasid Kakumäe poolsaarel olulisi purustusi (fotod 8–10), mille ulatuse hindamiseks planeeriti tööd 2007. aastaks.

Järve I seirealal on rannaastang vaatlusperioodil 2004–2006, millesse jääb ka 2005. aasta jaanuaritorm, taandunud kuni 6 m. Mingil määral on nihkunud ka madalad ja lauged vallid veealusel rannanõlval. Järve II seirealal on rannaastang taganenud 5 meetrit ning see on muutunud järsemaks. Tegemist on liiva transiidialaga, kust materjal sõltuvalt lainetuse suunast võib piki rannanõlva nii ühele kui teisele poole liikuda. Seirealal Järve III on ala mere poolt ääristav kuni seitsme meetri kõrgune rannaastang seireperioodil 2004–2006 muutunud märgatavalt järsemaks ning taganenud ligikaudu 4 meetrit. Veealuse rannanõlva osas olulisi muutusi ei ole toimunud, mistõttu on põhjust oletada, et rannaastangust murrutatud liiv on rannavööndist ära kantud.

2006. aastal oli ette nähtud Sillamäe seireala taastamine, kuid AS Sillamäe Sadama vastuseisu tõttu polnud seda võimalik teha.

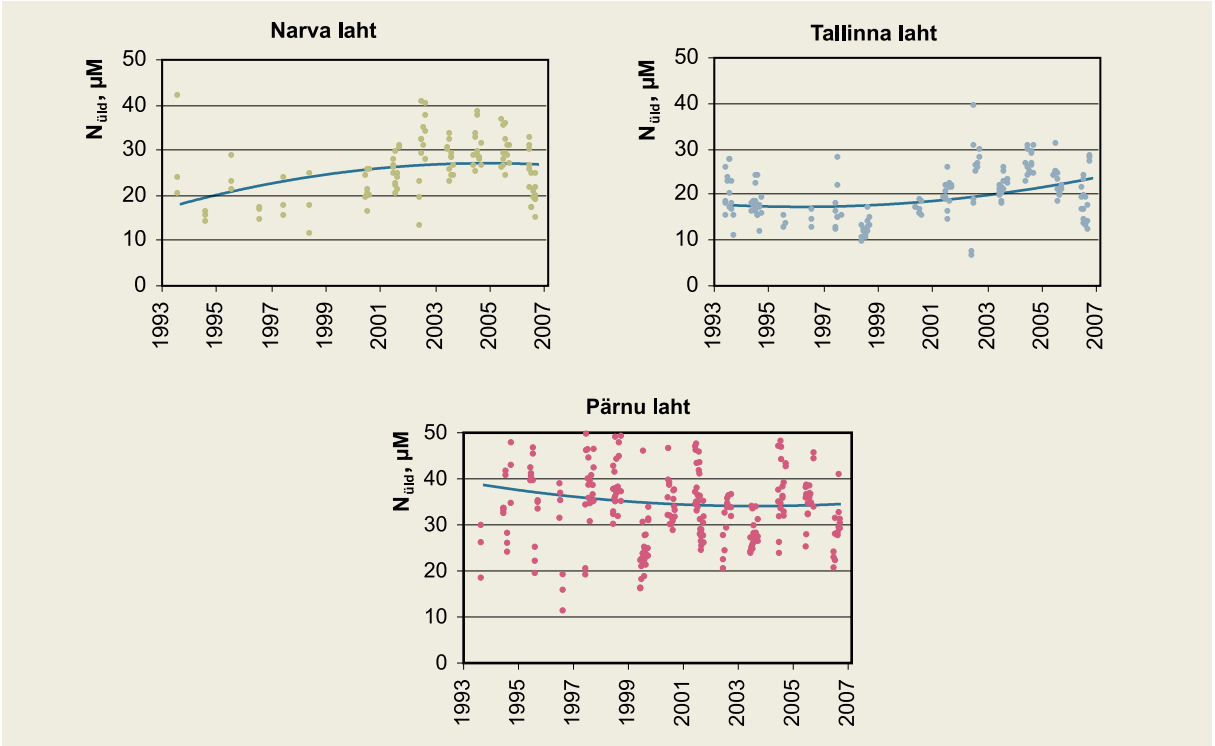
Rannikumere seire

Georg Martin, Andres Jaanus, Arno Põllumäe, Jonne Kotta
Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut

Veekeemia

Merevee keemilistest parameetritest on Eesti rannikumeres regulaarselt määratud anorgaaniliste lämmastiku- (nitraadid, ammooniumioon) ja fosforiühendite (fosfaadid) ning silikaatide, samuti üldlämmastiku ja -fosfori sisaldust. Anorgaaniline lämmastik ja fosfor on aktiivsel kasvuperioodil suures osas seotud fütoplanktonisse ning rannikulähedastel aladel ka makrovetikatesse ja kõrgematesse taimedesse. Seetõttu on nende ühendite mõõtmine keskkonnaseisundi indikaatorina otstarbekas talvel. Kuna Eestis käivitusid talvised mõõtmised alles 2005. aastal ning näiteks Liivi lahe piirkonnas on talvist seiret läbi viidud vaid korra, siis saab hinnangute andmisel tugineda peamiselt suveperioodile. Seetõttu on antud kogumikus lähemalt vaadeldud üldlämmastiku ja -fosfori ($N_{üld}$, $P_{üld}$) dünaamikat.

Rannikuvete ökosüsteemides on fütoplanktoni biomass tugevas seoses üldlämmastiku ja -fosfori kontsentratsioonidega veesambas ja sageli ka ette ennustatav nende omavahelise suhte (N:P) põhjal.

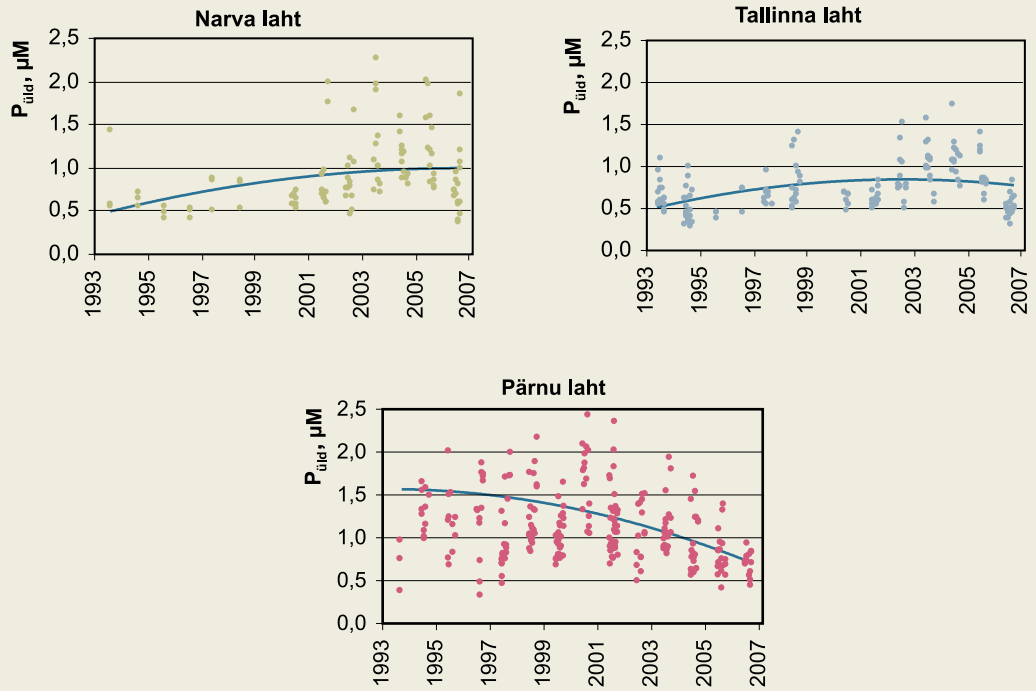


Joonis 46. Operatiivseire jaamades mõõdetud üldlämmastiku sisalduse ($N_{üld}$, µM) dünaamika pindmises veekihis (0…10 m keskmine).

Eesti rannikumeres on leitud seoseid mõnede indikaatorliikide biomassi kasvu ja toiteainete, eriti üldfosfori suurenenud sisalduse vahel (Toming ja Jaanus, *in press*). Nii Tallinna piirkonnas kui Narva lahes on alates 1990-ndate keskpaigast täheldatav tõusutrend vastavalt 20…30% ja 10…25% (joonis 46). Seejuures on Tallinna piirkonnas mõõdetud kontsentratsioonid viimastel aastatel lineaarselt kasvanud. Narva lahes toimus $N_{üld}$ ja $P_{üld}$ sisalduse suurenemine 2000-ndate alguses, sealtpeale on saavutatud teatud stabiliseerumine (“platoo”) tasemel 20…34 µM.

Ka Soome Keskkonnainstituudi kogutud andmete põhjal on Soome lahe kirdeosas mär-

gata aeglast kontsentratsioonide suurenemist juba 1980-ndatest alates (Knuuttila *et al.*, 2006). Pärnu piirkonna seirejaamades mõõdetud $N_{üld}$ kontsentratsioonid pole viimase 15 aasta jooksul oluliselt muutunud. Küll võib märgata vee üldlämmastiku sisalduse kahanemist nii Liivi kui Soome lahe avaosas. Eriti silmatorkav on $N_{üld}$ sisalduse vähenemine Liivi lahe keskosas Ruhnu piikonnas (jaam G1).



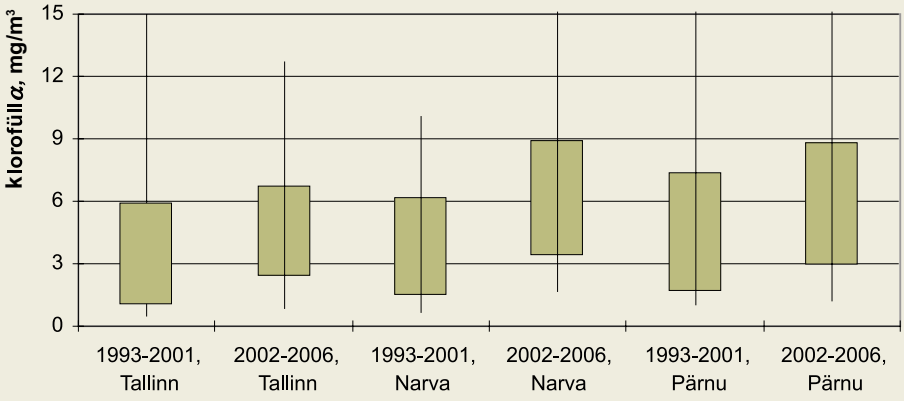
Joonis 47. Operatiivseire jaamades mõõdetud üldfosfori sisalduse (µM) dünaamika pindmises veekihis (0…10 m keskmine).

Kui aastate 1993–2001 keskmine näitaja oli 28 µM, siis perioodil 2002–2006 vaid 18 µM. Seega on kontsentratsioonid langenud ligikaudu 60%. Liivi lahe lääne- (jaam 114), põhja- (jaam 125) ning idaosas (jaam 107) on langustrend 15…20%. Soome lahe teljejaamades (H1, F3 ja F1) mõõdetud vastavate ajaperioodide keskmised $N_{üld}$ sisaldused jäävad vahemikku 17…19 ja 12…14 µM. Siingi saab rääkida ligikaudu 30…40% kontsentratsioonide vähenemisest pindmises veekihis aastate 1993–2001 ja 2002–2006 võrdluses.

Üldfosfori ($P_{üld}$) kontsentratsioonide muutus ajavahemikus 1993–2006 näitab erinevaid tendentse Liivi ja Soome lahes (joonis 47). Kui Liivi lahes ning eriti Pärnu piirkonnas ja lahe idaosas tervikuna on $P_{üld}$ sisaldused kahanenud 20…100%, siis Soome lahes on täheldatav vastupidine suundumus. Kontsentratsioonide erinevus perioodide 1993–2001 ja 2002–2006 võrdluses ulatub 35…50% kasvuni Narva-Jõesuus ja Tallinna lahe keskosa jaamas 2. Analoogiliselt üldlämmastikuga on Narva lahes üldfosfori varasemast kõrgem tase mõõdetud 2000. aastate alguses. Pärnu piirkonnas on märgatav selge üldfosfori kontsentratsioonide langus ja muutlikkuse vähenemine. Tendents on olnud pidev ja jaamades ajavahemikus 2002–2006 mõõdetud keskmised kontsentratsioonid on praktiliselt võrdsustunud Tallinna ja Narva lahe omadega (0,8…1,1 µM). Ka Liivi lahe avaosas on langustendents erinevate perioodide vahel 30…65%, seejuures suurem lahe idaosas ja tagasihoidlikum Kura kurgu piirkonnas.

Klorofüll α ja fütoplankton

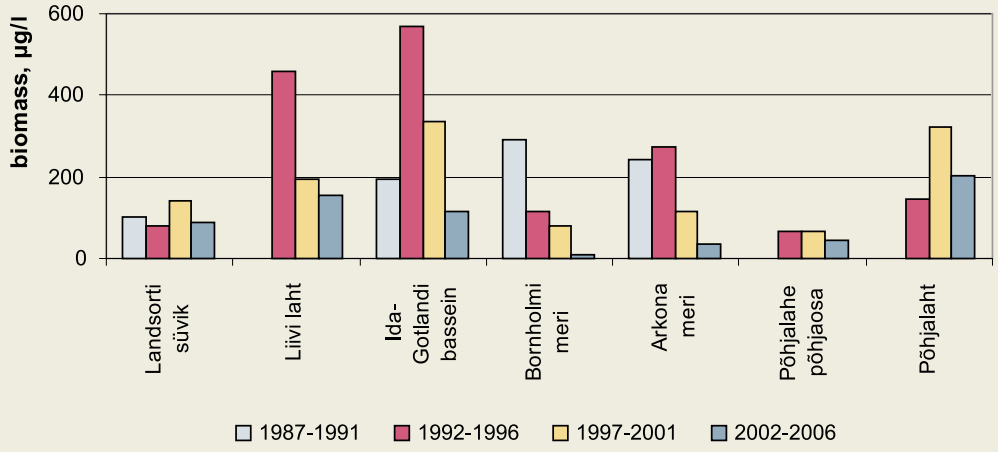
Viimase viie aasta suviste (juuni–september) klorofüllisisalduste järgi on kõikides suurendatud seiresagedusega jaamades (57a, 2, K5, K21, K2, N8 ja 38) märgata tõusutendentsi võrreldes perioodiga 1993–2001 (joonis 48). Tallinna ja Pärnu piirkonna jaoks arvutatud 20…40 ja Narva lahes leitud 50…80% klorofülli kontsentratsioonide kasvu tuleks aga suhtuda ettevaatusega, sest mõõtmissagedus pole varasemal perioodil olnud piisav.



Joonis 48. Suveperioodi (juuni–september) fütoplanktoni klorofüll α sisalduse (mg/m³) varieeruvus operatiivseire piirkondades.

Eesti rannikuvete fütoplanktoni kooslustes aset leidvat väikesemõõtmeliste vormide (alla 20 µm) domineerimismäära kasvu on nii Läänemeres kui teistes maailmamere osades seostatud toiteainetekoormuse suurenemise ja mõõduka eutrofeerumisega. Üheks potentsiaalseks indikaatorliigiks valitud rohevetika (*Monoraphidium contortum*) biomassi dünaamika näitab liigi arvukuse ja biomassi suurenemist kõikidel suurendatud sagedusega seire aladel. Etteruttavalt võib mainida, et 2007. aasta hilissuvel fikseeriti esmakordselt ränivetika *Cylindrotheca closterium* massesinemine Narva lahes. Seni on see liik vohanud vaid tugevalt eutrofeerunud Haapsalu lahes. Nn veeõitsenguid (vetikate massiline esinemine pinnakihis) põhjustavatele sinivetikatele on Tallinna lahes alates 2003. aastast seevastu olnud iseloomulikud biomassi madalseisud ning mõõdukad väärtused Narva lahes viimase kümnendi jooksul. Pärnu piirkonnas pole niitjad sinivetikad kuulunud dominantide hulka, vaid on sinna jõudnud tuulte ja hoovustega Liivi lahe avaosast.

Enamikus Läänemere alambasseinides on suveperioodil sinivetikad suurimat biomassi andev vetikarühm. Hiljuti koostatud ülevaates vetikakoosluste muutustest Läänemeres aastatel 1992–2006 (Jaanus *et al.*, 2007) leiti, et erinevate vetikarühmade osatähtsus biomassis on erinevates mereosades vastupidise suunaga. Nii on sinivetikate biomass mitmes Läänemere avaosa alambasseinis kahanenud või püsinud muutumatuna, samas Liivi lahes ja Põhjalahes on see kasvanud (joonis 49). Eesti rannikuvetest trendianalüüsi jaoks valitud esinduslikema andmekoguga Tallinna lahes statistiliselt olulisi muutusi vetikakoosluste struktuuris vähemalt rühmade tasemel ei leitud. Praegu käib töö uute fütoplanktoni indikaatorite leidmisel, sealhulgas liikide tasemel.



Joonis 49. Sinivetikate sesoonne keskmine biomass (µg/l) Läänemere valitud alambasseinides.

Mesozooplankton

Mesozooplanktoni ehk keskmise suurusega loomse hõljumi proove on viimastel aastatel seire käigus kogutud Narva, Tallinna ja Pärnu piirkondadest 10…12 korda aastas ning ülejäänud Eesti rannikumerest korra aastas hiliskevadel. Kevadise kaardistamisreisi andmete põhjal varieerub mesozooplanktoni arvukus, biomass ning koosseis rühmade tasemel väga suurtes piirides ja seda nii aastate lõikes kui ka erinevaid mereosi võrreldes. Peamiseks põhjuseks on see, et kuigi proovid on kalendri järgi kogutud suhteliselt sarnasel ajal, võib planktonkooslus konkreetse aasta ja piirkonna ilmastikuoludest sõltuvalt olla väga erinevas fenoloogilises etapis. Läbi kogu hooaja toimuvad proovikogumised kolmes piirkonnas näitavad, et vesikirbuliste (*Cladocera*) tähtsus on viimastel aastatel mesozooplanktoni koguarvukuses ja biomassis vähenenud. Seda tendentsi on võimalik jälgida nii Soome lahes kui Liivi lahes. Eriti avaldub see ühe peamise suvise dominantliigi *Bosmina coregoni maritima* madalas arvukuses suvel. Üheks võimalikuks põhjuseks võib olla röövtoidulise tulnukliigi *Cercopagis pengoi* arvukuse jätkuv tõus või selle stabiliseerumine kõrgel tasemel 15 aastat peale invasiooni. 2006. aastal tehti kindlaks ka uue röövtoidulise tulnukliigi *Evadne anonyx* olemasolu meie vetes, vanemate proovide kordusanalüüs näitas, et ka see liik on Läänemerre jõudnud juba 1990. aastatel.

Põhjaloomastik

Viimaste aastate jooksul on hapnikusisaldus põhjalähedases veekihis oluliselt vähenenud. Selle tagajärjel on põhjaloomastik Läänemere põhjaosa ja Soome lahe süvikutes praktiliselt hävinud. Hiiumaa põhjaosas ja Soome lahe lääneosas levib põhjaloomastik seiretulemuste kohaselt kuni 80 m sügavuseni, Soome lahe idaosas kuni 70 m sügavuseni. Narva lahe süvikutes puudub loomastik kohati isegi 45 m sügavusel (teemakaart 13).

Kõrgema produktiivsusega merealade loomastiku üldbiomass oli aastatel 2005–2006 viimase kümne aasta suurim, samas kui loomaliikide arv oli viimaste aastate madalaim. Enamuse loomastiku biomassist annavad karbid, eriti söödav rannakarp (*Mytilus edulis*) ja balti lamekarp (*Macoma balthica*). Neile lisanduvad suhteliselt suure biomassiga südakarp (*Cerastoderma glaucum*) ja liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*). Eeltoodu viitab merevee troofsuse kasvule Eesti rannikumeres.

Pärnu jõe suudmealale on iseloomulikud loomastiku biomassi suured muutused. Loomastiku biomassi tõus ja sellele järgnevad suured biomassi kõikumised viitavad suurenenud reostuskoormusest tingitud põhjaloomastiku koosluste ebastabiilsusele. Samas on piirkonnas suurenemas liigiline mitmekesisus. Tallinna ja Narva lahes pole viimastel aastatel põhjaloomastiku kooslustes suuri muutusi toimunud.

Muuga sadama süvendus- ja ehitustööde mõju põhjaloomastiku arvukusele ja biomassile on Muuga lahes 2006. aastaks kadunud, samas kui Kolga lahes avaldub mõju loomastikule veel ka 2006. aastal. Samuti hakkab Sillamäe sadama ehituse mõju hääbuma ning piirkonna loomastik on taastumas. Pakri lahes on lõunasadama süvendustööde mõju veel nähtav. Enamasti avaldub sadamaehituse ja süvendustööde mõju põhjaloomastiku biomassi suurenemise ja liigilise mitmekesisuse vähenemise näol.

2006. aastal leiti Eesti rannikumerest esmakordselt Kaspia mere vesikonnast pärit kirpvähilist *Pontogammarus robustoides*. Liik *P. robustoides* leiti Sillamäe sadama madalveealadelt ning toodi tõenäoliselt sisse laevade ballastveemahutites. 2005. aastal Sillamäe transektilt Eesti rannikumeres esmakordselt leitud kaspia kootvähk (*Chelicorophium curvispinum*) oli 2006. aastal esindatud kõigis Sillamäe proovides ja liigi biomass oli võrreldes 2005. aastaga kasvanud. 2006. aastal leiti Pärnu lahe Liu transektilt Põhja-Ameerika päritolu kirpvähk (*Gammarus tigrinus*), mis on liigi esmaleid Pärnu lahes. Leid on oluline väga invasiivse võõrliigi leviku kaardistamise ja võimalike mõjude hindamise seisukohalt.

Põhjataimestik

2006. aastal teostati põhjataimestiku koosluste vaatlusi kokku seitsmes piirkonnas: Eru lahes, Küdema lahes, Heinlaiu transektil Väinameres, Kõiguste lahes, Aegna saare läänerannikul Tallinna lahes, Pärnu lahes Liu piirkonnas ja Narva lahes Sillamäe lähistel. Vaatluste käigus ekstreemseid muutusi võrreldes eelnevate aastatega rannikumere põhjakoosluste struktuuris ei täheldatud.

Küdema, Eru ning Aegna piirkonna põisadru vööndid on sarnaselt 2005. aastale heas seisus. Aegna piirkonnas oli põisadru biomass võrreldes varasemate aastatega tunduvalt tõusnud. Küdema lahe piirkonnas oli vastav näitaja küll veidi väiksem võrrelduna eelnevate aastatega, kuid samas esines liik erinevalt 2004. ning 2005. aastast ka madalamas vees. See on ilmselt tingitud suhteliselt mahedatest jääoludest eelneval talvel. Eru lahe puhul erinevusi eelmise hooajaga ei tuvastatud. Vetikamatid esinesid Kõiguste ning Heinlaiu piirkonnas. See ei viita otseselt rannikumere seisundi halvenemisele, ka varasematel aastatel on neil aladel vetikamatte registreeritud.

Põhjataimestiku kooslustes elutseva põhjaloomastiku liigiline mitmekesisus oli 2006. aastal enamikel transektidel kas tõusnud või jäänud 2005. aastaga võrreldes samale tasemele. See näitab, et seisund rannikumeres ei ole oluliselt muutunud. Vaid Kõiguste transektil oli liikide arv mõnevõrra langenud. Eru lahe, Tallinna lahe (Aegna) ja Hiiumaa laidude (Heinlaid) transektidel on täheldatav liigilise mitmekesisuse taastumine pärast 2005. aasta madalseisu. Põhjaloomastiku koosluste biomassi struktuuri aastatevaheline võrdlus näitas, et suurimad muutused on toimunud Eru lahe, Tallinna lahe ja Narva lahe transektidel. Kõigil neil transektidel oli 2006. aastal täheldatav nii reostusele tundlike kui vähemtundlike dominantliikide biomassi kasv, mis ei viita nende merealade toitelisuse olulisele kasvule ja on seletatav loodusliku aastatevahelise varieerumisega. Teistel transektidel olulisi muutusi loomastiku biomassi struktuuris toimunud ei olnud.

Ohtlikud ained rannikumeres

Mart Simm
Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut

Ülevaade ohtlike ainete seirest rannikumeres – metoodika ja eesmärgid

Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi *Ohtlike ainete seire ja uuringud rannikumeres* eesmärgiks on ohtlike ainete sisalduse pikaajaliste muutuste jälgimine, saasteseisundi hinnang ja ohtlike ainete ruumilise jaotuse hindamine Eesti rannikumeres piiritletud pinnaveekogudes. Ohtlike ainete seire rannikumeres on alates riikliku keskkonnaseire programmi algusaastatest hõlmanud raskmetallide kontsentratsiooni määramist selgrootutes (balti lamekarp *Macoma balthica*, merikilk *Saduria entomon* jt) ning raskmetallide ja kloororgaaniliste ühendite määramist mõningates kalaliikides (eelkõige räimes).

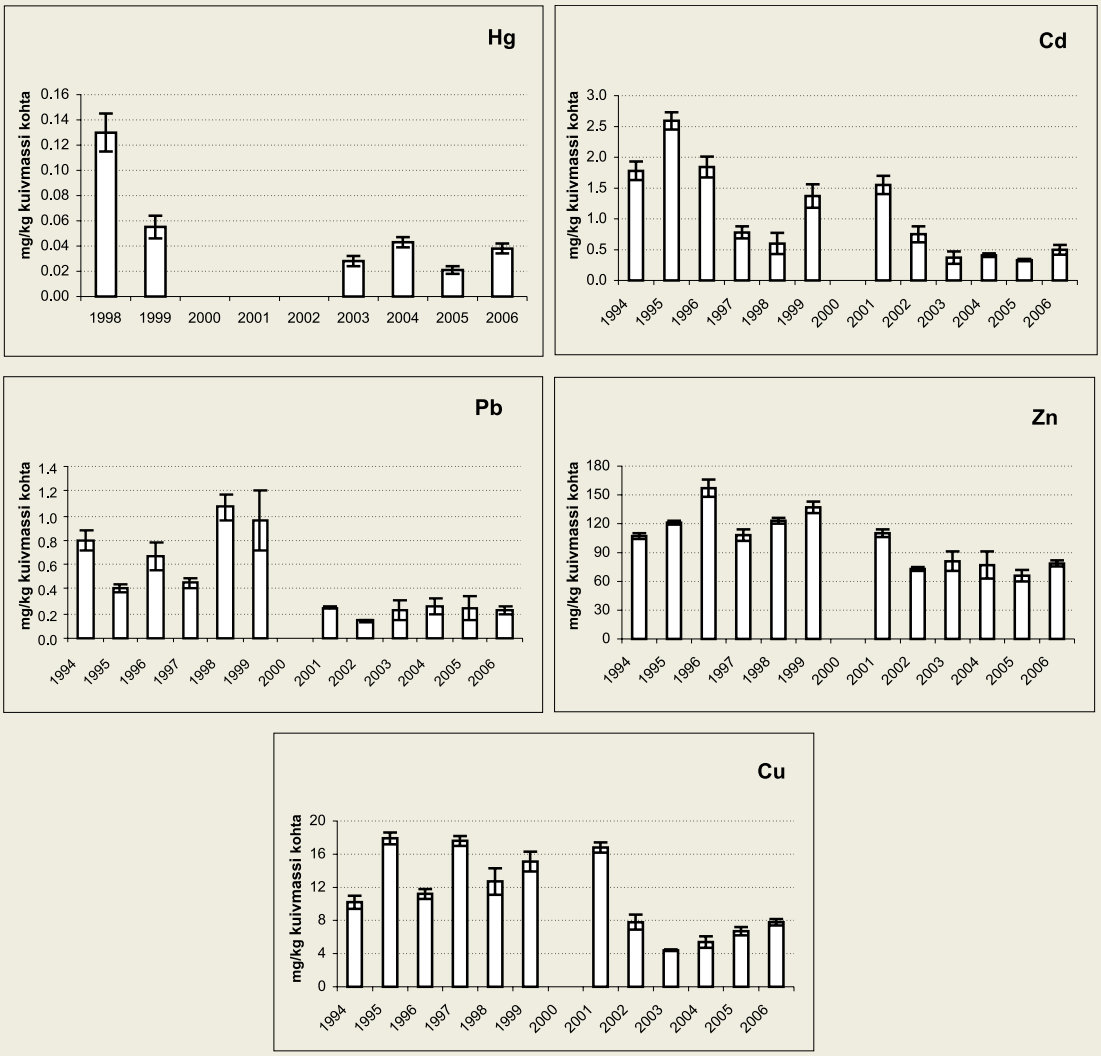
Analüüsides seirepogrammi lähtuvalt HELCOM COMBINE programmi nõudmistest ja soovitustest, ilmnes et HELCOM COMBINE programmi poolt väljapakutavate indikaatorliikide ja Eesti ohtlike ainete seireprogrammi indikaatorliikide vahel esineb mõningane vastuolu. Nii selgrootud kui räim on HELCOM COMBINE programmis käsitlemist leidnud kui avamere indikaatorliigid. Seega puudus Eesti seireprogrammist rannikumere indikaatorliik. Lisaks puuduvad HELCOM COMBINE programmis selgrootute jaoks kitsendavad valikukriteeriumid, mis vähendaksid seiretulemuste sõltuvust kogutud isendite füüsilistest parameetritest ning tagaksid andmete omavahelise võrreldavuse. Seetõttu otsustati Eesti seireprogrammis 2006. aastal asendada seni rannikumere indikaatorliikidena kasutatud selgrootud ahvenaga, kes on ka HELCOM COMBINE programmis rannikumere indikaatorliigina ära toodud.

Tulemusi räime kohta kasutatakse eeskätt ohtlike ainete pikaajaliste muutuste iseloomustamiseks. Ahvena kui paiksema eluviisiga kala proovid kogutakse eesmärgiga iseloomustada ohtlike ainete ruumilist jaotust Eesti rannikumeres. 2006. aastal alustatud uuringute eesmärgiks on kahe kuni nelja aastaga (olenevalt rahastamise mahust) iseloomustada ohtlike ainete sisaldust kõigis Eesti rannikumeres piiritletud veekogumites. Raskmetallide (kaadmium, elavhõbe, plii, vask, tsink) sisaldus määratakse kalade maksas, orgaaniliste saasteainete (polükloorbifenüülid ja kloororgaanilised pestitsiidid) ja elavhõbeda kontsentratsioon aga kalade lihastes.

Merekeskkonna seisundi hindamisel lähtutakse EL veepoliitika raamdirektiivist. Ohtlike ainete osas on lõppeesmärgiks vabanemine sünteetilistest saasteainetest vees, nende kontsentratsiooni vähendamine nullini, looduses esinevate ohtlike ainete puhul aga looduslike ehk taustatasemeteni. Eesti rannikumere organismide ohtlike ainete sisalduse ajaliste muutuste hindamisel järgitakse EL veekaitsealastes normides toodud kvaliteedi eesmärki, mille kohaselt ei tohi ohtlike ainete sisaldus ajas oluliselt suureneda.

Raskmetallide sisaldused kalades

Kaadmiumi, elavhõbeda, plii, vase ja tsingi kontsentratsioon Eesti rannikumere kalades on võrreldav kogu Läänemere kohta toodud keskmiste väärtustega. Suuremat tähelepanu tuleks pöörata pliile, mille keskmine sisaldus Eesti rannikumere kalades on Läänemere kohta toodud keskmiste ülemise piiri lähedal.

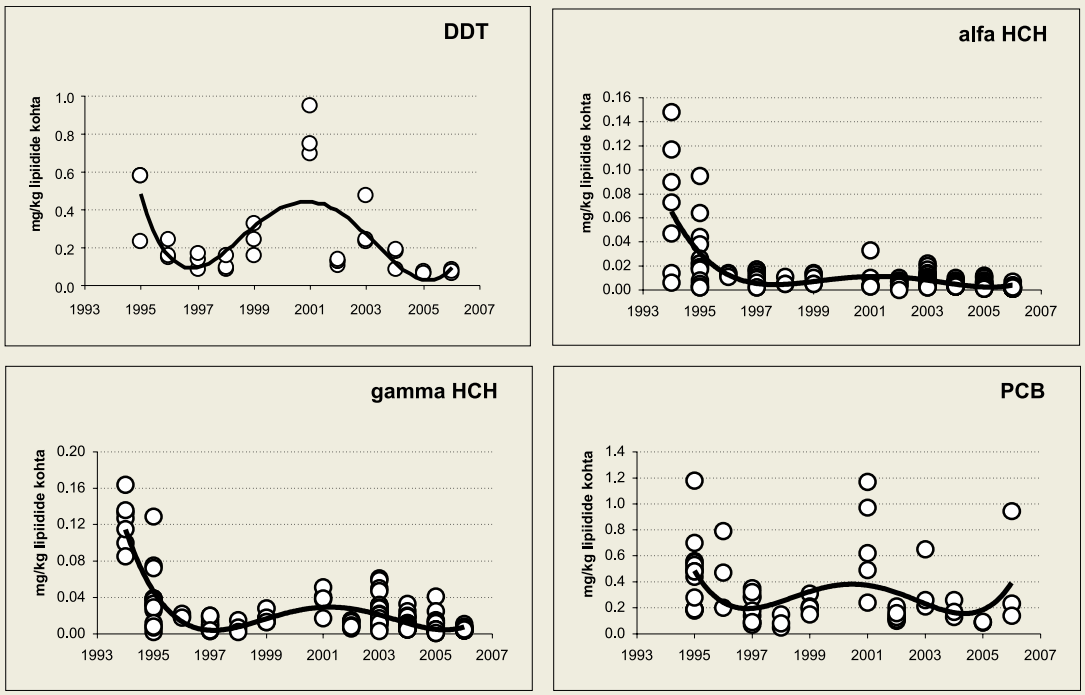


Joonis 50. Raskmetallide sisaldused räimes aastatel 1994–2006 (Cd, Pb, Zn, Cu) ja 1996–2006 (Hg) (mg/kg kuivmassi kohta).

Praktiliselt kõigi uuritud raskemetallide kontsentratsioon räimes on olnud aastail 2001–2006 madalam kui 1990-ndatel. Muret tekitav on vase sisalduse pidev suurenemine räimes alates 2003. aastast (joonis 50).

Rannikumere indikaatorliigi ahvena puhul koguti analüüsimiseks kalu Pärnu, Kolga, Ihasalu, Muuga ja Kunda lahe piirkonnast. Tulemuste hulgas paistab silma teiste seirealadega võrreldes väga kõrge vasesisaldus Pärnu lahe ahvenas. Ahvena maksa keskmine vasesisaldus oli seal ligikaudu 1,5 kuni 2 korda kõrgem kui teiste seirealade ahvenas. Ka jõgedel teostatud ohtlike ainete seire on teiste seirelävenditega võrreldes kõrgeid vasesisaldusi näidanud just Pärnu jõel (vt ptk *Jõgede keemiline seisund*). Erinevate raskmetallide suhtes on kõrgemad keskmised raskmetallisisaldused ka Muuga ja Kunda lahe ahvenas. Nimetatud piirkonda jäävad jõed, kus raskmetallide sisaldused on jõgede hüdrokeemilise seire raames teostatud raskmetallianalüüside tulemuste alusel samuti kõrgemad kui Eesti jõgedes üldiselt (Kunda jõgi, Seljajõgi).

Orgaaniliste saasteainete (HCH, DDT, PCB, HCB) sisaldus räime lihastes on Liivi lahes osadel aastatel madalam, enamasti aga sarnane Soome lahe vastavate näitajatega. Ahvena lihastes on orgaaniliste saasteainete sisaldus mõnevõrra kõrgem Pärnu ja Kolga lahes. Aastatel 1999–2003 määratud suhteliselt kõrged DDT sisaldused räimes on üldiselt järgnevatel aastatel vähenenud. PCB ühendite, peamiselt CB-28 ja CB-52, sisalduse kasv kalades viimastel aastatel viitab võimalusele, et PCB ühendite sisaldus on keskkonnas suurenenud, eeskätt Pärnu lahes (joonis 51).



Joonis 51. Orgaaniliste ohtlike ainete sisaldus räimes aastatel 1993–2006 (mg/kg lipiidide kohta).

Orgaaniliste saasteainete osas võib järeldada, et tulemused ohtlike ainete sisalduse kohta organismides ei ole üldiselt vastuolus EL veekaitsealastes normides toodud kvaliteedi eesmärgiga ega ole ajas suurenenud.

Rannikumere kaugseire

Tiit Kutser[1], Liisa Metsamaa[1], Ele Vahtmäe[1], Anu Reinart[2]
[1]Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut, [2]Tartu Observatoorium

Rannikumere kaugseire programm käivitus 2005. aastal. Senini toimus Eesti rannikumere seire vaid punktmõõtmistena piiratud arvus mõõtejaamades. Samas puudus ülevaade kogu ülejäänud Eesti rannikumeres toimuvast. Jooniselt 52 on näha, et rannikuvetes toimuvate protsesside ruumiline skaala on selline, et mitmete parameetrite väärtused võivad juba mõnikümmend meetrit seirejaamast eemal olla suurusjärkudes erinevad seirejaamas mõõdetust. Seega on kontaktmõõtmistel saadud tulemused küll suure täpsusega, aga ei anna ülevaadet rannikumerest tervikuna ega võimalda uurida protsesse, eriti kui need on lühema kestusega kui seire sagedus (näiteks vetikaõitsengud, kohtreostus).

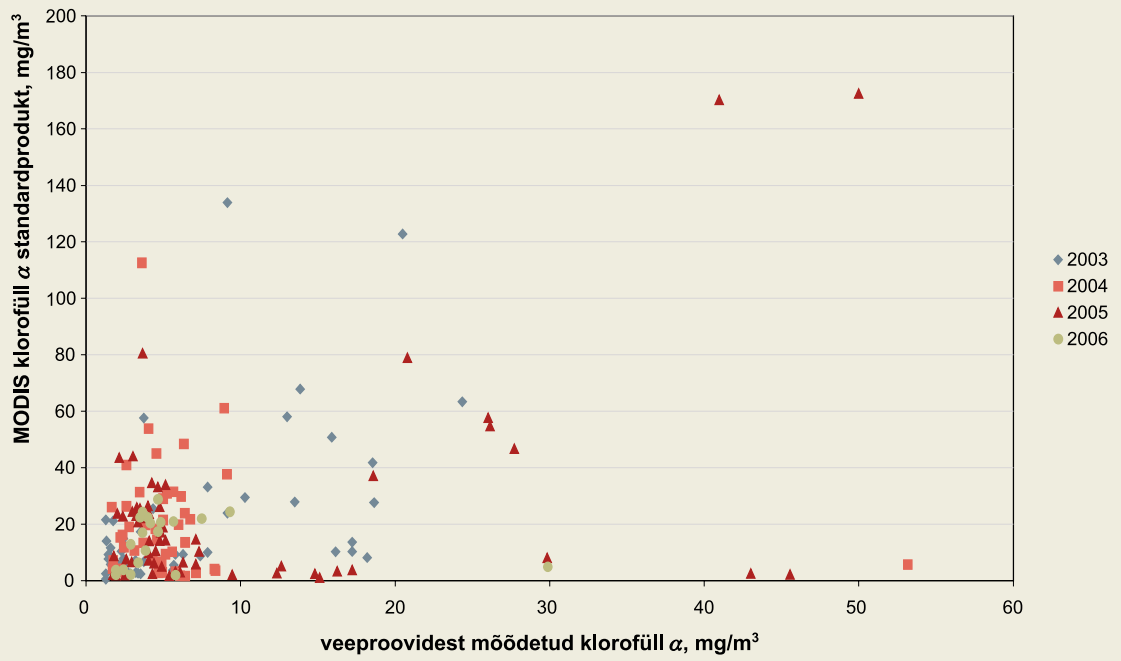


Joonis 52. Satelliidi ALI pilt Väinamerest 1. septembril 2005.

Rannikumere jaoks sobivate algoritmide väljatöötamine

Kosmoseagentuurid, kelle satelliidid annavad teavet vee omaduste kohta, väljastavad tulemusi mitte ainult toorpiltidena vaid ka juba interpreteeritud produktidena nagu fütoplanktoni (=klorofüll α) kontsentratsioon, vee läbipaistvus, veepinna temperatuur jne. Eesti ja teiste riikide uurijate tulemused on näidanud, ookeanide tarbeks väljatöötatud standardproduktide tulemusi ei saa usaldada rannikualadel ega Läänemeres. Seetõttu on rannikumere kaugseire programmi esmaseks eesmärgiks kontrollida, kas ja kuivõrd on käesoleval ajal pakutavate standardproduktide (eelkõige klorofüll α kontsentratsioon) tulemused kasutatavad Läänemere oludes ning koguda andmeid kohalikesse oludesse sobivamate kaugseire algoritmide väljatöötamiseks.

Kui võtta arvesse nelja aasta jooksul kogutud andmed, ei ole korrelatsioon veeproovidest mõõdetud klorofüll α ja satelliidi MODIS standardproduktina saadud klorofüll α kontsentratsiooni vahel eriti hea (joonis 53). Samas, 2005. aastal oli kevadise õitsengu ajal MODIS-e abil hinnatud ning veeproovidest võetud klorofülli vahel väga hea korrelatsioon (R^2=0,86), kuigi MODIS-e standardprodukt ülehindas kontsentratsioone umbes kolm korda. Seega näitavad seireprogrammi raames kogutud tulemused, et klorofülli standardprodukt ei ole Läänemere oludes kasutatav. Suure tõenäosusega on vajalik sesoonsete kaugseire algoritmide väljatöötamine, näiteks kevadise õitsengu jaoks üks algoritm ning suvise tsüanobakterite ehk sinivetikate õitsengu ajaks teine.



Joonis 53. Veeproovidest mõõdetud ning satelliidi MODIS standardproduktina saadud klorofüll α kontsentratsioonide vaheline korrelatsioon aastatel 2003–2006.

Rannalähedaste protsesside uurimiseks on tihti vaja suurema ruumilise lahutusega andmeid kui enamuse mereuuringutes kasutavate satelliitide (MODIS, MERIS SeaWiFS) kilomeetrine lahutus. Samas piirab suure lahutusega satelliitide kasutamist nii piltide hind kui nende satelliitide samast kohast ülelennu sagedus (enamasti paari nädala tagant). Kuni neli korda päevas saada olevad tasuta MODIS 250 m lahutusega pildid oleksid rannalähedaste protsesside uurimiseks optimaalsed. Samas on satelliidil MODIS kaks 250 m lahutusega spektrikanalit punases ja lähiinfrapunases spektriosas, kus puhaste (ookeani) vete korral ei tohiks olla veest tagasihajunud kiirgust. Meil õnnestus näidata, et Läänemere hägusates vetes on ka nendel lainepikkustel satelliitide poolt mõõdetavat kiirgust ning et see kiirgus on seotud koguhõljumi kontsentratsiooniga. Saadud kaugseire algoritmi abil on võimalik seirata heljumi kontsentratsiooni looduslikes oludes kui ka hinnata näiteks süvendustööde mõju ulatust. Joonisel 54 on toodud MODIS abil saadud heljumi kaardid Narva lahest

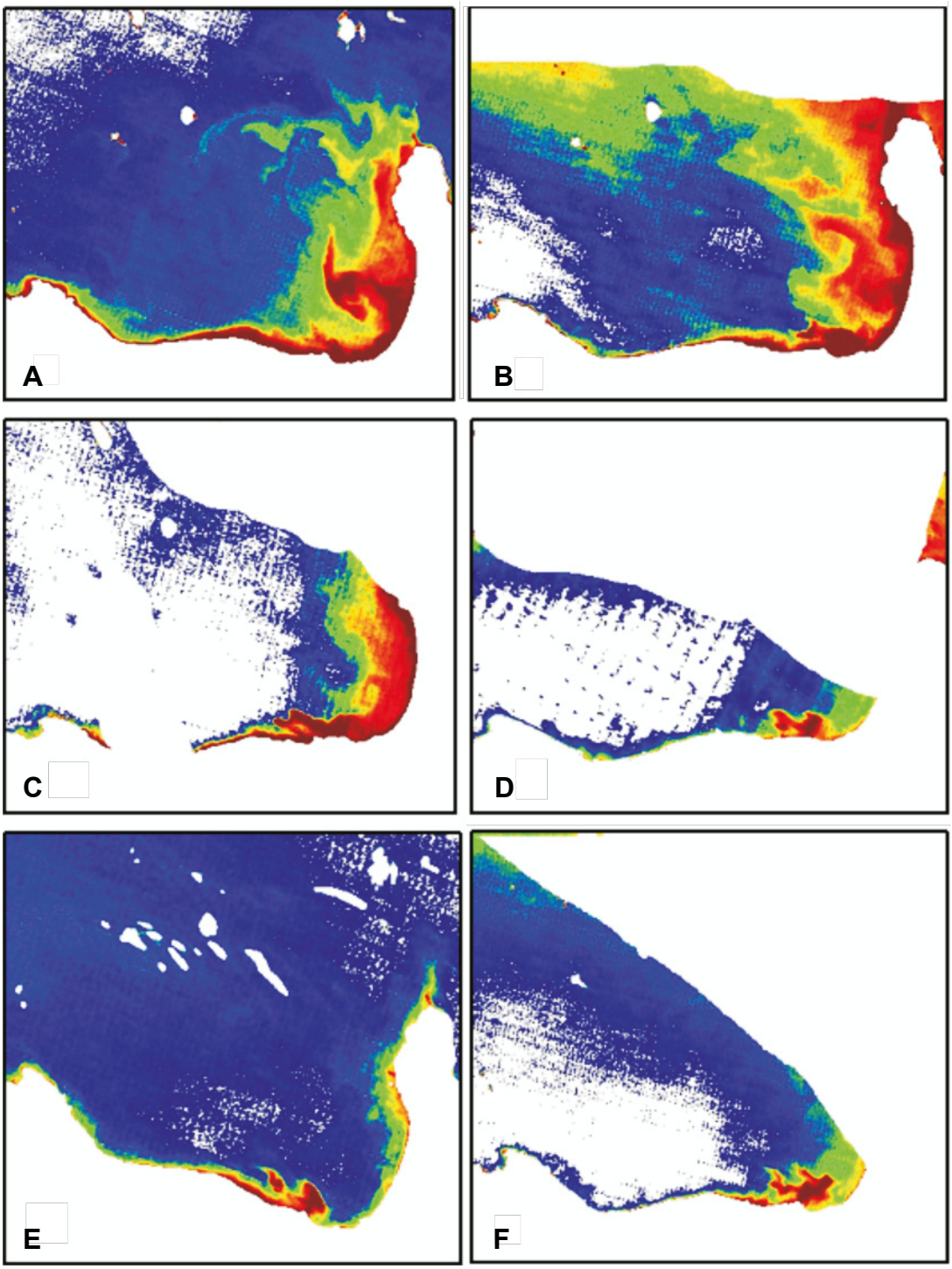
Sillamäe sadama süvendustööde ajal. Saadud tulemused näitasid, et tuulise ilmaga (joonis 54 a) on tuule poolt üles segatud heljumi kontsentratsioonid isegi suuremad kui süvendustööde ümbruses ning suurenenud heljumi kontsentratsiooniga ala ületab oluliselt sadama süvendustööde mõju ulatuse (näha selgelt joonisel 54 d–f). Seega on enne inimtegevuse mõjude hindamist vaja teada uuritavate parameetrite (näiteks heljumi kontsentratsioon) looduslikku varieeruvust antud piirkonnas. Mudelarvutused näitavad, et MODIS 250 m lahutusega punane kanal peaks olema sobiv ka tsüanobakterite ehk sinivetikate õitsengute kvantitatiivseks seireks ning lähiinfrapunase spektrikanali abil on võimalik eristada veepinnal ujuvat õitsengut vees olevast õitsengust.

Põhjataimestik

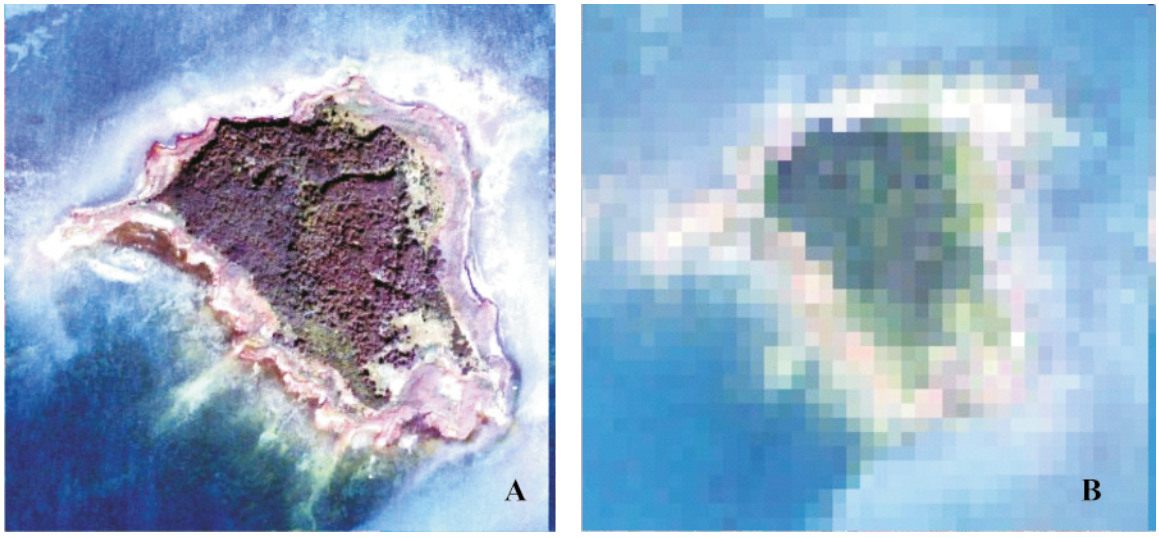
Rannikumere seire programmi üks osa on põhjataimestiku kaardistamine. Põhjataimestiku kaardistamine sukeldumise abil on äärmiselt töömahukas ja aeglane protsess. Kaugseire kasutamine võiks aidata koguda informatsiooni oluliselt suuremalt aladel, kiiremini ja odavamalt. Selgetes ookeanivetes on kaugseire abil kaardistatud nii põhjataimestiku leviku ulatust kui liigilist koosseisu. Läänemere vesi on väikese läbipaistvusega. Seetõttu oli meie esmaseks ülesandeks uurida, kas kaugseire meetodid on üldse kasutatavad põhjataimestiku kaardistamiseks Läänemere oludes, kui detailset on võimalik informatsiooni koguda ning kui sügavas vees.

Kasutades Läänemere vete optilisi omadusi ning mõõdetud põhjatüüpide heledusspektreid leidsime mudelarvutuste abil, et suure spektraalse lahutusvõimega sensorite abil on võimalik eristada rohe-, pruun- ja punavetikaid üksteisest, liivapõhjast ja sügavast veest praktiliselt nende sügavusteni, kus Läänemeres vastavad vetikarühmad esinevad. Suure spektraalse lahutusega satelliitide ruumiline lahutus (30…300 m) on ebapiisav väga heterogeense põhjataimestikuga piirkondades (joonis 55). Mudelarvutused näitasid, et suure ruumilise lahutusega (2,4…4 m) satelliitide spektraalne lahutusvõime on ebapiisav, eristamaks teineteisest puna- ja pruunvetikaid. Samas näitasid praktilised katsed satelliidi QuickBird pildiga (joonis 56), et piisava koguse *in situ* ehk kohtmõõtmiste olemasolul on võimalik kaardistada oluliselt suuremat hulka põhjatüüpe kui võiks eeldada, modelleerides vee heledusspektreid erinevate põhjatüüpide ja sügavuste jaoks.

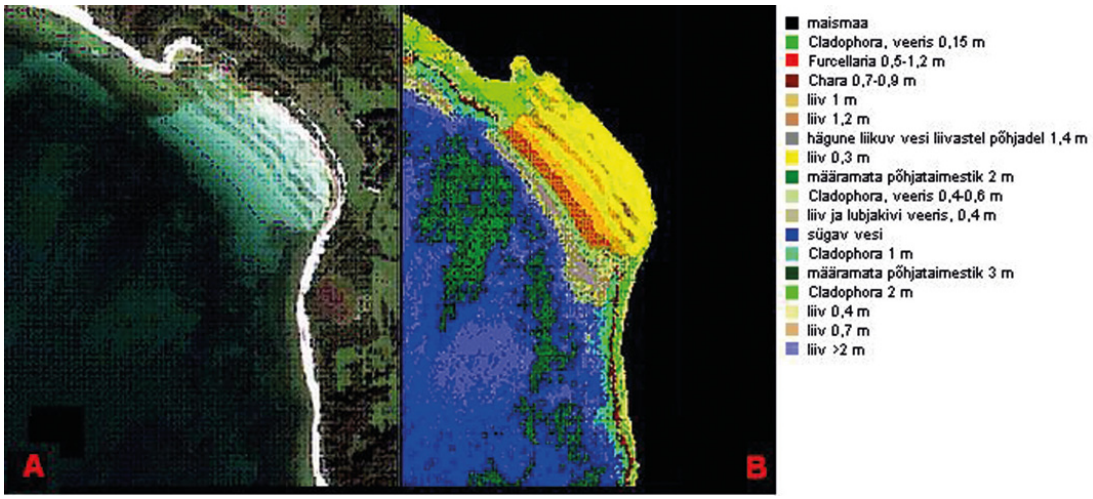
2006. aastal teostati esmakordselt põhjataimestiku kaardistamist lennuvahendil paikneva spektromeetri abil, mis võimaldab mõõta vee heledust suure spektraalse lahutusvõimega ning ruumilise lahutusega 1 m. Esialgsed tulemused näitavad, et lennuvahendil paiknev spektromeeter on optimaalne vahend põhjataimestiku kaardistamiseks Eesti oludes, sest lisaks tehnilistele eelistele satelliitidega võrreldes on andmete hind pinnaühiku kohta samas suurusjärgus kui suure ruumilise lahutusega satelliitidel.



Joonis 54. Heljumi kontsentratsioon Narva lahes Sillamäe sadama süvendustööde ajal septembris 2006.
A– 11.09., B– 13.09., C– 16.09., E– 21.09., F– 22.09.
Pilved ja maa on pildilt välja lõigatud ning kujutatud valgena.
Pruunid toonid 8 mg/l, punased ja kollased toonid 4…8 mg/l,
rohelised 2…4 mg/l, valged merealad <2 mg/l.



Joonis 55. Vareslaid satelliidi QuickBird 2,4 m ruumilise lahutusega pildil (A) ning satelliidi Hyperion 30 m ruumilise lahutusega pildil (B).

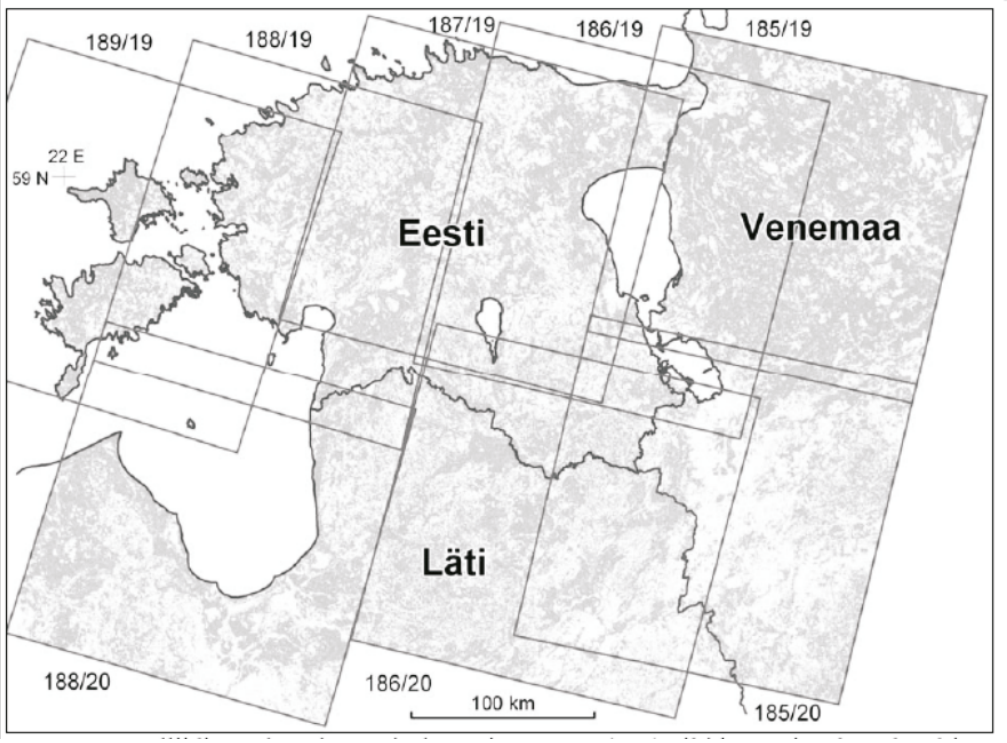


Joonis 56. Satelliidi QuickBird pilt lahest Saarnaki laiu edelarannikul (A) ning satelliidipildist saadud põhjataimestiku kaart sama lahe jaoks (B). Heledal liivasel põhjal on satelliidi abil eristavad ka 10 cm erinevused vee sügavuses.

Maastike kaugseire

Urmas Peterson
Tartu Observatoorium

Maakasutuse muutuste ulatust Euroopa mastaabis kirjeldab järgmine tõik: viimase 40 aasta kestel on metsamaa pindala Euroopas suurenenud 10% võrra, seda põllumaa pindala 11% vähenemise ning rohumaade pindala samuti 11% vähenemise arvel (Vene Föderatsiooni andmeid ei ole arvestatud) (FAO andmed: http://apps.fao.org/default.htm). Euroopa maakasutuse nihete tagamaaks on ühelt poolt Euroopa Liidu põllumajanduse rahalise toetamise poliitika, mille hulka kuulub ka tootmata jätmise toetamine. Teiselt poolt on Ida-Euroopa riikides viimasel kümnendil toiminud maa omandisuhete muutumine – maa erastamine. Kasutusest välja jäänud põllumajandusliku maa hulka Eestis on hinnatud 180...350 tuhandele hektarile, hinnangud on arvutuslikud. Põllumajanduslikust kasutusest välja jäänud maa metsastub looduslikul teel või vajab metsastamist.



Joonis 57. Satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (TM) piltide nominaalsete kaadrite asend Eesti ala suhtes.

Satelliidipiltidest teemakaartide koostamine ning kahe satelliidipildi tegemise ajavahemikus toimunud muutuste leidmine ja muutunud alade pindala mõõtmine on kujunenud kaugseirevahendite olulisemaid rakendusi metsanduses ning maakasutuse muutuste mõõtmisel ka üldisemalt. Taimkatte ja maakasutuse kaardistusüksuste, sealhulgas ka muutunud alade piiritlemise täpsus oleneb seejuures kaardistusüksuste vahelise piiri teravusest, kasutadaoleva andmestiku ruumilisest ning ajalisest lahutusvõimest, samuti klassifitseerimiseks kasutatavate meetodite valikust.

Seireprogrammi eesmärgiks on kirjeldada maakatte (maastike) muutust Eesti alal alates aastast 1987, kasutades selleks keskmise ruumilise lahutusega satelliidipilte (satelliidi Landsat skannerite Thematic Mapper ja Enhanced Thematic Mapper pilte), digitaalseid ortofotosid, numbrilisi kaardiandmestikke ja andmebaaside andmeid. Joonisel 57 on toodud satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (TM) piltide nominaalsete kaadrite asend Eesti ala suhtes. Numbritega on näidatud kaadrite nomenklatuur, taustaks on satelliidipiltidest koostatud Eesti ja lähivälismaa metsakaart.

Projekti käigus hinnatakse:

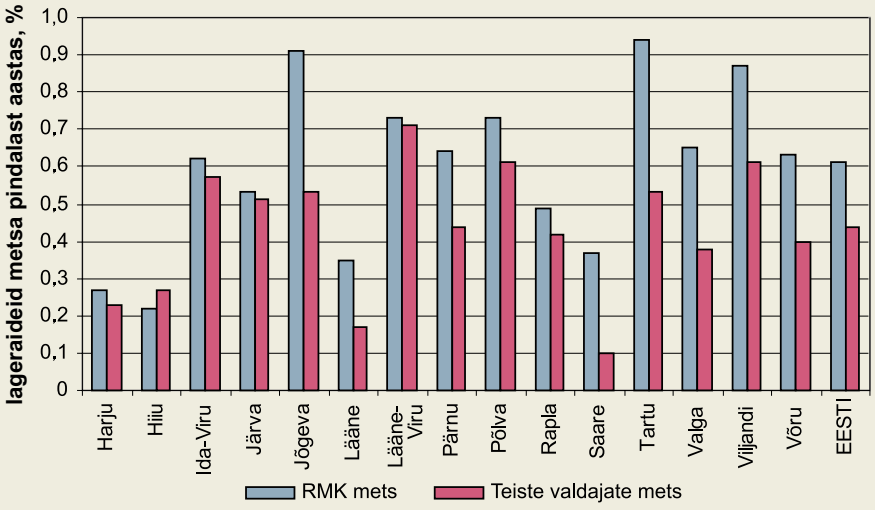
- metsaga metsamaa pindala muutusi, mis toimuvad või on toimunud põhiliselt senises põllumajanduslikus kasutuses olnud maa söödistumise arvelt, samuti hinnata metsapiiri muutusi märgaladel;
- metsa vanuselises struktuuris toimunud muutusi, mis on ilmnenud metsades teostatud lageraiete ning uue metsaga metsamaa lisandumise tulemusena;
- metsa koosseisus lehtpuude ja okaspuude vahekorras toimunud muutusi, mille olulisemateks põhjusteks on raie-eelistused puuliigiti ning uue metsaga metsamaa lisandumine.

Lisaks hinnatakse seireprogrammi käigus Eesti suurjärvede (Peipsi järve ja Võrtsjärve) rannaroostike pindalalisi muutusi. Peamiselt põllumajandusest lähtuv tugev inimmõju nimetatud järvedele on toonud kaasa nende seisuni halvenemise ja toitelisuse suurenemise (eutrofeerumine), millega omakorda kaasneb kaldataimestiku ning veesiseste taimede vohamine. Roostike pindala laienemine on üheks järvede seisundi ning ühtlasi inimmõju indikaatoriks.

Lageraiealade ning nendega sarnaste häirituste seire

Uuendusraie (lageraie) alade seirel on kasutatud keskmise ruumilise lahutusega satelliidi Landsat TM talviseid lausalise lumikattega oludes tehtud pilte märtsikuust aastatest 1987, 1993, 1996, 2001, 2003, 2005 ja 2006. Metsades raiesmike äratundmisel on eelistatud talvised lausalise lumikattega oludes tehtud pildid, kuna märtsikuiste raiesmike lagedate lumealade heleduse erinevus täisealise metsa heledusega võrreldes on suurem kui samade objektide erinevus mistahes muul aastaajal. Arhiveeritud Landsat TM piltide aegreas on aastad 1987, 1996 ning aastatest 2005 ja 2006 need, mille talvedel vähese pilvisusega oludes pildistatud pildid katavad kogu Eesti ala või suurema osa sellest. Loetletud aastate vahemikku jäävate aastate talvedest on Eesti ala katvaina vaid üksikuid pilte. Neil piltidel on pildiväli kas osaliselt pilvedega kaetud või on pildi tegemise ajaks lausaline lumikate Eesti alalt paiguti sulanud.

Viimase 19 aasta jooksul (1987–2006) raiutud lageraiealade pindala maakondades ja valdades kajastub joonisel 58 ja teemakaartidel 14–16. Vallad erinevad üksteisest nii metsasuse kui ka riigimetsa osakaalu poolest. Lageraiealade pindala on mõõdetud valla metsamaa kui kasutadaoleva metsaressursi suhtes. Klassifitseerimisotsused on tehtud arvestades riigimetsa alade raiesmikke kui näidiseid. 19-aastase ajavahemiku esimest (aastad 1987 kuni 1996) ja teist aastakümmet (aastad 1996 kuni 2006) võrreldes selgub, et iga-aastane lageraiealade pindala valdades on suurenenud keskmiselt üle kahe korra, seda põhiliselt riigimetsa (Riigimetsa Majandamise Keskuse, RMK) kõrval teiste valdajate (erametsade) lageraiealade arvelt. Lageraiealade pindala oli praegustes erametsades 1980.–1990. aastate vahetusel tühine, keskmiselt kuni 0,2% erametsamaast aastas. Viimasteks aastateks on erametsaalade raieintensiivsus kuuekordistunud, ületades kohati lageraiealade raiumise intensiivsust riigimetsas.



Joonis 58. Lageraiealade osakaal maakondades ja Eestis tervikuna aastatel 1987–2006. Teiste valdajate mets hõlmab ka omanikuta metsa.

Kuigi 19-aastase ajavahemiku alguse- ja lõpuaastate võrdlusena on riigimetsade lageraiealade aastane pindala suurenenud veerandi võrra ning teiste valdajate metsades kasvanud kuus korda, pole raiutud erametsa lageraiealade kogupindala riigimetsa lageraiealade pindalast veel möödunud (teemakaart 14). Aastase keskmisena jääb teostatud lageraie ulatus valdavas enamikus valdades alla 1% valla metsamaa pindalast. Suured on aga erinevused lageraiealade pindalades erinevates metsakasvukohatüüpides.

Pikaajaliselt, viimase 19 aasta keskmisena on paiguti üleraiutud laane- ja salumetsi. Alaraiutud on soometsad, millest madalsooraiesmike pindala on erinevates maakondades kuni poolteist ja rabametsade raiesmike pindala samatüübiliste metsade osakaalust viis korda väiksem. Uuendusraiete alad ei ole niisiis metsatüübiti jaotunud ühtlaselt, vaid on rabametsi hüljates ja madalsoometsadesse harvemini sattudes koondunud metsakasvu suhtes parematesse kasvupaikadesse.

Eelpool esitatut kokku võttes võib teha järgmisi tähelepanekuid:

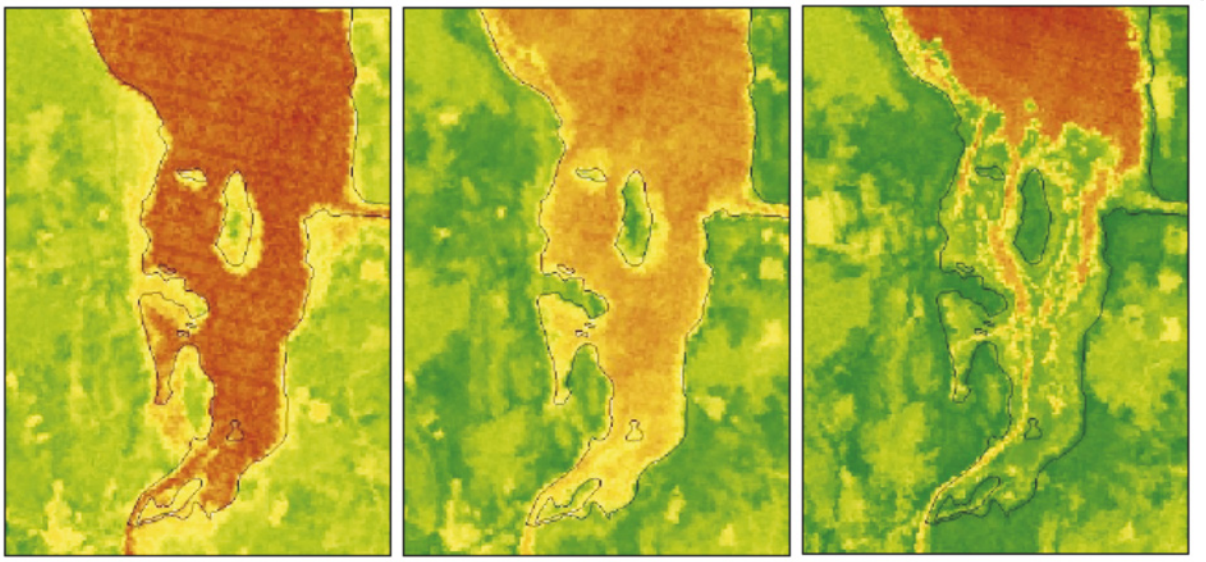
- Kõiki erinevaid metsatüüpe ning maa omandivorme arvestades on pikaajaline keskmine lageraiealade raiumise intensiivsus viimase kahe aastakümne kestel suurusjärgus 1% metsamaast aastas. Üldistus kehtib suurtel maakonna-suurustel pindadel.
- Erinevate kasvupaikade metsi ei raiuta ühetaoliselt. Eelistatult raiutud laanemetsaraiesmike suhteline pindalaerinevus harva raiutud rabametsaraiesmikega võrreldes on kuni kümnekordne. Metsakasvutingimustelt paremate kasvupaikade metsi raiutakse samatüübiliste metsadega võrreldes suhteliselt rohkem.
- Riigimetsades ollakse lageraiete teostamisel pigem konservatiivsed. Ülepinnaliselt keskmistatult on aastane lageraie intensiivsus kahe aastakümne jooksul riigimetsas suurenenud veerandi võrra. Teiste valdajate metsamaal on lageraie intensiivsus kahe aastakümne võrdlusena kasvanud progresseeruvalt. RMK lageraiealade ja valdajate lageraiealade suhe on aastakümnetaguselt 4:1 suhtelt asendunud ligikaudu võrdse või erametsa väikese ülekaaluga suhtega. Seni on pika perioodi, viimase 19 aasta kestel riigimetsas raiutud lageraiealade kogupindala teiste valdajate lageraiealade kogupindalast suurem.
- Maakondadest on lageraiealade raiumise intensiivsus olnud suurim Ida- ja Kesk-Eesti maakondades, Tartu ja Viljandi maakonnas, tormikahjustuste tõttu ka Lääne-Viru maakonnas. Eesti keskmisest väiksem on lageraiealade raiumise intensiivsus olnud Lääne maakonnas ning saartel.

Eesti suurjärvede kaldaveetaimestiku ning ujulehtedega taimestiku dünaamika

Võrtsjärve ning Peipsi järve satelliidipiltide andmestik pärineb nö kaasaandena maismaaseire piltidelt. Esindatud on Võrtsjärv ning Peipsi järve Eesti-poolsete territoriaalvete ala. Kahekümne aasta pikkune seireperiood (tagasiulatuvalt kuni aastani 1985/1987) on esindatud keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidega erinevatest aastaaegadest: kevad, kesk- ja hilissuvi ning lausalise lumikattega hilistalv.

Selged ilmad on võimaldanud kõige rohkem pilte arhiveerida maikuu kohta, mistõttu klassifitseeritakse Eesti suurjärvede kaldaveetaimestik (põhiliselt roostik) maikuu piltide põhjal. Kesksuviste piltide põhjal klassifitseeritakse kaldaveetaimestik koos ujulehtedega taimestikuga. Viimaseid ei ole võimalik keskmise ruumilise ning väikese radiomeetrilise lahutusega Landsat-piltidel üksteisest usaldusväärselt eristada. Talvised lausalise lumikattega oludes pildistatud satelliidipildid, millel tumedam roostik on järvede veepeeglit katvast heledast lumeväljast suhteliselt hästi eristatav, toetavad kevadistelt piltidelt tehtud roostiku pindala hinnanguid.

Joonisel 59 on toodud Võrtsjärve rand Väike-Emajõe suudmealal erinevatel aastaaegadel. Satelliidipildi fragmendil on näha kaldaveetaimestiku dünaamika ühe taimekasvuperioodi kestel. Antud järveosas on tegemist valdavalt ujulehtedega taimestikuga. Pikaajalise seireperioodi (1986–2006) jooksul ilmneb satelliitpiltidel selgelt Peipsi järve ja Võrtsjärve roostike laienemine. Näha on Võrtsjärve piirava roostikuvöö pikenemine ja laienemine. Teemakaardil 15 on eraldi välja toodud Võrtsjärve lõunaosa võrdlus aastatel 1986 ja 2006.



08. mai 1994 09. juuni 1994 24. juuli 1994

Joonis 59. Erinevad aastaajad Võrtsjärve lõunaosas Väike-Emajõe suudme lähistel.

Võrtsjärve hüdrobioloogilise ja hüdrokeemilise seire tulemused toetavad (vt ptk *Võrtsjärve hüdrobioloogilised...*) kaugseire kaudu saadud tulemusi. Järve tugevale eutrofeerumisele viitavad (hoolimata üldisest toiteainetekoormuse vähenemisest võrreldes 1970. ning 1980. aastatega) hüdrobioloogide poolt registreeritud iseloomulikud muutused järve planktonkoosluses, põhjaloomastikus, kalastikus ning suurtaimestikus. Järve lõunaosas on EMÜ limnoloogiakeskuse teadurite sõnutsi taimestik levinud juba kogu avavee-alale ning kaldavee- ja veesisene taimestik ümbritseb kogu järve praktiliselt katkematu vööna.

Peipsi järve puhul on märgatavad samad tendentsid. Teemakaardil 16 on eraldi välja toodud Piirissaare piirkond. Seal ohustab rannaroostike laienemine, sigimisveekogude kadumine ja karja- ning heinamaade võsastumine kaitsealuste kahepaiksete mudakonna (*Pelobates fuscus*), eriti aga rohekärnkonna (*Bufo viridis*) asurkondi (Pappel, 2006). Peipsi järve hüdrobioloogilise ja hüdrokeemilise seire tulemused toetavad siingi kaugseire tulemusi – hüdrobioloogid on 2006. aastal hinnanud Peipsi Suurjärve seisundi kesiseks, Lämmijärve ja Pihkva järve seisundi aga halvaks, ning seda eelkõige toiteainete suurest koormusest ja sellest tulenevatest järve elustiku muutustest lähtuvalt (vt ptk *Peipsi järve hüdrobioloogiline...*). Laienev ja tihenev roostik surub Peipsi järvel alla teisi taimeliike, nagu näiteks väike konnarohi (*Alisma gramineum*), mida leidub veel mõnel Peipsi ranniku roostikest vallutamata lõigul, ja mõru vesipipar (*Elatine hydropiper L.*). Kõrgekasvuliste kaldaveetaimede pealetung ja roostike laienemine ohustavad ka niitjat penikeelt (*Potamogeton filiformis*) ning punakat penikeelt (*Potamogeton rutilus*). Viimane on tõenäoliselt Peipsi läänepoolelt kadunud (Mäemets, H., Trei, T. *Järvede ja jõgede taimestik...*). Nimetatud liikide säilimiseks tuleks korraldada randade puhastamist, kuid seejuures jälgides spetsialistide nõuandeid, kuna vastasel juhul võib tegevus kasu asemel kahju tuua. Randade korrastamise kohta võib leida näpunäiteid erinevatest temaatilistest trükistest, aga ka Internetist (riikliku keskkonnaseire veebileht http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb, väikejärvede seire; limnoloogiakeskuse koduleht http://www.limnos.ee).

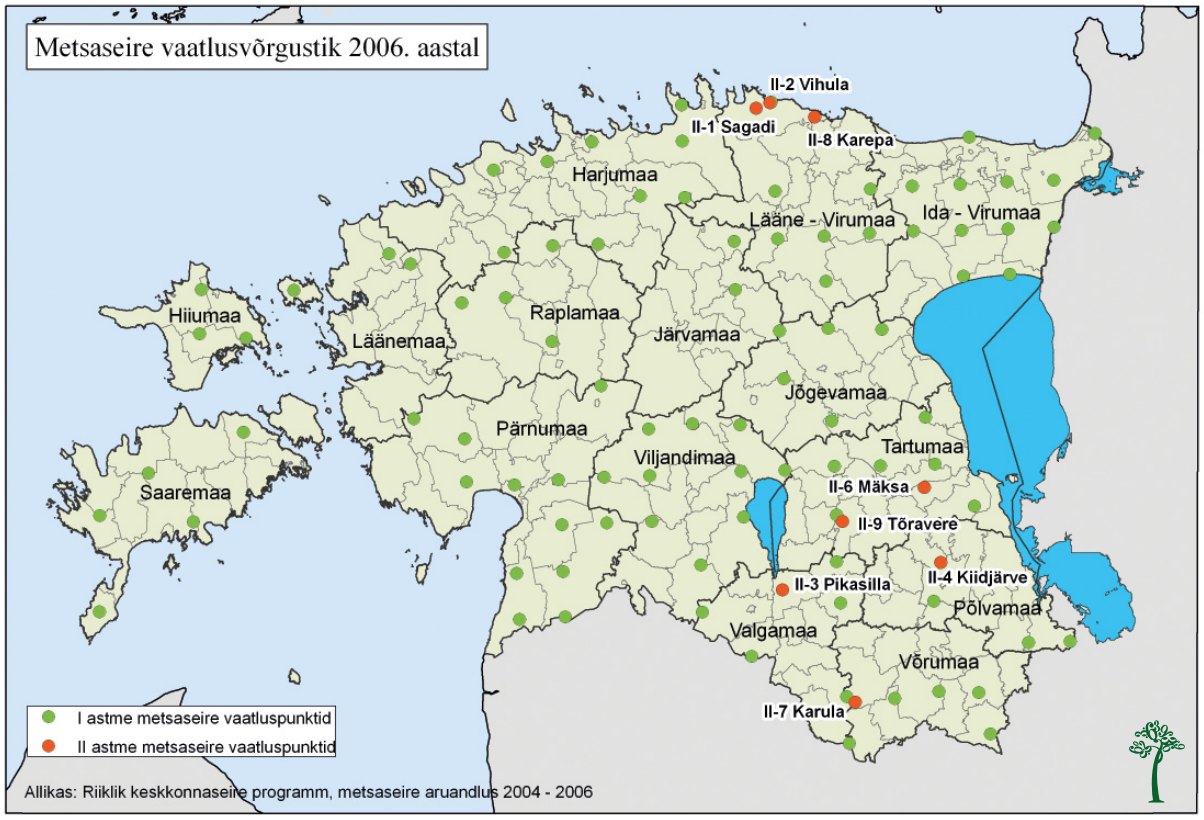
METSASEIRE

Endla Asi, Heino Õunap
Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus

Metsaseire metoodikast

Kõigi metsaseire kompleksi kuuluvate uuringute tegemisel ja vaatlusandmete kogumisel kasutatakse rahvusvahelise programmi *ICP Forests* täitmiseks koostatud Euroopa metsaseires kohustuslikku metoodikat (Manual ..., 1998). Metsaseire programmi täitjaks Eestis on Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.

Puude seisundi hindamise aluseks on vaatlused metsaseire alalistes vaatluspunktides. I astme metsaseire vaatluspunktide võrgustik on rajatud Eestis 1988. aastal 16x16 km suuruse võrgusilma baasil (joonis 60). Vaatluspunktide asukohad looduses vastavad Eesti Metsakorralduskeskuses projekteeritud võrgustiku ristumispunktidele. Vaatluspunkte on 96, kuid kolmes tulundusmetsas paiknevas vaatluspunktis on puud maha raiutud ja viimastel aastatel seal vaatlusi ei tehtud.



Joonis 60. I ja II astme metsaseire vaatluspunktid ja proovitükid Eestis.

Igas vaatluspunktis on 24 nummerdatud ja kaardistatud vaatluspuud. Neil puudel hinnatakse rida tunnuseid, millest käesoleva kirjutise koostamisel on kasutatud järgmisi puude seisundi muutusi väljendavaid näitajaid:

- okkakadu (defoliatsioon) puu elusvõra ülemises kolmandikus, mille alusel jagatakse vaatluspuud järgmistesse gruppidesse:

0 – okkakadu puudub, kui see on kuni 10%;
1 – okkakadu on nõrk, kui see on 11...25%;
2 – okkakadu on mõõdukas, kui see on 26...60%;
3 – okkakadu on tugev, kui see on üle 60%;
4 – puu on surnud;

- männi okaste vanuseklass (arvesse on võetud need aastad, millal kasvanud okastest on säilinud vähemalt 80%):
  1 – säilinud on ainult jooksva aasta okkad;
  2 – säilinud on jooksva pluss ühe aasta okkad;
  3 – säilinud on jooksva pluss kahe aasta okkad;
  4 – säilinud on jooksva pluss kolme aasta okkad;
  5 – säilinud on jooksva pluss nelja aasta okkad.

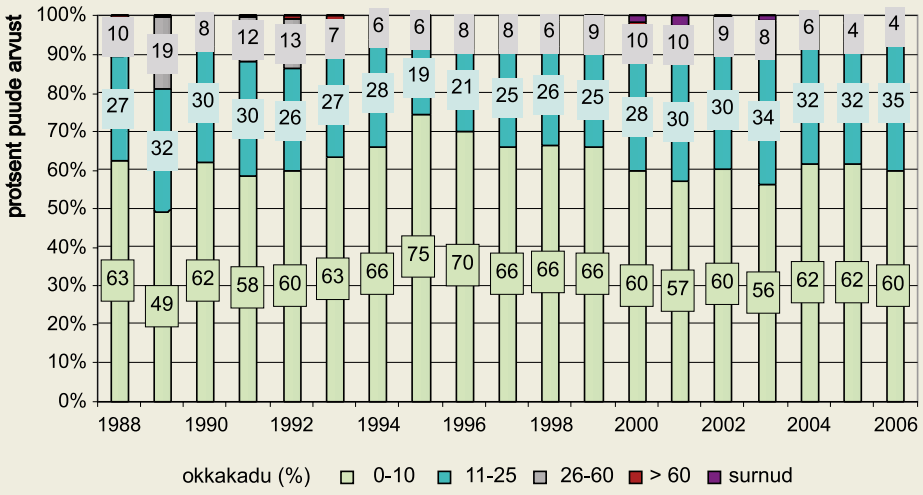
Eesti metsade seire II aste ehk intensiivseire lähtub metsaökosüsteemide intensiivse seire üleeuroopalisest programmist (*Pan-European Programme for Intensive and Continuous Monitoring of Forest Ecosystems*). II astme metsaseire aluseks on püsiproovitükid pindalaga 0,25 ha. Nendel tehtavate kompleksuuringute läbiviimiseks kasutatakse samuti *ICP Forests* täitmiseks koostatud Euroopa metsaseires kohustuslikku metoodikat (Manual ..., 1998). Üks olulisematest seireliikidest intensiivseire proovitükkidel on sademeteseire (avamaa ja võra all med), mida viiakse läbi seitsmel proovitükil (joonis 60). Neli intensiivseire proovitükki on rajatud hariliku männi puistusse (Sagadi, Vihula, Pikasilla, Karula) ja kolm hariliku kuuse puistusse (Mäksa, Karepa, Tõravere). 1997. aastal alustati regulaarset sademeteseiret viiel proovitükil (Sagadi, Vihula, Pikasilla, Karula, Mäksa), 2003. aastal Karepal ja 2006. aastal Tõraveres.

Avamaasademete kogumispind proovitüki kohta on suvel 0,075 m² ja 0,44 m² talvel, võravee kogumispind 0,30 m² suvel ning 0,88 m² talvel. Sademeid kogutakse sügis-talvisel perioodil üks kord kuus, suveperioodil (mai, juuni, juuli, august, september) kaks korda kuus. Keemilisele analüüsimisele eelnev sademeteproovide mõõtmine, filtreerimine ja keskmise proovi koostamine toimub Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuses, keemiline analüüsimine laboris OÜ Tartu Keskkonnauuringud.

Käesolevas kirjutises esitatakse 1997.–2006. aasta sademeteseire tulemusi depositsiooni koormustena kilogrammides hektari kohta aastas (kg/ha/a) nii avamaal kui võrade all.

Puude võrade seisund I astme metsaseire vaatluspunktides

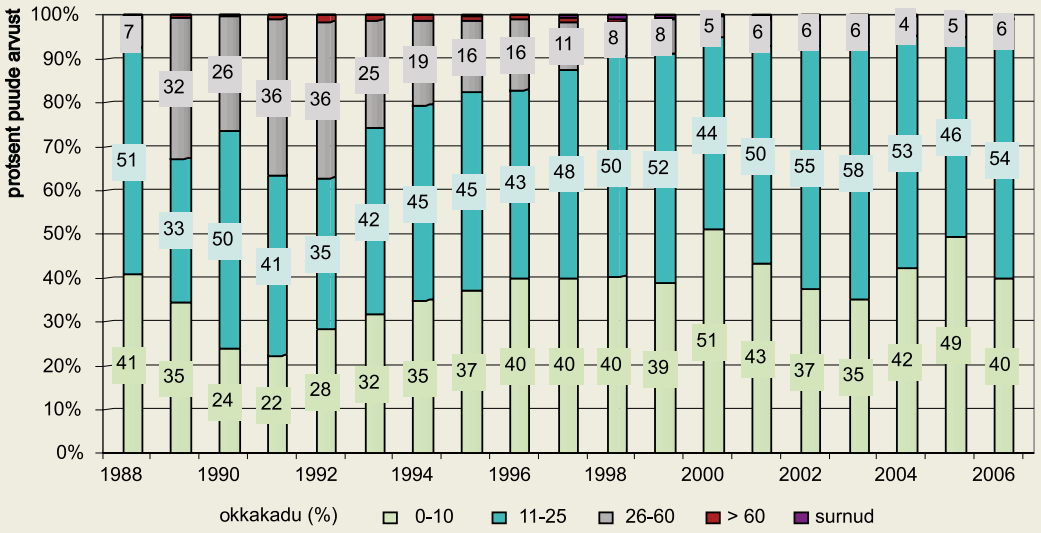
Hariliku kuuse võrade seisund, hinnatuna okkakao alusel, ei ole viimastel aastatel muutunud. Siiski, see ei ole nii hea, kui kümmekond aastat tagasi. Eriti aastatel 1995 ja 1996 oli okkakaota kuuski rohkem ja nõrga okkakaoga kuuski vähem kui praegu (joonis 61).



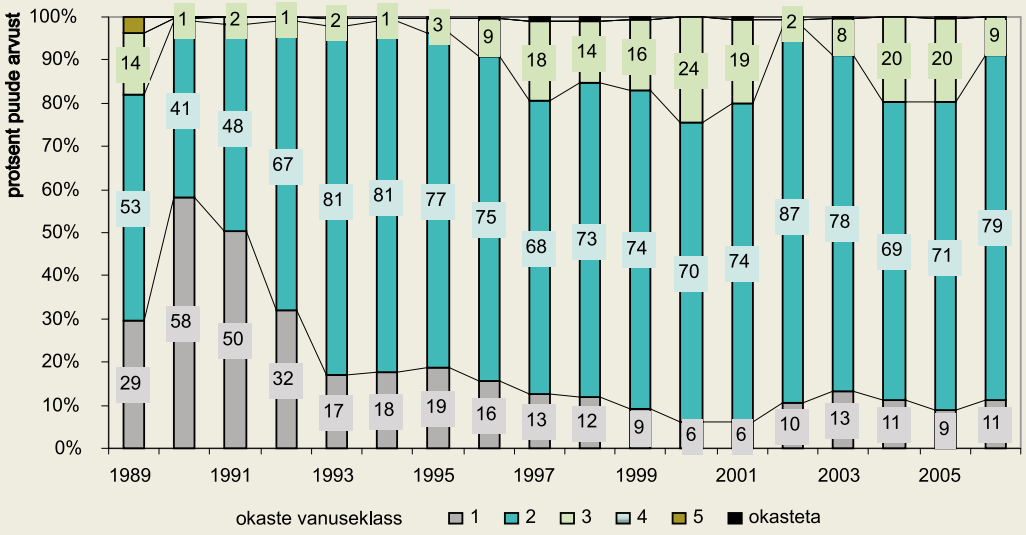
Joonis 61. Hariliku kuuse vaatluspuude jagunemine klassidesse okkakao alusel I astme metsaseire vaatluspunktides aastatel 1988–2005.

Hariliku männi okkakadu on aastati rohkem varieerunud kui kuuse okkakadu. Sellise varieeruvuse põhjuseks on suurel määral olnud seenhaiguste, eriti okaspuu-võrsevähi- ja männi-pudetõvepuhangud. Aastatel 2004–2006 oli männi võrade seisund oluliselt parem kui paaril varasemal aastal – viimase okaspuu-võrsevähipuhangu ajal ning möödunud sajandi üheksakümnendate aastate alguses (joonis 62).

Okkavanus iseloomustab hästi männi võrade seisundit. Soodsamate tingimuste korral ja haiguspuhangute vaheajal püsivad okkad männil kauem. Haiguspuhangute ja muude ebasoodsate tingimuste korral varisevad okkad varem. Aastatel 2004–2006, nagu ka enamusel varasematel aastatel, on metsaseirel kogutud andmete põhjal Eestis mändidel valdavalt kahe aasta okkad. Ainult jooksval aastal kasvanud okastega puude hulk ei ole palju muutunud. Kolme aasta okastega puude hulk on 2006. aastal vähenenud (joonis 63).



Joonis 62. Hariliku männi vaatluspuude jagunemine klassidesse okkakao alusel I astme metsaseire vaatluspunktides aastatel 1988–2005.

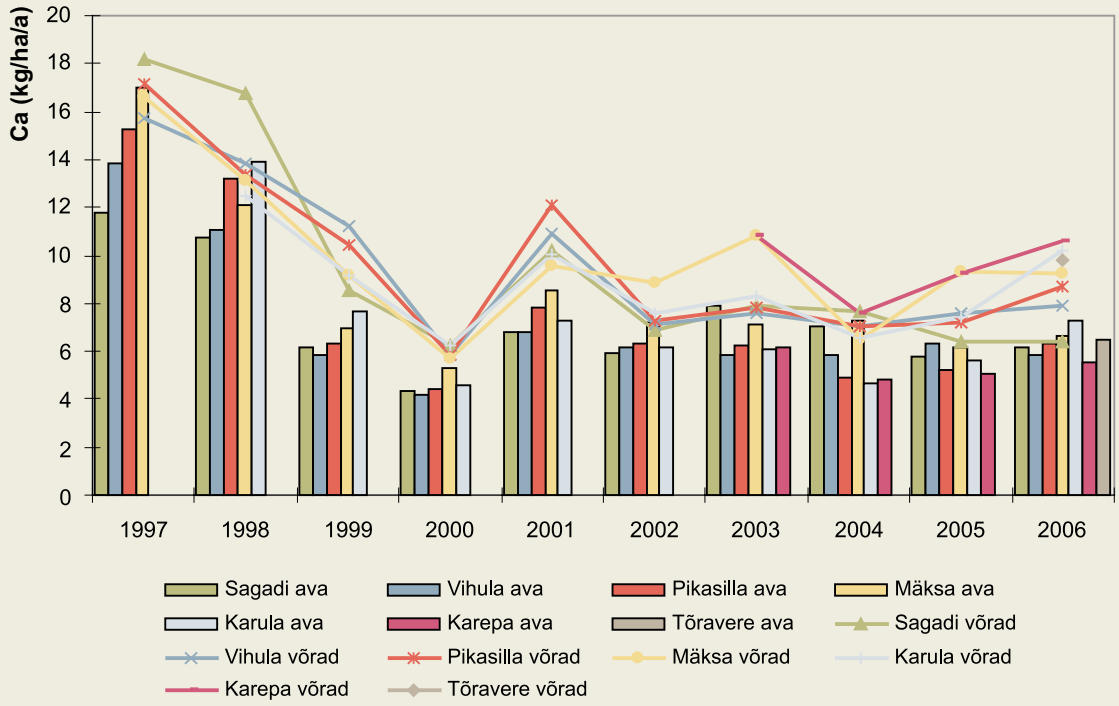


Joonis 63. Hariliku männi vaatluspuude protsentuaalne jagunemine okaste vanuseklassi alusel I astme metsaseire vaatluspunktides aastatel 1989–2006.

Sademete seire

Vaatlusperioodi 1997–2006 kõige sademetevaesem aasta oli 2006, mil avamaasademete hulk oli proovitükkide keskmisena ainult 524 mm, võrast läbinõrgunud sademete hulk 364 mm. Vaatlusperioodi kõige sademeterohkem aasta oli 1998, mil keskmine sademete hulk avamaal oli 911 mm ja võrade all 656 mm. Perioodi kõige madalam avamaa- ja võrasademete hulk oli 2006. aastal Karepal, vastavalt 415 ja 269 mm. Kõige kõrgem sademete hulk avamaal oli Karulas (1024 mm), ning võrade all Pikasillal (775 mm).

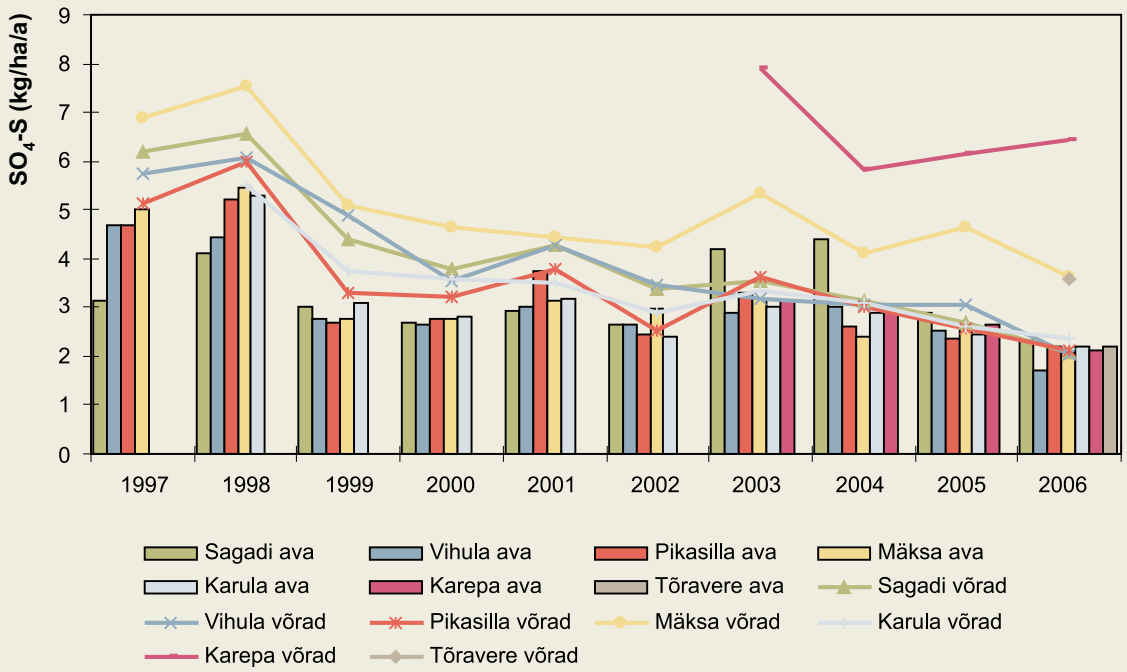
Tahkete osakeste emissioonid on Eestis alanenud tänu Kunda tsementitehaste renoveerimisele 1997. aastal, uute kaasaegsete tuhafiltrite paigaldamisele põlevkivil töötavates elektrijaamades, samuti tänu uuele põlevkivi keevkihis põletamise tehnoloogiale üleminekule. See peegeldub ka sademeteseire andmetes. Vaatlusperioodi jooksul on Ca sadestumine vähenenud kordades nii avamaal kui võrade all (joonis 64), kuid statistiliselt usaldatav vähenemine toimus ainult Vihulas, Karulas ja Pikasillal. Sadestumise vähenemist täheldati ka Mg osas, kuid see ei ole statistiliselt usaldatav.



Joonis 64. Ca depositsioon (kg/ha/a) intensiivseire proovitükkidel aastatel 1997–2006.

Kaltsiumi sadenemise vähenemistendentsi tõendavad ka välisõhu seire sademete keemia jaamades kogutud andmed, mis näitavad kaltsiumisisalduse vähenemist aastatel 1994–2006 (Kirde-Eesti seirejaamades lausa mitmeid kordi) peaaegu kõikides seirejaamades.

Sarnaselt kaltsiumiga on vääveldioksiidi SO_2 emissioon aastatel 1995–2006 kordades vähenenud (vt http://www.keskkonnainfo.ee, keskkonnaseisund). Statistiliselt usaldusväärne alanemine avaldub nii sulfaatse väävli aastases kaalutud keskmises kontsentratsioonis kui ka aasta koormustes (joonis 65). Erinevus proovitükkide vahel ulatub keskmiselt 0,5 kg/ha/a. Väävli üldist vähenenud sadenemist toetavad ka välisõhu seire alamprogrammi sademete keemia seire tulemused, mis väljendavad osaliselt ilmselt väävlivabade kütuste kasutuselevõtu positiivseid tagajärgi (vt ptk *Sademete keemia*).



Joonis 65. SO_4-S depositsioon (kg/ha/a) intensiivseire proovitükkidel aastail 1997–2006.

Nitraatlämmastiku (NO_3-N) sisaldus sademetes alanes aastatel 1997–2002, kuid viimastel aastatel on kogused peaaegu kilogrammi võrra hektari kohta aastas suurenenud. Piirkondlikud erinevused (erinevused proovitükkide vahel) on suhteliselt väikesed, piirdudes ainult *ca* 0,5 kg/ha/a. Peaaegu alati on nitraatlämmastikukogused võrade all väiksemad kui avamaal, sest osaliselt kasutatakse NO_3-N ära puude poolt, nagu selgub ka varasematest uuringutest (Pajuste *et al.*, 2006).

Naatriumi sadenemise vähenemine võrade all näitab perioodil 1997–2006 selgeltilmnevat vähenemistendentsi. Avamaal ei ole nimetatud suundumus nii märgatav. Avamaasademetes oli sadenenud Na hulga vähenemine enammärgatav aastatel 1997–2000, mille järel sadenemiskoormus pööras 2001. aastal tõusvaks, et 2002. aastal taas langeda. Viimasel neljal aastal on sadenenud naatriumi kogus varieerunud rohkem piirkonniti, ulatudes kuni 1,3 kg/ha/a. Ka kloriidi depositsioon vähenes oluliselt ajavahemikus 1997–2000, kuid suurenes taas aastatel 2001–2004. Perioodi lõpuosas täheldati jällegi alanemise tendentsi. Samal ajal oli proovitükkidevaheline sadenemiskoormuste erinevus kuni 3 kg/ha/a. Välisõhu seire raames läbiviidava sademete seire tulemused tõendavad nii naatriumi kui kloriidi peamiselt merelist päritolu, mistõttu suuremad sadenemiskoormused registreeritakse aladel, kuhu ulatub mereline mõju. Sadenemiskoormusi tõstavad sellised sündmused nagu 2005. aasta jaanuaritorm, mis põhjustas Na ja Cl sadenemise tõusu suuremas osas Eesti sademete keemia seirejaamadest (EKUK 2005, 2006, 2007. Riikliku keskkonnaseire....; OÜ Tartu Keskkonnauuringud 2006, 2007. Sademetekeemia...).

Kaaliumi sadenemise tase avamaal on püsinud suhteliselt stabiilne kogu vaatlusperioodi jooksul. Suuremad on olnud erinevused proovitükkide vahel, kuni 6 kg/ha/a 2002. aastal (Mäksa, Pikasilla). Suhteliselt vähevarieeruvad on sadenenud K kogused männikutes võrade all (välja arvatud Vihulas aastatel 1999–2000, kus erinevus teistest proovitükkidest on kuni 5 kg/ha/a). Tunduvalt suuremad on aga sadenenud kaaliumi kogused kuusikute võrade all (Mäksa, Karepa), kus erinevus männikutest on kuni 20 kg/ha/a. Kuna võrade all sadenenud kaaliumi hulk ületab alati avamaa oma, siis on kuusikutes tegemist kaaliumi väljaleostumisega võradest ja see toimub nii puude kasvukui ka puhkeperioodil (Pajuste *et al.*, 2006). Kuna kuuskede okkamass on mändide omast tunduvalt suurem, siis on ka see üheks põhjuseks, miks kuusikute võravetes on sadenenud kaaliumikogus tunduvalt suurem.

Metsade seisundi hinnang

Kuuse võrade seisund ei ole aastatel 2004–2006 oluliselt muutunud, kuid ei ole nii hea kui kümme-kond aastat tagasi. Männi võrade seisund oli aastatel 2004–2006 mõnevõrra parem kui aastatel 2002 ja 2003 ning märgatavalt parem kui 1990-ndate alguses.

SO_2 emissioon on aastatel 1995–2006 kordades vähenenud ning seda kinnitavad ka metsaseire raames teostatud sademeteseire tulemused, kust nähtub, et kõigil intensiivseire proovitükkidel on SO_4-S sadenemise vähenemine aastatel 1997–2006 olnud statistiliselt usaldatav. Kõige kiiremini on vähenemine toimunud Sagadis ja Vihulas.

Tahkete osakeste emissioonide alanemise tagajärjel aastatel 1995–2006 on samuti kõigil intensiivseire proovitükkidel peale Karepa toimunud Ca sadenemise alanemine, kuid statistiliselt usaldusväärne on see vaid Karulas, Vihulas ja Pikasillal.

Kompleksseire 2004–2006

Jane Frey[1], Naima Kabral[2] ja Toomas Frey[1]
[1] OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus, [2] IM Saare

Kompleksseirest üldiselt

Eesti riiklikku seiresüsteemi kuuluv kompleksseire on piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni ehk Genfi konventsiooni üks õhusaaste keskkonnamõjusid uurivatest programmidest *(UN/ECE International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems)*, mis Eestis alustas tööd 1994. aastal, Vilsandi (rahvusvahelise koodiga EE01) ja Saarejärve (EE02) kompleksseirealadel.

Vilsandi biomonitooringuala asub Eesti läänepiiril ja seetõttu peegeldab oma näitajatega meist läände jäävate maade saastefooni muutusi. Saarejärve vaatlusala asub Jõgeva maakonnas Saare vallas paikneva Saare järve valgalal pindalaga, millest 85% on kaetud metsa ja võsaga. Vaatlusala jääb 120 km kaugusele Kirde-Eesti nn põlevkivirajoonist ja 35 km kaugusele Tartust. Seega on tegemist loodusmaastikus asuva valglaga, mis sobib hästi meie omamaise õhusaaste mõju uurimise taustalaks.

Kompleksseire 25 allprogrammi võimaldavad ökosüsteemi või maastiku põhiliste ainevoogude pikaajalist jälgimist. Pidevat seiret teostatakse ökosüsteemi sisenevate ainevoogude (märg- ja kuivdepositsioon), süsteemi seesmiste voogude (võradest leostumine, varis, orgaanilise aine lagunemine ja mineraliseerumine, mulla keemiline murenemine) ja süsteemist väljuvate ainetevoogude (mulla nõrgveega puistu juurtetsoonist väljauhtumine, valgalalt pinnaveega väljakandmine) kohta. Taotluslikult süsteemne biogeokeemilise aineringe mõõtmine seab eesmärgiks vastata järgmistele küsimustele:

- kuidas õhusaaste mõjutab loodusliku ökosüsteemi aineringet;
- millistes ökosüsteemi osades toimub õhusaaste akumuleerumine;
- kuidas puhverdatakse antropogeenset happesust;
- mil viisil toimub ökosüsteemi puhastumine õhusaaste komponentidest ja kuidas äärmuslikud ilmastikuolud neid protsesse mõjutavad.

Kompleksseiret viiakse suures osas läbi bioindikatsiooniliste allprogrammide abil. Tüvesamblike elujõilisuse, katvuse ja liigilise koosseisu muutuste, õhu rohevetikate katvuse, puude võrade okastatuse ja võrsete vanuse jälgimisega uuritakse bioloogiliste indikaatorite seisundi sõltuvust õhusaaste tasemest ja selle muutumisest. Käesolev peatükk tutvustab kompleksseire allprogrammide tulemusi üldiselt. Põhjalikuma ülevaate annavad kompleksseire tulemusi käsitlevad artiklid Tartu Ülikooli toimetistes ning erinevates rahvusvahelistes teadusväljaannetes.

Seireprogrammi läbiviimisest

Sade-, pinna- ja mullavee kogumine toimub aastaringselt: avamaa- ja võrasademed ning pinnavesi kaks korda kuus, tüve- ja mullaveed kord kuus. Varist kogutakse ühe kuu pikkuse intervalliga. Bioloogilised programmid viiakse sõltuvalt programmist läbi üks kord aastas (võrade seisund, rohevetikad, hallsambliku vitaalsus), kahe aasta tagant (mändide tüvesamblikud) või viie aasta tagant (alustaimestiku monitooring, mulla keemiline analüüs, raskmetallid metsasammaldes). Kompleksseire püsialade kooslusi iseloomustavad näitajad on toodud tabelis 4.

Sade- ja pinnaveest analüüsitakse: pH, SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^-, NH_4^+, $N_{üld}$, $P_{üld}$, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+, HCO_3^- ja elektrilist juhtivust. Mullaveest lisaks eeltoodule: $Al_{üld}$, Al^{3+}, Mn^{2+} ja $Fe_{üld}$. Saarejärve proovide keemilised analüüsid teostatakse OÜ Tartu Keskkonnauuringute laboratooriumis ja Vilsandi proovid analüüsitakse OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboratooriumis. Keemiliste analüüside metoodika on rangelt kooskõlas rahvusvahelise kompleksseire (ICP IM) programmiga.

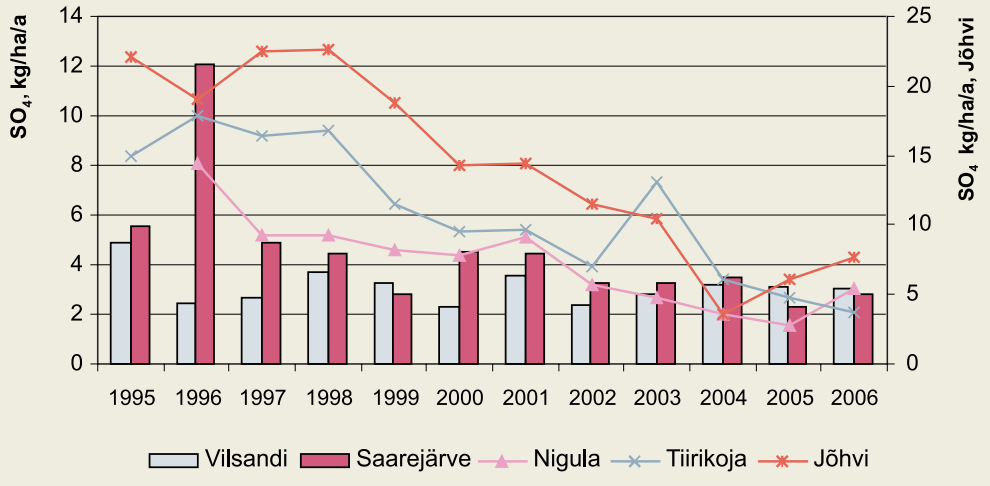
Tabel 4. Kompleksseire püsialade koosluste metsa- ja mullatüübid ning seireperioodi (1995–2006) keskmised sademete, võra-, mulla- ja pinnavee hulgad. Sulgudes 2006. a. näitajad.

Püsiala	Vilsandi (EE01) männik	Saarejärve (EE02) männik	Saarejärve (EE02) kuusik
Metsa tüüp	Maasikamännik	Pohlamännik	Maasikakuusik
Mulla tüüp	Gleistunud rähkmuld	Tüüpiline leedemuld	Tüüpiline leedemuld
Puistu vanus	100	120	90
Avamaa sademed	535 (510)	630 (488)	
Võrasademed	282 (226)	513 (387)	430 (335)
Nõrgvee hulk 10 cm sügavuses	101 (78)	57 (43)	113 (89)
Nõrgvee hulk 40 cm sügavuses	98 (67)	25 (24)	74 (85)
Sissevoolu hulk I allvalglalt		100 (80)	

Saasteainete depositsioonid kooslustesse aastatel 2004–2006

Meie põlevkivielektrijaamadest pärineva SO_2 alanemine õhusaastes ilmnes sulfaatse väävli (SO_4-S) vähenemises Saarejärve ja Vilsandi koosluste depositsioonides kõige selgemalt kompleksseire teisel kolmaastakul (1998–2000). Saarejärve männikus vähenes sulfaatse väävli kogus 1,8 korda, Vilsandi männikus kaks korda ja Saarejärve kuusikus pisut üle kahe korra.

Edasine SO_4-S koormuse vähenemine Saarejärve männikus (2001–2006) osutus suhteliselt tühiseks. Keskmine aastane väävlikoormus aastail 2004–2006 ulatus 4,8 kg/ha/a. Ka kuusikus jäi sulfaatse väävli keskmine koormus 2004.–2006. aastal *ca* 4.8 kg/ha/a tasemele, kuid võrreldes männikuga toimus alanemine kõigil kolmaastakutel. Kuusiku ja männiku väävlisaaste koormuste ühtlustumine näitab kuivdepositsiooniga kantavate väävliühendite vähenemist õhus. Kuusiku ligi kahekordne okkapind võrreldes männikuga kogub kõrge õhusaastelise fooni korral kuivsadet efektiivsemalt. Vilsandi männiku ja Saarejärve koosluste väävlidepositsioonide erinevus (vastavalt *ca* 4 ja 4,8 kg/ha/a) peegeldab ka põlevkivielektrijaamade saaste mõju Saarejärve kooslustele viimasel kolmel aastal. Perioodi 1995–2006 metsa- ning välisõhu seire sademete keemia seire tulemused kinnitavad siiski sulfaatse väävli koormuste vähenemist üle Eesti (vt ptk *Metsaseire* ja *Sademete keemia;* Joonis 66).



Joonis 66. Sulfaatse väävli sadenemiskoormuse muutus mõningates sademete keemia seirejaamades sademete keemia seireprogrammi tulemuste alusel aastail 1995–2006.

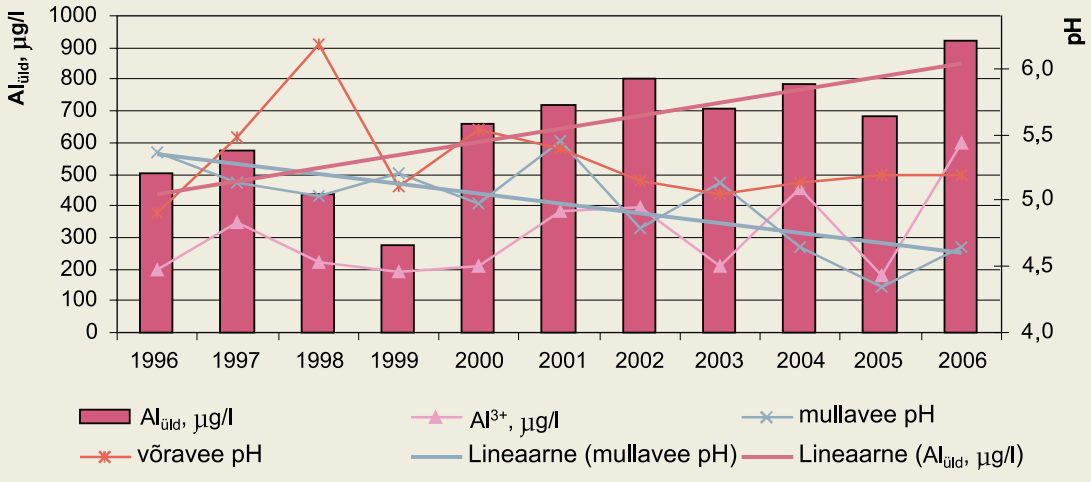
Ca ja Mg depositsiooni alanemine iseloomustab tahkete osakeste saaste vähenemist õhus. Saarejärve kuusikus ja männikus toimus ka Ca ja Mg aastakoormuste vähenemine peamiselt aastail 1998–2000, mil Ca koormus vähenes kuusikus pea 6 kg/ha ja Mg koormus 2,6 kg/ha võrreldes esimese kolmaastaku keskmiste koormustega. Edasine alanemine on Ca ja Mg puhul olnud pisut väiksem. Nagu sulfaatse väävli puhul, nii ka katioonide puhul on saastekoormused kuusikus ja männikus viimase kolme aasta jooksul ühtlustunud. Vilsandi männikus ei ole Ca ega Mg aastakoormuste vähenemises seire algusaastatega võrreldes väga suuri muutuseid olnud.

Alumiiniumisisalduse tõusutrendid mullavees ja kuuskede kahjustused 2006. aastal Saarejärvel

Mullavee keemilised analüüsid näitavad lahustuva üldalumiiniumi $Al_{üld}$ ja ioonse alumiiniumi Al^{3+} tõusutrende, mis korreleeruvad mullavee pH alanemisega (joonis 67). 2006. aastal mõõdeti seireperioodi 1995–2006 kõrgeimad alumiinumisisaldused Saarejärve männiku ja kuusiku mullavees. Nii kõrged Al kontsentratsioonid on puude peentele juurtele otseselt kahjustava toimega, eriti tundlik on kuusk.

Jooniselt 67 on näha, et mulla hapestumine ei ole seotud depositsiooni happelisemaks muutumisega. Tegemist on koosluse aineringe seesmiste protsessidega: metsakõdu intensiivsemast mineraliseerumisest lähtuvate orgaaniliste hapete tõusust tingitud Al^{3+} lahustumisega mullavette. Statistiliselt usaldusväärne happesuse tõusutrend Vilsandi männiku ülemise orgaanilise kihi alt (*ca* 10 cm sügavuselt) kogutud mullavees seostub samuti lahustuva üldalumiiniumi sisalduse teatava tõusuga, kuid see trend ei ole statistiliselt usaldusväärne.

2006. aasta kuum ja kuiv suvi ühelt poolt ja ülikõrged Al^{3+} sisaldused mullavees teiselt poolt võisid olla põhjuseks Saarejärve kuusiku okaste intensiivsele punetumisele oktoobris. Tegelik okkakadu ilmneb alles 2007. aasta variseandmetest. Sarnane okaste punetumine järgnes ka 2002. aasta kuumale suvele, mille tagajärjel kuusiku okaste varisemass tõusis järgneval aastal keskmisega võrreldes 28%.



Joonis 67. Saarejärve männiku kõdukihi alt kogutud mullavee aasta keskmised lahustuva $Al_{üld}$ ja Al^{3+} sisaldused (µg/l) ning tõusutrendid koos mullavee happesuse tõusuga.

Ioonide bilanss Saare järve valgala maastiku näitel

Ioonide sisse- ja väljakande arvutamisel valgala skaalas kaaluti kuusiku, männiku ja avamaa (selle kategooria alla võeti ka võsastikud) ioonide aastakoormused valgala kuusikute, männikute, avamaa ja võsastike pindalaga. Tabelis 5 toodud ioonide sissekanded depositsiooniga on kogu seireperioodi lõikes (1995–2006) vähenenud, eriti SO_4–S, Cl^-, Ca^{2+} ja Mg^{2+} osas. Samas pinnavee ioonidesisaldustest esines statistiliselt usaldusväärne (uuriti Mann–Kendalli testi kasutades, $p<0,01$) vähenemine vaid Cl^- puhul.

Depositsiooni ja pinnavee kloriidi kooskõlas vähenemine on tingitud Cl^- heast lahustuvusest ja tema nõrgast seotusest ökosüsteemide orgaanikaga. Vastupidiselt kloriidile ei näita SO_4–S sisaldused pinnavees alanemist, sest pika aja jooksul deponeerunud väävel on akumuleerunud nii mulla orgaanilises komponendis kui taimestikus ja ioonne vabanemine pinnavette ehk ökosüsteemide puhastumine toimub aeglaselt (keskmiselt 1,3 kg valgala hektari kohta aastas). Pinnavee ioonide sisalduse trendianalüüs näitab statistiliselt usaldusväärset Ca^{2+} ($p<0,05$) ja SiO_2 ($p<0,01$) tõusutrende. Viimased kaks suundumust näitavad mulla porsumisprotsesside intensiivistumist.

Tabel 5. Ioonide bilansid Saare järve I allvalgalal 2004–2006.

Keemiline komponent	Sissekanne depositsiooniga	Väljavool valglast pinnaveega	Peetumine valgla ökosüsteemides	Väljauhtumine valgla mullast
	Kg/ha/aastas			
SO_4–S	3,7	5,0		1,3
Cl^-	6,8	3,4	3,4	7,6
NO_3–N	1,9	0,6	1,3	–
NH_4–N	1,6	0,06	1,6	–
$N_{üld}$	5,2	1,2	4,0	–
$P_{üld}$	0,16	0,04	0,12	–
K	7,4	1,8	5,6	–
Na	4,2	5,6	–	1,4
Ca	8,9	60,5	–	51,6
Mg	1,7	14,2	–	12,5
HCO_3	13,8	248,1	–	234,3
SiO_2	–	11,4		ca 10

Tabelis 5 toodud deponeeruvate otseste toiteainete (lämmastiku- ja fosforiühendite) koormused on kogu seireperioodil jäänud stabiilseks. Pinnavee analüüsid näitavad nende ioonide väga kõrget äratarbimist taimede ja mikroobide poolt ehk peetumist.

Kasutades kogu seireperioodi jooksul igapäevaselt registreeritud kolme peamise sissevoolu veekoguseid ja pinnavee keemilisi näitajaid, saab järeldada, et Saare järve eutrofeerumist põhjustavatest lämmastikuühenditest on suurima osakaaluga lahustuv üldlämmastik, mille sissekanne järve on 875 kg/a. Sellest enamus pärineb valgala orgaanilise aine laguahelast, nagu ka nitraatlämmastiku puhul. Üldlämmastiku $N_{üld}$ kogu aastakoormusest vaid 17% sajab järve otseste sademetega, samas kui NH_4^+ suurem osa (82%) jõuab järve sademete kaudu. Üldfosfori puhul on sademetega otse järve jõudvad kogused arvestusväärsed (9,6 kg/a), moodustades summaarsest kogusest (*ca* 26 kg/a) keskmiselt 38%.

Raskmetallid koosluste aineringes

Kompleksseire koosluste mullaorgaanikas sisalduvaid raskmetalle Euroopa metsade seire programmi (ICP Forests) poolt määratud kriteeriumitega võrreldes selgus, et kõrgenenud sisaldused iseloomustavad Saarejärve männiku ja kuusiku metsakõdu eelkõige Pb osas, vähemal määral Zn, Cu ja Cd osas (tabel 6). Vilsandi seirealal on mullas 0…5 cm sügavuskihis mõõdetud kõrgenenud Cu ja Zn sisaldused (vastavalt 7 ja 3 korda kõrgem kui 5…10 cm sügavusel). Samas on kõikide raskmetallide kontsentratsioonid 5…10 cm sügavusel alla foonilist taset.

Tabel 6. Raskmetallide kontsentratsioonid (mg kg^{-1}) Saarejärve mustikakuusiku ja pohlamänniku (2006) ning Vilsandi maasika männiku (2005) mulla orgaanilises osas.

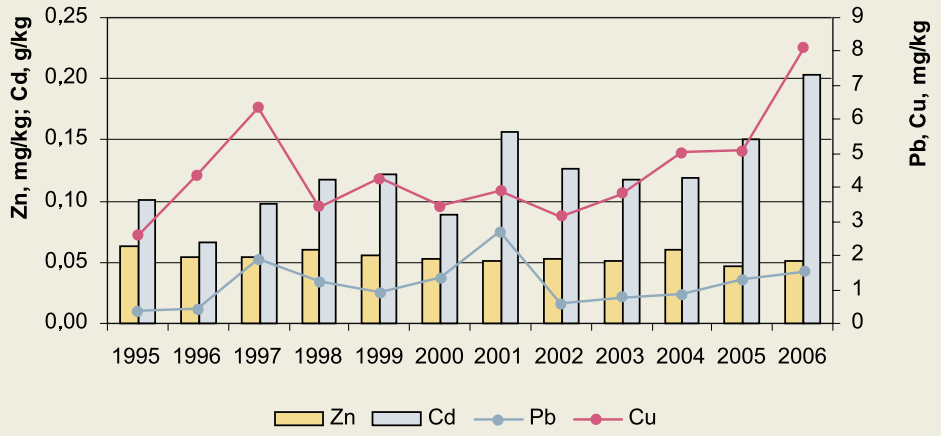
Kooslus ja orgaanilise kihi sügavus	Kontsentratsioon mg kg^{-1}			
	Pb	**Cd**	**Cu**	**Zn**
Saarejärve kuusik, 0…5cm	20	0,35	4,6	43
Saarejärve kuusik, 5…10cm	48	0,34	3,8	28
Saarejärve männik, 0…5cm	19	0,4	6,1	58
Saarejärve männik, 5…10cm	59	0,37	5,2	47
Vilsandi männik, 0…5cm	8	0,25	14	65
Vilsandi männik, 5…10cm	10	0,25	2,0	23
Euroopa metsaseire keskmised sisaldused	**15**	**0,35**	**5**	**35**
Euroopa metsaseire kõrgenenud sisaldused	**15…150**	**0,35…3,5**	**5…20**	**35…300**

Kaadmiumisisaldused jäävad kõigi koosluste mõlemas sügavuskihis (0,25…0,40 mg/kg) saastamata alade mulla huumushorisondi sisalduste piiresse (0,01…1,1 mg/kg). Vilsandi männikus jäävad pliisisaldused metsamulla mõlemas sügavuskihis saastumata mulla alumiste sisalduste vahemikku, Saarejärve männiku sügavamas mullakihis aga ülemiste sisalduste piirile. Pliisisaldus metsakõdu pealmises kihis oli mõlemal seirealal 60…80% madalam kui alumises, 5…10 cm kihis. Selline märkimisväärne erinevus võiks iseloomustada plii vähenemist keskkonnas. Aastatel 1990–2002 vähenesid plii heitkogused Euroopas 3,3 korda ja Eestis seoses põletatavate kütuste hulkade vähenemisega enam kui kaks korda. Pliid ja vaske peetakse raskmetallidest kõige vähem mobiilseteks elementideks, seetõttu võib nende akumuleerumine mullaorgaanikasse olla toimunud väga pika aja jooksul. Zn ja Cd on suhteliselt mobiilsed raskmetallid ja happelises leedemullas taimede poolt kergemini omastatavad.

Arvestades, et mullaorgaanika tagavara Saarejärve männikus ulatub 96,6 t/ha-ni, tuleb hektari kohta keskmiselt 3,7 kg pliid, 36 g kaadmiumi, 0,5 kg vaske ja *ca* 4 kg tsinki. Mullaorgaanika tagavara kuusikus ulatub 145,6 tonnini hektarile. Seega on kuusikus hektari kohta kuni 5 kg pliid, 51 g kaadmiumi, 0,6 kg vaske ja 5,2 kg tsinki. Vilsandi seireala männikus ulatub mullaorgaanika tagavara 92,1 t/ha, muld sisaldab vastavalt keskmiselt *ca* 0,8 kg pliid (4,6 korda vähem kui Saarejärve männikus), 23 g kaadmiumi (1,6 korda vähem), 0,7 kg vaske (Saarejärve männiku Cu sisaldusega võrreldes 0,2 kg rohkem) ning 4 kg tsinki.

Vilsandi männiku okkavarise raskmetallide sisalduse tõus

Vilsandi männiku okkavarise iga-aastased raskmetallide (Zn, Cd, Pb, ja Cu) analüüsid näitavad perioodil 1995–2006 statistiliselt usaldusväärset (Mann-Kendalli testi alusel) kontsentratsioonide tõusu Cu ja Cd (mõlemal $p<0,05$) puhul. Tõus ilmnes eriti selgelt aastail 2004–2006 (joonis 68).



Joonis 68. Vilsandi männiku okkavarise aasta keskmised raskmetallide sisaldused (mg/kg, g/kg).

Samal ajal aga on Zn sisaldused okkavarises statistiliselt usaldusväärselt vähenenud ($p<0,05$). Pb sisaldused olid kõrgeimad 2001. aastal, kuid on peale sisalduste langust alates 2003. aastast taas hakanud suurenema. Cu ja Cd sisaldused on tõusnud ka üheaastastes elusokastes, kuid tendents ei ole statistiliselt usaldusväärne. Avamaa sademete raskmetallide andmed tõusutendentsi ei näita. Cu ja Cd sisalduse tõus okkavarises võib inditseerida nende metallide mobiilsuse kasvu mulla orgaanikas ja sellest lähtuvalt omakorda juurtepoolse vastuvõtu intensiivistumist. Tabel 6 näitab, et Cu varu Vilsandi männiku mulla orgaanilise kihi ülaosas (0…5 cm) on suhteliselt kõrge ja mullavee happesuse tõus viitab Cu ja Cd lahustumise võimalustele.

Järeldused kompleksseire tulemustest

SO_4–S aastakoormuste ühtlustumine Saarejärvel aastatel 2004–2006 erineva lehepinnaga kuusikus ja männikus *ca* 4,8 kg/ha/a juures näitab, et põlevkivielektrijaamade väävligaaside kuivsadestumine on oluliselt vähenenud. Vilsandi männiku *ca* 4 kg/ha/a ja Saarejärve koosluste 4,8 kg/ha/a väävlidepositsioonide erinevus peegeldab ka viimasel kolmel aastal põlevkivielektrijaamade saaste foonilist mõju Saarejärve kooslustele. Depositsiooni alanemisega (ning võimalik, et kliima soojenemisega) on kaasnenud mulla nõrgvee happelisususe ja Al lahustuvuse tõus nii Vilsandi kui Saarejärve kooslustes. Nimetatud protsess iseloomustab mulla leetumise intensiivistumist.

Saare järve valgala pinnavetes ei kajastu SO_4–S depositsiooni alanemine. Varasemalt valgalale deponeerunud väävlivarude leostumine pinnavette (valgala puhastumine) jätkus keskmise tempoga, *ca* 1,3 kg valgala hektari kohta aastas. Ca ja SiO_2 kontsentratsioonide statistiliselt usaldusväärne tõus pinnavees inditseerib tõenäoselt kiimasoojenemisest tingitud mulla porsumisprotsesside intensiivistumist. Kokkuvõttes iseloomustavad Saare järve sissekantavad toiteainetekogused looduslikke rohketoitelisi tingimusi, mis praeguse õhusaaste taseme juures saavad vaid halveneda, sest sademete kaudu otse järve jõudev 118 kg anorgaanilist lämmastikku (NO_3–N + NH_4–N) on depositsioonināitajana madal – 4,4 kg/ha. Järve praegust eutrofeerumist võiks suurendada eelkõige karjakasvatuse järsk edendamine valgalal.

Kompleksseire koosluste mullaorgaanikas sisalduvaid raskmetalle Euroopa metsade seire programmi (ICP Forests) poolt määratud kriteeriumitega võrreldes ilmnesid selgelt kõrgenenud sisaldused Saarejärve kooslustes eriti Pb osas ja Vilsandi männikus Cu osas. Metsakõdu pealmisest kihist määratud pliisisaldused osutusid 60…80% madalamaks kui alumises, 5…10 cm kihis. See erinevus võiks iseloomustada plii vähenemist keskkonnas. Vilsandi männiku okkavarisest ja elusokastest määratud Cu ja Cd sisaldused näitasid aastatel 2004–2006 selget tõusutrendi, viidates nende metallide mobiilsuse kasvu mulla orgaanikas. Vilsandi männiku mulla orgaanilise kihi ülaosa suhteliselt kõrged Cu ja Cd sisaldused ja mullavee happesuse tõus viitab nende raskmetallide lahustumise suurenemise võimalusele.

Mullaseire

Priit Penu
Põllumajandusuuringute Keskus

2004–2006 riikliku keskkonnaseire aruannete põhjal koostanud Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Mullaviljakuse määramisest

Alates 2002. aastast viiakse riikliku keskkonnaseire raames läbi põllumuldade seiret. Seire eesmärgiks on selgitada maaharimise mõju muldade keemilisele koostisele ja füüsikalistele omadustele ning mullaviljakusele. Taimekaitsevahendite leidumist mullas on määratud alates 2005. aastast.

2001. aastal valiti põllumuldade seire programmi lähtealuste ning metoodika väljatöötamise käigus välja kokku 50 potentsiaalset mullaseire ala, millest 30 määratleti kui prioriteetsed. Aastatel 2002–2006 seire all olnud aladest annab ülevaate joonis 69. Metoodika kohaselt rajatakse uurimisaladel huumustrassid huumuskaevetega ning sügavkaeved, mille koordinaadid määratakse täpselt GPS seadmega ning kantakse digitaalsele kaardile. Sügavkaevete kirjeldamisel kasutatakse rahvusvahelist USDA muldade kirjeldamise juhendit ning Eesti Põllumajandusprojektis kasutusel olnud muldade kirjeldamise metoodikat, saamaks erinevatest aegadest võrreldavaid kirjeldusi. Sügavkaevete kirjeldused (sügavkaeve paiknemine ja piirkonna reljeef, mullahorisontide paksus ning omaduste kirjeldus jne), täiendatakse fotomaterjaliga Mulla lasuvustiheduse, huumusesisalduse ja huumushorisondi tüseduse alusel määratakse mulla huumusvaru seirealal. Mullaproovides määratakse erinevate toiteainete (kaalium, fosfor, lämmastik, kaltsium, magneesium, mangaan, boor) sisaldus mullas, samuti mulla pH.

Põllumuldade viljakus sõltub nii piirkondlikest eripäradest nagu mulla lähtekivim, reljeef, kliima ja ilmastikutingimused kui ka kasutatavatest maaharimisviisidest. Oluline on nii maaharimisel kasutatavate masinate tehnilised näitajad kui nende sobivus antud piirkonna muldadele, samuti otstarbekas ning asjakohane väetisekasutus. Valed majandamisvõtted (ühekülgne väetamine, piirkonna muldadele liigraskete masinate kasutamine jne) võivad viia mullaviljakuse languseni.

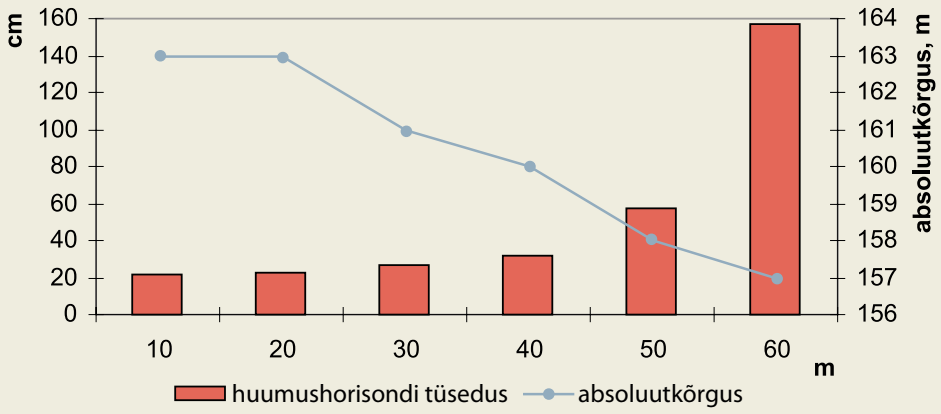
Taimekaitsevahendite puhul on lisaks nende erinevatele negatiivsetele tervisemõjudele oluline silmas pidada, et mitmed nende koostisesse kuuluvatest toimeainest võivad pinnases säilida aastaid.



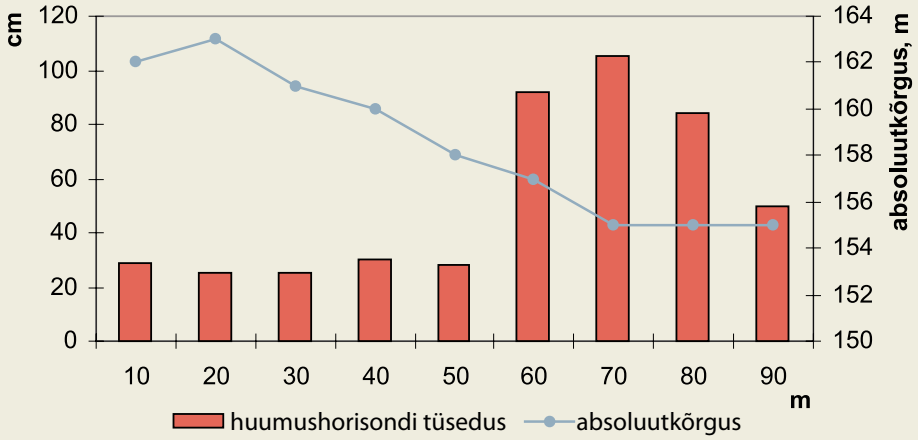
Joonis 69. Mullaseire alad riiklikus keskkonnaseires perioodil 2002–2006.

Mullaseire 2004–2006 tulemused

Aastatel 2004–2006 on põllumuldade seiret läbi viidud kokku kuueteistkümnel alal. Lisaks riiklikule keskkonnaseire programmile viiakse põllumuldade seiret läbi põllumajandusliku keskkonnatoetuse meetme tulemuslikkuse seire raames, millest saab lähemalt lugeda järgmises peatükis.



Joonis 70. Maapinna absoluutkõrguse ja huumushorisondi tüseduse varieerumine seireala Pikareinu 1 (60 m) nõlval (2004).



Joonis 71. Maapinna absoluutkõrguse ja huumushorisondi tüseduse varieerumine Pikareinu 2 (90 m) nõlval (2004).

Seiretulemused erosiooniohtlikes piirkondades paiknevatel muldadel näitavad seost ala absoluutkõrguse ning huumushorisondi tüseduse vahel (joonised 70 ja 71). Esimesel joonisel on toodud Pikareinu ala trass A. See paikneb väga intensiivse erosiooniga 60 m järsul nõlval (kõrguste vahe 7 m), kus neli esimest kaevet on nö ärakandeala ja kaks viimast kaevet on juba kuhjealad, kusjuures pealekanne on koondunud valdavalt viimase kaeve alale. Teisel joonisel on Pikareinu ala B trassi iseloomustus laugemal nõlval (kõrguste vahe 8 m). Siin on märgata ärakandeala esimesest viienda kaeveni ja intensiivset kuhjumist kuuendast kaheksanda kaeveni, mille järel kuhjumise intensiivsus väheneb märgatavalt. Sealt edasi erosiooni mõju väheneb järk-järgult. Intensiivseim kuhjeala on kuuenda kaeve juures, kust algab maapinna kõrguse stabiliseerumine ja kalle lõpeb.

2004. aastal uuritud alad (Rannu mahe, Rannu, Pajupuu, Söödi, Eametsa, Kogeri, Pikareinu ja Ilmjärve) osutusid mulla pH ning huumusvaru osas stabiilseteks. Olulisi muudatusi võrreldes varasemate aastatega polnud toimunud. Nii 2004. kui 2005. aasta seirealade ja neilt saadud seiretulemuste alusel võib väita, et üldiselt on suundumus huumushorisondi tüsenemise ning huumu-

sesisalduse vähenemise suunas. Sellist liigsügavast künnist tingitud tendentsi võib piltlikult nimetada huumushorisondi "lahjendamiseks". Aladel, kus rakendatakse mulda arvestavat agrotehnikat, huumusvaru suureneb. Selliseks alaks oli 2004. aastal näiteks Söödi seireala. 2005. aastal olid seire all Laaniste, Holtsi, Kuningamäe ja Kiislimõisa põllud. Nii 2004. kui 2005. aasta seiretulemused näitavad muldade hapestumist karbonaadivaese lähtekivimiga muldadel. Seega tuleb sellistel muldadel pidevalt kontrollida muldade pH taset ning vastavalt sellele kavandada muldade lupjamist.

2006. aasta seirealadelt saadud tulemused ei näita huumushorisondi lahjendamise märke. Rõhu, Laheva, Risti ja Ravaküla seiratud aladel huumusesisalduse langust ei täheldatud ning mulla huumusvaru oli suurenenud keskmisest rohkem. Jätkus karbonaadivaesel lähtekivimil paiknevate muldade hapestumise tendents, mis 2006. aastal oli vaadeldav näiteks Rõhu seirealal. 2006. aasta seiretulemused näitavad sedagi, et kui makrotoiteelementide P ja K sisaldus on mullas aastate jooksul tõusnud, siis mikroelementide sisaldus on mullas sageli väga madal. See nähtus on otseselt tingitud ühekülgsest väetamisest ning vajab rohkem tähelepanu.

Künnikihi aluse kihi lasuvustiheduse kriitilist suurenemist seirealadel ei ole aastail 2004–2006 täheldatud, seega pole seirealadel märgata ohtu mulla tihenemisele.

Taimekaitsevahendite jääke on 2004–2006 seirealade mullast leitud, kuid mitte inimtervisele ohtlikes kogustest. Sisaldused on jäänud kordades alla kehtestatud piirväärtuste. Enamlevinud saasteaineks on rapsil kasutatava kemikaali *Treflan* toimeaine trifluraliin, mida avastati põldudelt, kus proovide kogumise ajal kasvas raps. Ülejäänud avastatud kemikaalide puhul on valdavalt tegemist aastaid tagasi kasutatud ainete lagunemisjääkidega. Seega näib *Treflan* olevat peamine praegusel ajal aktiivset ja laialdast kasutamist leidnud taimekaitsevahend. 2005. aasta seire tulemused näitasid, et trifluraliini leidub veel ka põllumullas, millel rapsi kasvatati viimati mitu aastat tagasi. 2006. aastal seiratud Rannu mahetootmise põldudelt leiti DDT ja prometriini jääke, kuigi juba viimased viis aastat on alal kasutatud mahemaaviljeluse tehnoloogiaid. See fakt illustreerib hästi taimekaitsevahendite pikka püsimisaega mullas. Taimekaitsevahendite jääkide määramine mullas jätkub ning aasta-aastalt suurendatakse ka määratavate ühendite nimekirja.

Mullastiku ja mullaelustiku uuringud põllumajanduslike keskkonnatoetuste meetme tõhususe seires

Mari Ivask[1], Anneli Kuu[1], Priit Penu[2]
[1]Tallinna Tehnikaülikool, [2]Põllumajandusuuringute Keskus

Põllumajanduslike ja keskkonnatoetuste hindamisest ja uuringute tulemustest saab täpse ülevaate Põllumajandusuuringute Keskuse veebilehelt http://pmk.agri.ee/pkt

Mullastiku uuringute eesmärgid

Mullakaitsel baseeruvate põllumajanduslike keskkonnatoetuste (PKT) üldisemad eesmärgid on:

- säilitada mullaviljakust;
- kaitsta mulla- ja veeressursse;
- toetada mahepõllumajanduse kui loodusega kooskõlas oleva tootmisviisi arengut;
- vähendada vee- ja tuuleerosiooni poolt põhjustatud talvise mullakao riski põllumajandusmaadel.

Aastail 2004–2006 on PMK koordineerimisel läbi viidud PKT mõju hindamise seire raames nelja tüüpi kompleksseid mullastiku-uuringuid. Mullaviljakuse ja orgaanilise aine uuringu eesmärgiks on näidata, kuidas on põllumulla viljakuse ja orgaanilise aine tase põllumajandusliku keskkonnatoetuse rakendamise tulemusena muutunud. Taimede toiteelementide, happesuse, mineraalse lämmastiku ja orgaanilise aine sisalduse dünaamika uuringute eesmärgiks on liikuvate toiteelementide sisalduse muutuste selgitamine sõltuvalt erinevatest mõjuritest ning sellest lähtuvalt ka optimaalse proovivõtuaja täpsustamine.

Ühekordse uuringuna läbiviidud mulla happesuse neutraliseerimise mõju uurimine keskkonnale ja mulla viljakusele aitab välja selgitada, millist ohtu võib happeliste muldade lupjamata jätmine põhjustada keskkonnale, inimese tervisele, bioloogilisele ja maastikulisele mitmekesisusele ning kas ja millist positiivset keskkonnamõju muldade lupjamine põhjustab. Uuringu tulemused peaksid kaasa aitama maaelu arengukava 2007–2013 PKT tegevuste ettevalmistamisele ning seatud eesmärkide efektiivsele elluviimisele.

Mullaerosiooni uuringu eesmärgiks on välja selgitada maakasutuse struktuur erodeeritud muldadel. Eestis on looduslikes tingimustes erosioon küll üsna väike ja esineb piiratud territooriumil, kuid samas haritavatel maadel esineb tehnogeenne erosioon, mis intensiivse mullaharimise korral ja ebasobivate harimisvõtete kasutamisel kahjustab oluliselt muldi, vähendades nende viljakust. Probleemi lahendamiseks on vaja kasutusele võtta sobivad meetmed, millele aitavad kaasa eelpoolloetletud mullastiku-uuringud.

Lisaks mullatervise keemilistele ja füüsikalistele näitajatele hinnatakse PKT mõju seire raames ka mullelustiku näitajaid – vihmaussikoosluste ning mikroorganismide mitmekesisust ja arvukust.

Mullaviljakuse ja orgaanilise aine uuring

2005. aastal läbiviidud uuringu seirealad olid valitud põllumajandusliku keskkonnatoetusega kaetud aladel erinevatel mullaliikidel nii ekstensiivse kui intensiivse maakasutusega põllumaadel. Viljakuse seisukohalt olid happesuselt kriitilisemad mullad Võrumaal, üldiselt oli *ca* 80% uuritud proovidest pH optimaalne. Mulla fosforisisaldus oli väikseim Pärnumaal ja Läänemaal. Madala kaaliumisisalduse poolest eristusid enam Pärnu- ja Tartumaa. Mahetootjate põldudel oli nii fosfori- kui kaaliumisisaldus üldjuhul (esindusliku valimi olemasolul) kõige väiksem, ja orgaanilise aine sisaldus kõige suurem.

Proovialade paiknemisest valmis 2006. aastal ka MapInfo formaadis GIS-andmebaas koos laboratoorse analüüsi tulemustega. Kokku hõlmab andmebaas ligikaudu 1800 mullaproovi.

Mulla toitainete dünaamika 2005. aastal teostatud uuringu kokkuvõte

Mulla toitainete dünaamikat uuritakse kolmel seirealal: Põllumajandusuuringute Keskuse Kuusiku katsekeskuses ja Võru katsepunktis ning Lümanda vallas Saaremaal väiketootja põllul.

Uuringu tulemused annavad alust väita, et statistiliseks analüüsiks vajatakse minimaalselt kahe vaatlusaasta andmeid. Valitud alad sobivad oma asukohtade poolest uurimisaladeks, kajastades erinevaid muldkatte omadustega seotud ehk pedoklimaatilisi tingimusi. Uuringute käigus ei leitud statistiliselt usutavaid seoseid toitelementide sisalduse ja mullatemperatuuri vahel. Seiretulemused näitavad, et mineraalse lämmastiku sisalduse dünaamika on väga varieeruv ja ebaühtlane, seetõttu on ühe aasta andmete põhjal vara järeldusi teha. Valdavalt oli kevadisel proovivõtuperioodil toiteelementide sisaldus suurem kui sügisel. Soojema merelise kliimaga aladel suureneb sügisel toiteelementide sisaldus mullas märgatavalt tänu orgaanilise aine intensiivsele ja kontinentaalse kliimaga aladega võrreldes pikemaajalisele lagunemisele. Mulla happesuse dünaamika oli seirealade mullas uuringuperdioodil suhteliselt sujuv ja stabiilne.

Mulla happesuse neutraliseerimise mõju keskkonnale ja mulla viljakusele

Lupjamisvajadusega muldade kaardistamisega on selgunud, et Eesti haritavast maast vajab lupjamist ligi 350 000 hektarit. Ülekaalukalt esinevad lupjamist vajavad mullad Lõuna-, eriti aga Kagu-Eestis. Võrumaal vajab haritavast maast lupjamist 57,6%, Põlvamaal 53,6%, Viljandimaal 42,3%, Tartumaal 41,2% jne. Eelpool nimetatud lupjamist vajavate muldade ala aluspõhi paikneb karbonaadivaesel devoni liivakivil. Karbonaadirikkal aluspõhjal paiknevail Põhja- ja Lääne-Eesti muldade lupjamisvajadus on väiksem.

Kaltsiumipuudus nõrgendab eelkõige taimede juurestiku arenemist, millest omakorda sõltub toitainete omastamine ja nende varude kasutamine mulla sügavamatest kihtidest. Oluline osa taimede toiteelementide omastatavusele on täita mulla mikroorganismidel, kes lagundavad ja töötavad ümber orgaanilist ainet, muutes seda taimedele kättesaadavaks. Enamik kasulikke mikroorganisme eelistavad eluks keskkonda, mille pH on vähemalt 6. Eriti tundlikud on mullahappesuse suhtes vihmaussid, kes on tõenäoliselt orgaanilise aine ringe seisukohalt kõige tähtsamad selgrootud. Seega on lupjamisel tähtis osa soodsa keskkonna tagamisel nii taimede jaoks kui ka kasulike mullas elavate selgrootute ning mikroorganismide elutegevuseks.

Mullaerosiooni uuring

Põllumajandusliku maakasutuse struktuuri uurimiseks erodeeritud muldadel kasutati testalade meetodit. Uurimuse aluseks valiti kolm valda ehk testala (Valgjärve, Haanja ja Otepää). Need maad asuvad potentsiaalselt erosiooniohtlikus piirkonnas, kus esineb palju kallakulisi alasid. Uuringu tulemused näitavad, et erodeeritud muldade kasutamine põllukultuuride kasvatamiseks Eestis on väike (7184 ha). See moodustab ainult 0,8% kogu põllumajanduslikus kasutuses olevast maast, mida on ligikaudu 850 000 hektarit. Probleem on aktuaalsem erodeeritud muldadega aladel – Otepää-Karula piirkonnas ja Haanjas.

Nimetatud piirkonnas on enamus põllumajanduslikust maast juba viidud rohumaade alla, mis on erosiooni takistamise üks meetmeist. Peale pikaajalise rohumaana kasutamise meetme on võimalik erosiooni kahjulikku mõju vähendada ka minimeeritud mullaharimist kasutades. See aitab eelkõige vähendada tehnogeenset erosiooni. Siinjuures tuleks arvestada minimeeritud harimisega kaasnevate probleemide lahendamisega nagu suurenenud umbrohtumus ja haiguste levik, samuti vastavate masinate hankimine-

Vihmausside arvukus ja liikide mitmekesisus ning mulla mikroobikoosluse biomassi aktiivsuse seire 2004–2006

Aastail 2004–2006 põllumajandusliku keskkonnatoetusega kaetud aladel läbiviidud mullaelustiku seire tulemused näitavad vihmaussikoosluste seisundi väga tugevat sõltuvust ilmastikutingimustest, eelkõige sademetest. Vihmausside liigiline mitmekesisus on mahetootjate, keskkonnasõbralike tootjate ning intensiivse maakasutusega alade võrdluses kõrgem keskkonnasõbraliku tootmisviisiga põldudel. Vihmausside arvukus sõltub oluliselt ka mullaliigist. Võrumaa, Jõgevamaa ja Saaremaa põldude võrdlemine näitas, et mikroobikoosluse biomassi aktiivsus on suurem Saaremaa väikestel põldudel, mis vahelduvad looduslike aladega. Mikroobikoosluste biomassi aktiivsus on üldiselt kõrgem mahetootjate põldudel.

Seismiline seire

Olga Heinloo, Andres Heinloo
OÜ Eesti Geoloogiakeskus

2004–2006 riikliku keskkonnaseire aruandluse ja lisamaterjalide põhjal koostanud
Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Seismiline seire Eestis

Seismiline seire on riikliku keskkonnaseire osa olnud alates riikliku keskkonnaseire programmi algusaastast. Seismiliste vaatluste ajalugu Eestis on aga märksa pikem. Esimene seismoloogiajaam alustas Eestis tööd juba 1896. aasta detsembris ning selle asutajaks oli Tartu Ülikooli professor Grigori Levitski. Tartu püssirohukeldris paiknenud jaam töötas kuni 1912. aastani. Uuesti alustas seismoloogiajaam Tartus tööd 1931. aastal. Selle rajamise algatajaks oli esimene eestlasest füüsikaprofessor Johann Wilip. Töö maavärinate registreerimisel katkes Eestis 1939. aastal ning jätkus alles aastal 1987 (All, 2004) .

Praegusel ajal töötab Eestis kolm seismoloogiajaama – Vasula, Suurupi ja Matsalu jaam, rahvusvaheliste koodidega vastavalt VSU, SRPE ja MTSE. Neist noorim on Matsalu jaam, mis alustas tööd 2006. aastal. Jaamad on varustatud kaasaegse aparatuuri ja sidevahenditega ning tänu kolmanda jaama lisandumisele moodustavad seismiliste sündmuste täpseks registreerimiseks vajaliku kohaliku seirevõrgu. Vähemalt kolmest seismoloogiajaamast koosnevat kohalikku seirevõrku on vaja eelkõige Eestis ja lähivälismaal asetleidvate nõrgemate seismiliste sündmuste, näiteks lõhkamiste täpseks registreerimiseks. Eesti seismoloogid teevad koostööd Potsdami Maauuringute Keskusega (Geoforschungszentrum Potsdam). Vasula ja Suurupi jaam kuuluvad rahvusvahelisse GEOFON võrgustikku, kuhu kuulub kokku üle 20 seismoloogiajaama üle maailma.

Seismoloogilised parameetrid

Seismoloogilise aparatuuri abil registreeritakse järgmised näitajad:

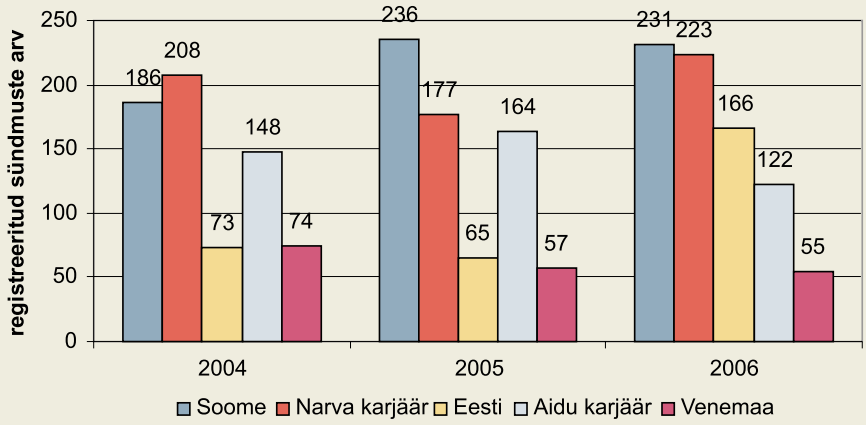
- registreeritud seismilise laine seismilisse jaama saabumise aeg ja selle laine faas;
- maavärina aeg epitsentris Greenwichi aja järgi;
- laine leviku aeg maavärina epitsentrist kuni seismilise jaamani minutites ja sekundites;
- maavärina magnituud (võimsus lühiperioodilise aparatuuri vertikaalse komponendi järgi, kirjanduses MPSP);
- maavärina hüpotsentri sügavus kilomeetrites;
- maavärina epitsentri asukoha nimetus ja koordinaadid;
- lainefaasi teoreetiline saabumisaeg jaama, arvutatud Jeffreys–Bulleni tabelite alusel (JB);
- registreeritud seismilise laine jaama saabumise aja ja teoreetilise saabumisaja (JB) vahe sekundites (dt);
- maavärina epitsentri kaugus jaamast kraadides (deg) ja kilomeetrites (km);
- esimesena jaama saabunud lainefaasi näivkiirus (km/s).

Registreeritud seismiliste sündmuste identifitseerimiseks kasutatakse USGS (U.S. Geological Survey) NEIC (National Earthquake Information Center) poolt Internetis levitatavaid iganädalaseid katalooge ning Helsingi Ülikooli Seismoloogia Instituudi perioodilist väljaannet *Seismic Events in Northern Europe*.

Seismoloogiline seire annab ülevaate maailmas toimunud ja Eestis registreeritud seismilistest sündmustest. Praktiliseks väljundiks on tehnogeensete seismiliste sündmuste registreerimine, mille kaudu on võimalik avastada illegaalseid lõhkamisi.

Eestis registreeritud seismilised sündmused aastail 2004–2006

Lähivälismaal ja Eestis asetleidnud tehnogeenseid seismilisi sündmusi registreeriti 2004. aastal kokku 901, järgmisel aastal 873 ning 2006. aastal 1139. Joonis 72 iseloomustab registreeritud tehnogeensete seismiliste sündmuste arvu aastail 2004–2006 valitud piirkondades. Piirkond *Eesti* hõlmab lõhkamised, mis ei ole aset leidnud Kirde-Eesti karjäärides, vaid Tallinna lähiümbruse karjäärides (Vasalemma, Harku, Maardu, Väo). Piirkond *Venemaa* hõlmab Vene Föderatsiooni alasid, mis piirnevad Eestiga, sisuliselt tähendab see lõhkamisi Kingissepas ja Slantsõs.



Joonis 72. Eestis ja lähivälismaa teatud piirkondades registreeritud tehnogeensed seismilised sündmused 2004–2006.

Jooniselt on välja jäetud piirkonnad, mille esitamine pole olnud 2004.–2006. aasta seireraruandluses pidev. Ülevaate lõhkamiste asukohtadest saab 2004–2006 seismilise seire aastaaruannetest, mis on kättesaadavad Internetist riikliku keskkonnaseire veebilehel.

Tugevate, 2ML (ML – lokaalne magnituud) ületavate lõhklamiste osakaalu poolest on esikohal Soome, kuigi perioodil 2004–2005 on tugevate lõhkamiste osakaal Soomes langenud. 2004. aasta andmetel olid kõige keskkonnasõbralikumad Tallinna lähiümbruse karjäärid, kus kõige suurema osakaaluga olid lõhkamised kuni 1,4 ML. 2005. aastal on väiksema magnituudiga lõhkamiste (kuni 1,6 ML) osakaal kasvanud nii Aidu kui Narva karjääris, samuti piirkonnas *Venemaa*.

Seismoloogiajaamad registreerivad ka miinitõrjeoperatsioonide käigus kahjutuks tehtavate lõhkekehade plahvatused. 2004. aastal MCOPEST 2004 käigus registreeriti kokku 98 lõhkamist, neist 47 Eesti territoriaalvetes. Maksimaalse lõhkamise magnituud oli 2.6 ML. 2005. aastal toimus miinitõrjeoperatsioon Leedu vetes (MCOPLIT 2005), kus maksimaalne registreeritud lõhkamise tugevus oli samuti 2.6 ML. 2006. aasta *Open Spirit 2006* miinitõrjeoperatsioonis osales 14 riigist kokku 27 laeva, mis puhastasid mereteid I ja II maailmasõja poolt merre jäetud lõhkekehadest. Kokku registreerisid Eesti seismoloogiajaamad 67 lõhkamist, neist 23 Eesti territoriaalvetes. Lõhkamiste võimsus jäi valdavalt vahemikku 2,0...2,7 ML (2,7 oli ühtlasi maksimaalne registreeritud lõhkamise tugevus). Ka nende lõhkamiste täpsed asukohad leiab seismilise seire aastaaruannetest.

2004. aasta talvel leidis Eestis aset nõrk maavärin, mida Eesti seismoloogiajaamad ei registreerinud, sest Suurupi jaam ei töötanud 2003. aasta augustis saadud pikselöögi tõttu, Vasula jaam aga seda hiljutitabanud protsessoririkke tõttu. Ebatavalist müra ja mühinat ning maapinnavõnkeid kogenud kohalike elanike järelpärimiste peale Soome seismoloogiajaamade andmeid uurides selgus, et 28. jaanuaril 2004 registreerisid need tõepoolest nõrga maavärina 1,6 ML, hüpotsentriga 10 kilomeetri sügavusel Eesti territooriumil Kirbla küla kandis.

2005. aastal leidis Eestile lähim maavärin aset 13. mail Botnia lahes, selle tugevuseks mõõdeti 3,2 ML. Lisaks registreeriti mitmeid maavärinaid Poolas (4,2...4,3 M) ning üks Norra lääneranniku (3,6 M). 2006. aastal registreeriti lähimad maavärinad Poolast, seejuures oli neid kaks korda rohkem kui 2005. aastal – lausa 10.

Huvitava faktina võib lisada, et lisaks paljudele kaugetele maavärinatele registreeriti 2006. aastal Eesti seismilistes jaamades ka Põhja-Koreas 9. oktoobril kell 1:35:28.0 toime pandud tuumapommi katsetus, magnituudiga 4,2 M.

Ioniseeriva kiirguse seire 2004–2006

Monika Lepasson
Kiirguskeskus

Ioniseeriv kiirgus ja selle mõju organismile

Ioniseeriv kiirgus on kiirgus, mis on võimeline ioniseerima aatomeid ja molekule. Selline kiirgus kahjustab elusaid rakke, tekitades reaktsioonivõimelisi vabu radikaale. Mida rohkem kiiritust inimkeha saab, seda enam kahjustuvad rakud ning suureneb kasvajate ja pärilike haiguste tekkimise tõenäosus. Ühekordse suure (500 mSv ja enam) kiiritusdoosi korral tekivad mõne päeva jooksul tervisekahjustused nagu naha punetus, iiveldus ja oksendamine. 3000 mSv suurune doos võib põhjustada pooltel inimestel surma mõne nädala jooksul. Kiirguse ohtlikkus sõltub selle tüübist, indiviidi eripärasustest, kiirgusega kokkupuute ajast ning kiiritada saanud organist. UNSCEAR (*United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*) andmetel saab inimene aastas keskmiselt kõigist allikatest kokku 2,8 mSv suuruse efektiivdoosi, millest 2,4 mSv saadakse looduslikest allikatest. Efektiivdoos kujutab endast inimkeha elundite ja kudede erinevat kiirgustundlikkust iseloomustavate koefaktoritega korrutatud ekvivalentdooside summat, mis näitab kiirguse kahjustavat toimet inimesele. Efektiivdoosi ühik on siivert (1 Sv = 1 J/kg). Looduslikud kiirgusallikad on kosmiline kiirgus, gammakiirgus maapinnast, radooni lagunemisproduktid õhus, ja erinevad radionukliidid, mis esinevad looduslikult toidus ja joogis. Radionukliididekseks nimetatakse ebastabiilseid aatomituumi, mis on võimelised spontaanselt lagunema. Kunstlikeks allikateks on meditsiiniline röntgenkiirgus, radioaktiivne saaste (tekib tuumarelvade katsetamisel atmosfääris), tuumatööstuse radioaktiivsete heitmete vabanemine keskkonda, tööstuslik gammakiirgus. Lisaks võivad radioaktiivsed ained sattuda keskkonda õnnetuse tagajärjel tuumaelektrijaamas, militaarrajatistest, uurimisasutustest ning haiglatest.

Metoodika

Ioniseeriva kiirguse seire (edaspidi kiirgusseire) käigus kogutakse informatsiooni kõigi keskkonnasfääride radioaktiivsuse tasemete kohta. Eesmärgiks on kaitsta inimest ja elusloodust ioniseeriva kiirguse kahjuliku mõju eest, jälgida keskkonna radioaktiivsuse olulisi muutusi ja avastada kiirgusavariidest põhjustatud radioaktiivsuse tõusu. Pearõhku pannakse kunstlike radionukliidide leviku uurimisele. Olulisem atmosfääri radioaktiivse saaste indikaator on gammakiirgust emiteeriv ebastabiilne kunstlik tseesiumi isotoop ^{137}Cs, mida määratakse gamma-spektromeetrilise meetodiga. Kiirgusseire teostamise nõue tuleneb Euroopa Aatomienergiaühenduse (EURATOM) asutamislepingu artiklist 35.

Kiirgusseire üks omapära seisneb selles, et kiirgus võib levida kõigis keskkonnasfäärides. Atmosfääris levib kiirgus otse kiirgusallikast ja radioaktiivse tolmuga, hüdrosfääris veega edasi kantavate radionukliidide näol ning litosfääris radioaktiivsete emissioonidena (tuntuim on radioaktiivne gaas radoon). Õhu või veega edasikantud saaste võib akumuleeruda pinnases ja taimedes, jõudes toiduahelaid pidi (või sisse hingates) ka inimese organismi.

Eestis korraldab riiklikul tasemel kiirgusseiret Kiirguskeskus. Seireprogrammi alusel jälgitakse atmosfääri üldise gammakiirguse taset ja õhuga kanduvate tahkete osakeste ja aerosoolide radioaktiivsust, mõõdetakse pinnavee, joogivee, Eestis toodetud toorpiima, inimese üldise toiduratsiooni, erinevate toiduainete ning merekeskkonna proovide radioaktiivsust. Inimtegevuse mõju hindamisel jälgitakse Eesti suuremate kiirgustegevuskohtade ümbruses looduskeskkonna radioaktiivsuse taset. Seirejaamade võrk on üles ehitatud hõrevõrgu põhimõttel ning proovide analüüsiks kasutatakse kõrge tundlikkusega meetodeid. Seiret viiakse läbi vastavalt Euroopa Komisjoni soovitusele 2000/473/Euratom.

Atmosfääri seires jälgitakse kümne automaatjaamaga (asukohaga Tallinn, Kärdla, Pärnu, Võru, Türi, Sõrve, Kunda, Mustvee, Narva-Jõesuu, Valga) atmosfääri gammakiirguse taset reaalajas (nSv/h). Eesmärgiks on teistest riikidest lähtuva radioaktiivse saaste varane avastamine. Kõigis jaamades on kasutuses GM ehk Geiger-Müller andurid ning seitsmes jaamas lisaks ka NaI (naatriumjodiid) -detektor, mis võimaldab teha vahet kunstliku ja loodusliku päritoluga radionukliidide poolt tekitatud doosikiirusel ning identifitseerida radionukliide.

Õhuga kanduvate tahkete osakeste ja aersoolide radioaktiivsust määratakse kolmes filterjaamas (Harku, Tõravere, Narva-Jõesuu). Eesmärgiks on identifitseerida radionukliidid ja määrata nende aktiivsuskontsentratsioonid õhus. Aktviivsuse all peetakse antud juhul silmas ainele omast tuumade lagunemiskiirust, mis väljendab seda, kui suure radioaktiivsusega on teatud hulk üht ainet või ainete segu, ühik on bekerell (1 Bq = 1 lagunemine sekundis). Kord nädalas analüüsitakse filtreid gamma-spektromeetriliselt, määrates kunstliku radionukliidi ^{137}Cs ja loodusliku berülliumi isotoobi ^{7}Be sisaldused (Bq/m^3) õhus.

Jõgede vee seires määratakse kord kvartalis ^{137}Cs sisaldus (Bq/m^3) Soome lahte suubuva Narva ja Liivi lahte suubuva Pärnu jõe vees. 2004. aastal analüüsiti lisaks ka Pühajõe vett. Proovid kontsentreeritakse aurutamisega ning analüüsitakse gamma-spektromeetriliselt. Jõgede vee radioaktiivsuse jälgimine võimaldab hinnata jõgede valgalade radioaktiivset saastumist ning jõgede poolt merre kantavate radioaktiivsete ainete koguhulka.

Joogivee seires teostatakse kord poolaastas kunstlike radionukliidide ^{137}Cs, strontsiumi isotoobi ^{90}Sr ning vesiniku isotoobi ^{3}H (triitiumi) sisaldust pinnaveest toodetud joogivees (väljastatud Ülemiste veepuhastusjaamast) ning 2004. aastal ka Narva Vesi AS poolt väljastatavas joogivees. Lisaks jälgitakse Maardu linnas loodusliku päritoluga radionukliidide ^{226}Ra ja ^{228}Ra sisaldust Kambrium-Vendi põhjaveekihist toodetud joogivees. Joogivee seire võimaldab hinnata inimese poolt omastatud radionukliidide hulka ja sellest tingitud efektiivdoosi.

Piima seires analüüsitakse ^{137}Cs ja ^{90}Sr ning kaaliumi loodusliku ebastabiilse isotoobi ^{40}K sisaldust erinevates maakondades toodetud toorpiimas. 2004. aastal analüüsiti Harjumaal, Põlvamaal ja Ida-Virumaal, 2005. ja 2006. aastal Harjumaal, Järvamaal ja Ida-Virumaal toodetud toorpiima. Kuude keskmised proovid ühendatakse vastava kvartali keskmiseks prooviks.

Inimese päevase toiduratsiooni seires jälgiti ^{137}Cs ja ^{90}Sr ja alates 2006. aastast ka ^{40}K sisaldust (Bq/proovis) inimese päevases toidukoguses. Proovid võetakse kahel korral aastas SA Põhja-Eesti Regionaalhaigla Mustamäe Korpuse köögist ning alates 2006. aastast lisaks ka SA TÜ Kliinikumi köögist. Uuritud proov kajastab Eesti elanike keskmist toidutarbimist ja arvutatud efektiivdoos väljendab seega toiduga saadavat keskmist sisekiiritust.

Toiduainete seires jälgitakse ^{137}Cs sisaldust ning alates 2006. aastast ka ^{40}K sisaldust (Bq/kg) Kirde-Eestis Tšernobõli katastroofi käigus saastunud aladelt korjatud ning lisaks kaubandusvõrgust ostetud metsaseentes ja -marjades. Alates 2006. aastast analüüsitakse täiendavalt ka Eesti päritolu toiduainete (tera- ja köögiviljad, liha jne) radioaktiivsust. Seega pööratakse alates 2006. aastast eelnevate aastatega võrreldes rohkem tähelepanu looduslike radionukliidide sisalduse uurimisele toiduainetes.

Merekeskkonna seires jälgitakse ^{137}Cs sisaldust merevees (Bq/m3) HELCOM-i mereseire programmi raames Eestile määratud viies statsionaarses jaamas. Lisaks määrati 2004. ja 2005. aastal kahes jaamas Paldiski ja Sillamäe lähistel ^{137}Cs sisaldus (Bq/kg) meretaimedes ja kalades.

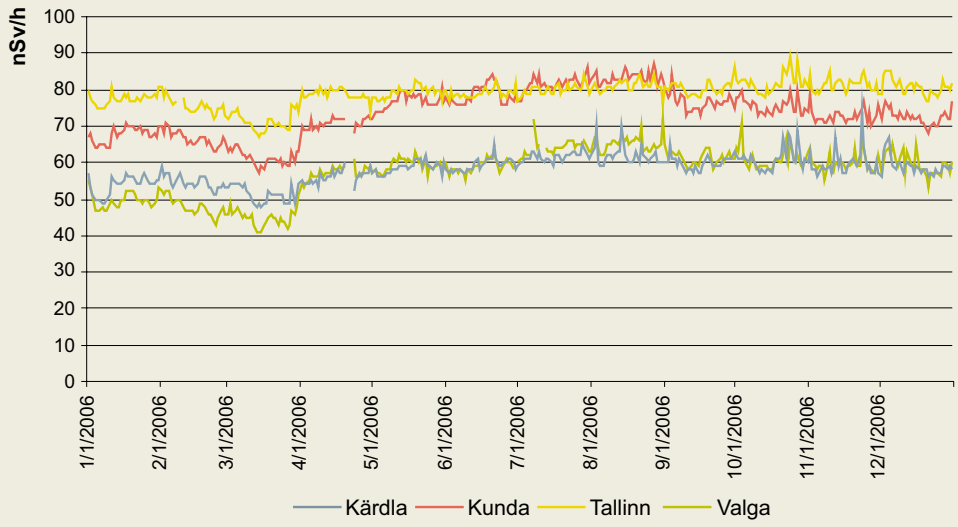
Kiirgustegevuskohtade lähialade seires analüüsiti 2006. aastal AS Silmet ja AS A.L.A.R.A objektide (vastavalt Sillamäe radioaktiivsete jäätmete hoidla ning Paldiski tuumaobjekt) ümbrusest kogutud proovides (seened, marjad, kontrollpuurkaevude vesi) ^{137}Cs ja ^{3}H sisaldus, eesmärgiga hinnata nimetatud objektide poolt keskkonda paisatud radioaktiivse saaste taset.

Seiretulemused

Atmosfäär

Automaatjaamade poolt mõõdetud summaarse gammakiirguse doosikiiruse väärtused (aritmeetiline keskmine aastate lõikes, arvutatuna päevakeskmiste alusel) aastatel 2004–2006 on esitatud teemakaardil 17. Iseloomustamaks doosikiiruse aastaringset kõikumist on joonisel 73 toodud ära Kärdla, Kunda, Tallinna ja Valga jaama gammakiirguse tase 2006. aastal kuude lõikes. Aasta keskmised gammakiirguse doosikiiruse väärtused üle vaatlusvõrgu jäid perioodil 2004–2006 vahemikku 64...80 nSv/h. Gammakiirguse looduslik varieeruvus on seejuures kuni 300 nSv/h, tase kaitsemeetmete rakendamiseks aga >1000 nSv/h. Varase hoiatamise süsteemis ette antud alarmi taset (300 nSv/h) ületavaid väärtusi ei fikseeritud üheski jaamas. Gammakiirgus on automaatjaamade andmetel põhjustatud valdavalt looduslikest radionukliididest. Kunstlike radionukliidide tekitatud doosikomponent moodustas vähem kui 10% summaarsest doosikiirusest.

Mõõtmistulemused erinevad mõnevõrra vaatlusjaamades ning kuude lõikes. Tulemusi mõjutavad aastaaeg, ilmastikuolud ning aluspinnas. Mõnevõrra kõrgemad keskmised väärtused on mõõdetud Kirde-Eestis, mis on tingitud piirkonna geoloogilisest ehitusest (aluspinnas esinevad kivimid, mis sisaldavad looduslikke radionukliide). Kõrgendatud väärtused üksikutel päevadel on põhjustatud sademete poolt atmosfäärist välja pestud peamiselt looduslikku päritolu radionukliididest. Jälgitav on ka gammakiirguse vähenemine talvisel ajal, mil lumikate neelab osaliselt maapinnast lähtuvat kiirgust.



Joonis 73. Summaarne gammakiirguse doosikiirus (nSv/h) 2006. aastal Kärdla, Kunda, Tallinna ja Valga jaamas.

2006. aastal oli ^{137}Cs tase Narva-Jõesuu ja Harku õhus vastavalt $3{,}6 \cdot 10^{-6}$ Bq/m^3 ja $1{,}5 \cdot 10^{-6}$ Bq/m^3, mis on lähedased eelmiste aastate keskmiste tulemustega nendes jaamades. Sellise õhu sissehingamisel on ^{137}Cs poolt saadav efektiivdoos allapoole taset 1 nSv aastas. ^{137}Cs sisaldus Tõravere õhus on jäänud madalamaks analüüsimeetodi tundlikkuse piirist. Põhjuseks võib olla asjaolu, et Tõravere filterseadme pumpamisvõimsus on kuus korda väiksem kui näiteks Narva-Jõesuus. ^{7}Be tase Narva-Jõesuu ja Harku õhus oli 2006. aastal vastavalt $3{,}2 \cdot 10^{-3}$ Bq/m^3 ja $2{,}2 \cdot 10^{-3}$ Bq/m^3, mis on samuti lähedane eelnevate aastate keskmisele.

Tulemuste põhjal võib järeldada, et viimasel ajal ei ole toimunud olulist kunstlike radionukliidide pihkumist atmosfääri. Õhuproovides sisalduv ^{137}Cs pärineb peamiselt intensiivsete tuumakatsetuste ajast, mis põhjustas atmosfääri globaalse saastumise radionukliididega või Tšernobõli katastroofi tagajärjel maapinnale sadenenud radioaktiivsest ainest, mida tuulte ning metsa- ja rabapõlengute käigus uuesti atmosfääri paisatakse. Sellega on seletatav ka erinevus Narva-Jõesuu ja Harku õhu ^{137}Cs sisalduses.

Jõgede vesi ning joogivesi

Kunstlike radionukliidide sisaldus jõgede vees on osutunud väga madalaks, jäädes allapoole analüüsimeetodi määramistundlikkuse läve. Viimane on kaks suurusjärku väiksem Euroopa Komisjoni soovituslikust informeerimistasemest, mis on 1 Bq/l. Joogivee proovides jäi ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H sisaldus allapoole kasutatud meetodi määramistundlikkuse taset. Võrdluseks võib nimetada, et määramistundlikkusele vastavad ^{137}Cs ja ^{90}Sr sisaldused on umbes tuhat korda väiksemad Maailma Tervishoiuorganisatsiooni WHO poolt soovitatud jälgimistasemetest. ^{3}H tase oli märgatavalt väiksem Eesti seadusandluses nimetatud radionukliidile kohaldatud piirtasemest 100 Bq/l, jäädes alla määramistundlikkuse piiri <5,7 Bq/l.

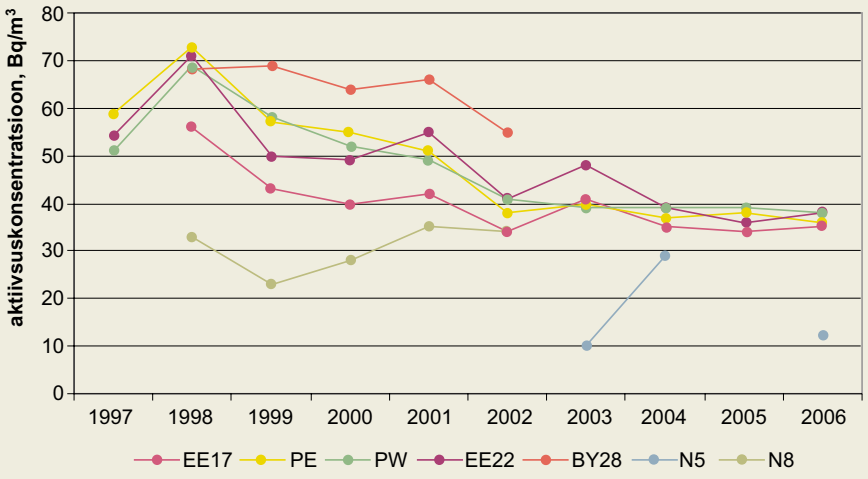
Maardus on Kambrium-Vendi põhjaveekihist toodetud joogivees läbiviidud seire kohaselt raadiumi isotoopide ^{226}Ra ja ^{228}Ra sisaldused olnud märkimisväärsed, vastavalt kuni 0,8 Bq/l ja kuni 0,6 Bq/l. Eeldades, et inimene tarbib sellist joogivett 730 l aastas, põhjustab see efektiivdoosi 0,4 mSv, mis ületab Eesti seadusandluses joogiveele kohaldatud efektiivdoosi piirtaset 0,1 mSv aastas. Kõrge raadiumi isotoopide sisaldus joogivees on seotud piirkondlike geoloogiliste iseärasustega.

Piim

Seire tulemustest võib järeldada, et praegusel ajal on Eestis toodetud piimas ^{137}Cs ja ^{90}Sr sisaldus väga madal ning nimetatud radionukliidid põhjustavad inimestele tühise efektiivdoosi. Näiteks saab väikelaps, kes tarvitab aastas 180 liitrit lehmapiima, nimetatud isotoopidest oodatava efektiivdoosi kuni 0,0006 mSv. See moodustab umbes ühe tuhandiku aastasest efektiivdoosist, mida põhjustavad loodusliku päritoluga radionukliidid. ^{137}Cs ja ^{90}Sr sisalduse jälgimine piimas on siiski väga oluline, kuna need isotoobid migreeruvad keskkonnast kiiresti toiduainetesse. Loodusliku päritoluga ^{40}K annab 180 liitri aastase piima tarbimise juures väikelapsele kuni 0,4 mSv ning täiskasvanule kuni 0,07 mSv suuruse aastase efektiivdoosi. Eesti seadusandlusest tulenevalt rakendatakse piima, joogivee ja põhitoidu tarbimisel piiranguid, kui ^{137}Cs ületab 1000 Bq/kg ning ^{90}Sr tase 100 Bq/kg.

Päevane toiduratsioon, toiduained

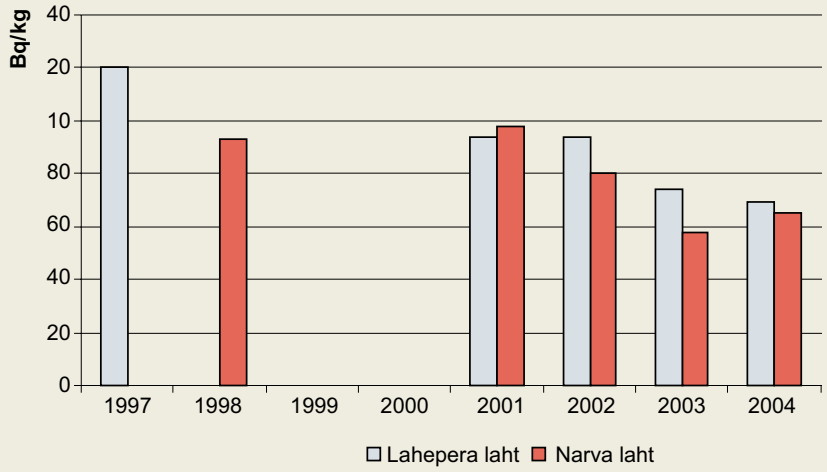
Määrangute järgi sisaldas 2006. aastast päevane toiduratsioon radionukliide ^{137}Cs ja ^{90}Sr vastavalt vähem kui 0,57 Bq ja 0,03 Bq ning ^{40}K vähem kui 130 Bq, mis on lähedased eelmiste aastate tulemustega. Looduskeskkonnas kasvanud seente ja marjade ^{137}Cs sisaldus on toodud teemakaardil 18. ^{137}Cs sisaldus teistes toiduainetes oli väga madal ning jäi enamasti alla meetodi määramistundlikkuse taset.



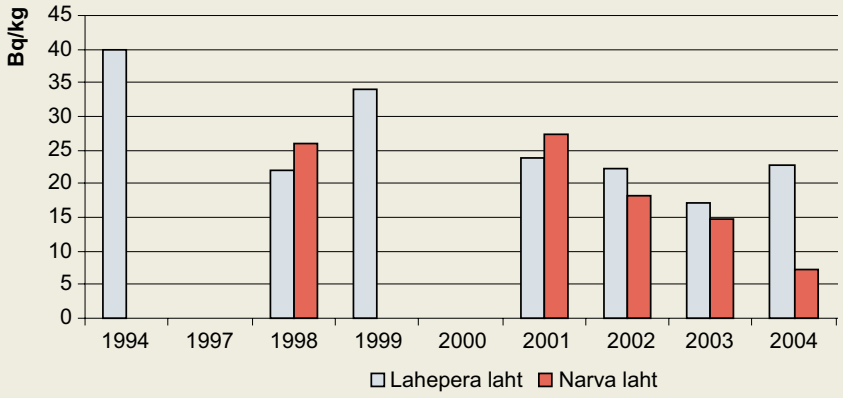
Joonis 74. ^{137}Cs sisaldus merevees (Bq/m^3) aastail 1997–2006.

Merekeskkond

Merevee radioaktiivsuse kohta on andmed alates 1997. aastast ning need on esitatud joonisel 74. Kuigi andmed samades jaamades on aastate lõikes muutlikud, võib pikemas perspektiivis täheldada mõõdukat ^{137}Cs sisalduse vähenemist. Suurimad kõikumised esinevad Narva lahes, mis on osaliselt tingitud Narva jõe poolt merre kantud puhtama vee erinevast segunemistasemest mereveega erinevatel aastatel. Välja saab tuua ka seaduspärasuse ^{137}Cs sisalduse suurenemisest idast läände, mis on ilmsel tingitud madalama ^{137}Cs sisaldusega vee sissekandest suurte jõgede poolt lahe idaosas. ^{137}Cs sisaldus kalades ja merevetikates on aastate jooksul aeglaselt vähenenud (joonised 75 ja 76), vastavalt tasemelt 12 Bq/kg kuni 7 Bq/kg ning 26 Bq/kg kuni 15Bq/kg. Sarnaselt mereveega on täheldatav, et ^{137}Cs sisaldus Soome lahe elustikus on lahe idaosas madalam kui läänepoolses osas.



Joonis 75. ^{137}Cs sisaldus merekalades (räim) Narva ja Lahepera lahes aastail 1997–2004.



Joonis 76. ^{137}Cs sisaldus vetikates (põisadru) Narva ja Lahepera lahes aastail 1994–2004 (Bq/kg kuivkaalu kohta).

Kiirgustegevuskohtade lähialad

Kiirgustegevuskohtade lähialade seire Sillamäel, Paldiskis ja Tammikul on näidanud, et radionukliidide sisaldus uuritud objektide ümbrusest kogutud keskkonnaproovides ei ületa kehtestatud piirmäärasid.

Siseõhu radooni uuringud

Monika Lepasson
Kiirguskeskus

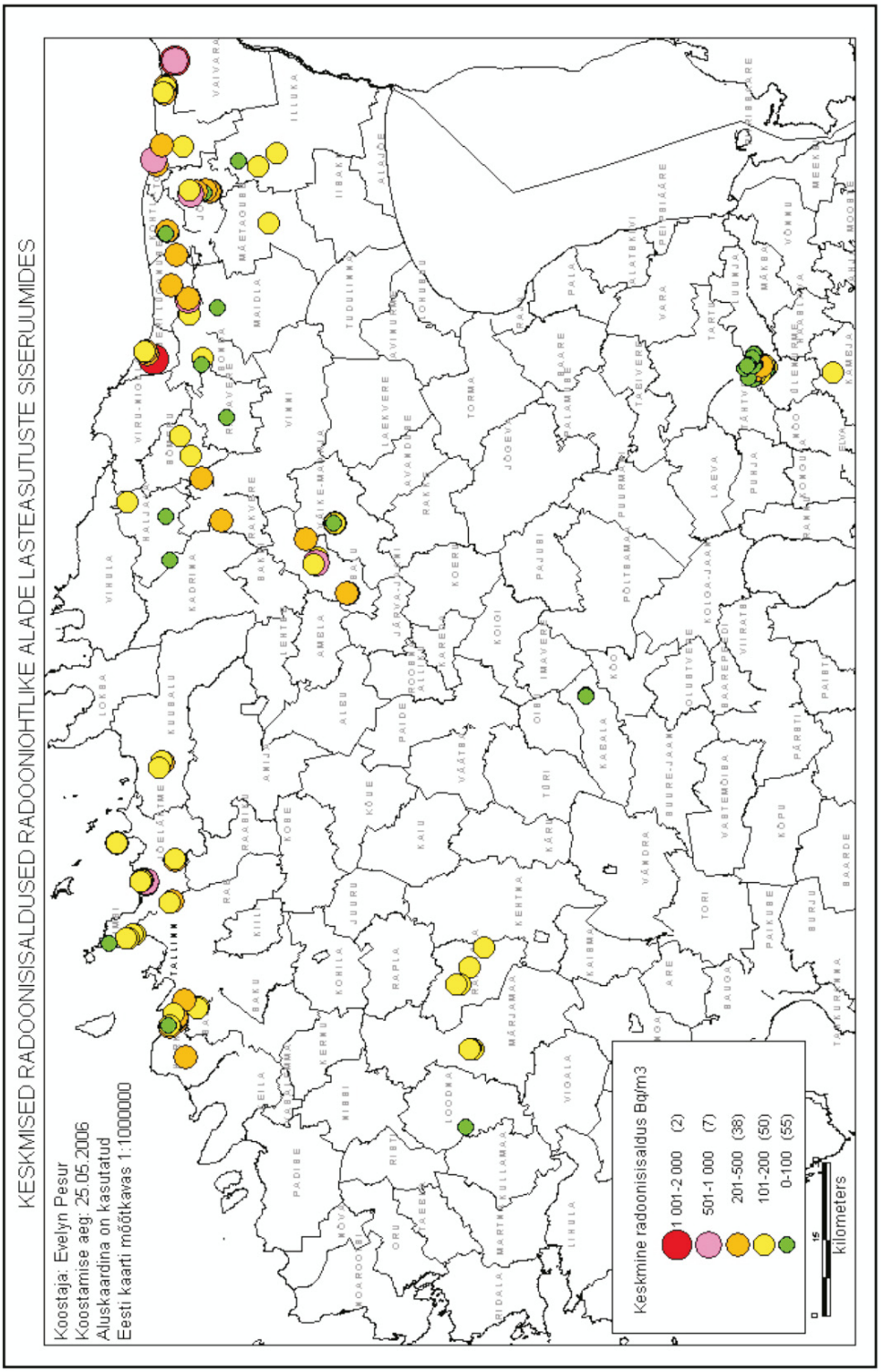
Eestis alustati süstemaatilisi siseõhu radooniuuringuid 1990. aastate alguses. Sellest ajast on läbi viidud viis põhjalikku uuringut. Tulemused on näidanud, et elamute siseõhu radoonitasemelt ja potentsiaalsete radooniohu aladelt on Eesti võrreldav Rootsi ja Soomega, mis on Euroopa ühed suurema radooniohuga riigid. Väga kõrged radoonitasemed Eesti majades on kõige sagedamini seotud diktüoneemakilda avamusaladega. Lisaks on radooniriskiga aladeks glaukoniitliivakivi ja karsti piirkonnad. Peamiselt on paiknevad radooniohtlikud piirkonnad Põhja-Eestis, kohati Lääne-Virumaal ning Tartumaal. Siseõhu radoon on elanikkonna põhiline looduskiirituse allikas. Pikaajaline elamine kõrge radoonisisaldusega hoones suurendab kopsuvähki haigestumise riski. Eesti Vabariigi standard *839:2003 Sisekliima* sätestab, et aasta keskmine radoonisisaldus uute hoonete elu-, puhke- ja tööruumides peab ruumiõhus olema väiksem kui 200 Bq/m^3. Tegemist on rahvusvaheliselt aktsepteeritud piirväärtusega.

Uurimisprojekt *Radoon majades*

Aastatel 2001–2004 viidi läbi Eesti-Rootsi ühisuuring eesmärgiga koostada Eesti alade radooniriski kaart ning teavitada elanikkonda radooniga seonduvatest probleemidest. Uuringu raames viis Kiirguskeskus Keskkonnainvesteeringute Keskuse (KIK) poolse toetusega läbi projekti *Radoon majades*. Mõõdeti üle 1500 hoone, kokku 30 vallas, mis geoloogiliste andmete ja eelnevate radoonimäärangute alusel olid käsitletavad potentsiaalsete radooniriski aladena. Uuringu andmetel jäid radoonitasemed elamutes valdade keskmistena vahemikku 58...641 Bq/m^3 (v.a Kunda – 2349 Bq/m^3), mis põhjustab inimesele aastas oodatava efektiivdoosi 1...11,3 mSv. 38% tehtud mõõtmistest ületas radoonitase piirnormi (200 Bq/m^3). Radooni aktiivsuskontsentratsiooni aritmeetiline keskmine üle kõigi uuritud majade oli 268 Bq/m^3. Kõrge radooniriskiga alad, kus radoonitasemed elamutes ulatuvad 400–1000 Bq/m^3, asuvad peamiselt Põhja-Eesti valdades, aga ka Raplamaal, Viljandimaal ja Tartumaal. Mõõduka radooniriskiga alasid, kus elamute radoonitasemed jäävad alla 400 Bq/m^3, esineb pea kõikjal üle Eesti. Radooniriski kaart on kättesaadav Kiirguskeskuse kodulehelt (http://www.kiirguskeskus.ee).

Uurimisprojekt *Radoon radooniohtlike alade lasteasutustes*

Radooniohtlikele aladele jäävate lasteasutuste kaardistamiseks mõõtis Kiirguskeskus 2005. ja 2006. aastal KIK-i toetusega radoonitaset 208 lasteasutuses, kokku 30 vallas ja linnas. Tegemist oli esimese uuringuga, kus uurimise all olid töökohad (lasteasutused). Eesmärgiks oli uurida, kui suur on radooniohtlikele aladele jäävate lasteasutuste siseõhu radoonisisaldus, hinnata radoonist põhjustatud efektiivdoose ning selgitada võimalusi radoonitaseme vähendamiseks. Uuringuks valiti piirkonnad, kus elumajades on tuvastatud kõrgeid radoonisisaldusi. Mõõtmised näitasid, et uuritud asutustest peaaegu pooltes (49%) ületab radoonisisaldus standardis sätestatud piirväärtust (joonis 77). Suurimad ületamised mõõdeti Ida-Virumaal. Ka Harjumaal ning Lääne-Virumaal osutusid radoonisisaldused lasteasutuste siseõhus sageli kehtestatud piirväärtusest kõrgemateks.



Joonis 77. Keskmised radoonisisaldused radooniohtlike alade lasteasutuste siseruumides aastail 2005–2006 läbiviidud uuringute tulemusel.

Elumajades tehtud uuringute alusel võib Eesti keskmiseks radoonist tingitud efektiivdoosiks pidada 1 mSv aastas. Mõõdetud tulemuste põhjal ning 2000 töötunni korral aastas on radoonist saadav efektiivdoos suurem Eesti keskmisest radoonist põhjustatud efektiivdoosist 81 lasteasutuses, 900 töötunni puhul 28 asutuses ning 1800 töötunni puhul 72 asutuses. Kokkuvõtteks võib hinnata siseõhu radooni kõrgenenud sisaldust Eestis oluliseks inimeste tervist potentsiaalselt negatiivselt mõjutavaks faktoriks, millega tuleb arvestada ehitus- ja planeerimistegevuste juures.

Elusilma seire

Kalev Sepp
Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut

2004–2006 riikliku keskkonnaseire aruannete põhjal koostanud Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Elusilma seire on riikliku keskkonnaseire kõige ulatuslikum ning mitmekesisem valdkond. Seireprogramm on hõlmanud oma läbiviimise ajaloo vältel (alates aastast 1994) allprogramme igal aastal 40 ringis, alates kaitsealustest selgrootutest ning lõpetades maastike seirega. Elusilma seire hõlmab praktikas ka kaugseire komponenti – suurjärvede rannaroostike ja metsade lageraiealade seiret, mis jätkavad ning täiendavad varasematel aastatel kaugseire meetodil läbi viidud uuringuid taimkatte muutuste selgitamise vallas.

Kui rääkida taksonoomilistest üksustest, siis on jälgimise all ohustatud ning kaitsealused liigid lülijalgsete, limuste, kahepaiksete, kalade, roomajate, lindude ning imetajate hulgast. Mullaelustiku seire raames on n.ö luubi all ka ussid (vihmaussid) ning mikroorganismid, seda mulla seisundi indikaatoritena. Muld koos mullaelustikuga moodustavad omaette eripärase koosluse, mis on tugevasti mõjutatav inimtegevusest, eelkõige põllumajandusest. Seetõttu on mullaelustiku seirel oluline osa põllumajandusmaastike seires nii riiklikus keskkonnaseire programmis kui põllumajanduslike keskkonnatoetuste meetme hindamisel (vt ptk *Mullastiku ja mullaelustiku uuringud…*).

Liigi tasandile lisandub koosluse ja elupaiga tase. Seiratakse erinevaid taimekooslusi, eelkõige neid, mis kuuluvad Natura 2000 ohustatud elupaigatüüpide loendisse. Rahvusvaheliselt oluliste kalaliikide seiregi on kompleksne, hõlmates lisaks konkreetsete kalaliikide arvukuse määramisele ka nende elupaiga seisundi hindamist iga liigi vajadustest lähtuvalt. Näiteks ohustatud putukate või metsakuklaste puhul on lisaks isendite või pesade hindamisele ja loendamisele oluline arvesse võtta ka ohud, mis tulenevad loodusturismist, elamupiirkondade arendusest või õhusaastest. Kuklaste seire tulemused näitavad, et kuklaseid mõjutavad nende organismi ladestunud raskmetallid, mis on pinnasesse jõudnud saastunud välisõhust.

Bioloogiline komponent on oluline osa veekogude kvaliteedi hindamisest. Veekvaliteet omandab tähtsuse eelkõige selle kaudu, kuidas ta mõjutab veekogude ja nende kallaste elustikku. Lisaks siseveekogude seireprogrammis jälgitavatele bioloogilistele kvaliteedinäitajatele saab veekogude seisundi hindamiseks lisa ka elusilma seire programmist. Veekogude veekvaliteeti ning taimekoosluste seisundit mõjutab omakorda õhusaaste, mille selgeimaks näiteks on taimestiku liigilises koosseisus toimunud muutused tööstuse õhusaaste mõjupiirkonda jäävatel rabadel Kirde-Eestis (Ploompuu, 2000; 2001; 2002). Seega ei saa elusilma seire programmi vaadata ülejäänud keskkonnaseirest eraldatuna, vaid ikka ja ainult osana tervikust.

Käesolevas väljaandes antakse lühiülevaade 2006. aastal läbiviidud ohustatud taimekoosluste seirest ning käsitletakse ka liikide ja liigirühmade seire tulemusi. Kõiki elusilma seire allprogramme käsitleva ülevaate eelnevate aastate kohta leiab elektroonilisest väljaandest *Eesti Keskkonnaseire 2004–2005*.

Liikide seire

Liikide seire tulemusi on põhjalikumalt käsitletud riikliku keskkonnaseire eelmises, elektroonilises väljaandes *Eesti keskkonnaseire 2004–2005*. Teemakaardil 19 on toodud mõningate seiratavate "paiksemate" liikide ja liigirühmade seirevõrgustik Natura 2000 alade taustal. Nagu näha, langeb suure osa seirepunktide asukoht suuremal või vähemal määral kokku Natura aladega, sest Natura 2000 alade valikul on lähtutud sellest, millistele kaitsealustele ja ohustatud liikidele nad elupaika pakuvad.

Riikliku seire andmed näitavad, et Eesti ainsa ebapärlikarbi populatsiooni seisund on katastroofiline. Kobraste tegutsemise tagajärjel on lakanud veevool osadel jõelõikudel ning karpide elupaigad on mudastunud (fotod 11 ja 12). Seiretööde läbiviija sõnul oleks vajalik neis piirkondades kopratammide lõhkumine ja kobraste arvukuse piiramine.

Riikliku keskkonnaseire ülevaates aastate 2004–2005 kohta on toodud teemakaart, millele kantud surnud/elusate ebapärlikarbi isendite suhe on teatud jõelõikudel väga suur, näidates hukkunud isendite domineerimist.

Jõevähi seire käigus selgus nimetatud liigi puudumine 2006. aastal Rannapungerja ja Põltsamaa jões. Viimasest on liik kadunud massilise haigestumise tagajärjel, mis leidis aset aastatel 2004–2005. Tugevat röövpüügi mõju vähiasurkonnale võis märgata Aheru, Luguse ja Ärma jões. Lapihaiguse ja portselanhaiguse esinemine oli seirepüükide alusel hinnatuna 2006. aastal madal.



Foto 11. Koprad laiendavad eluala ning rajavad paise ebapärlikarbi poolt asustatud jõel (2005).



Foto 12. Fotol 11 toodud paisu tõttu on veevool seirelõigul tõkestatud, karbid on mattunud rauarikka muda sisse ning enamus on hukkunud (2006).

Positiivsena võib 2006. aastast välja tuua 2000. aastal alanud euroopa naaritsa taasasustamisprogrammi ajaloo parimad seiretulemused ületalve elanud naaritsate arvu kohta. Sõraliste seire näitab põdrakahjustuste suurenemist metsades. Seda kinnitavad ka metsaseire tulemused, mistõttu on põhjust eeldada, et põtrade arvukus on Eestis selle ülemise piiri lähedal. Suurkiskjate arvukus on püsinud stabiilsena. Hallhüljeste arvukus näitab jätkuvalt tõusutrendi, kuigi 2006. aasta

seiretulemused olid 2005. aasta tulemustega samal tasemel või pisut halvemad. See võib olla tingitud suure arvukuse saavutanud hallhüljeste kohalikus populatsioonis alanud väljarändest uute elupaikade otsingul. Kõrge oli 2006. aastal ka saarmaste arvukus. Populatsiooni tugevusest annab tunnistust näiteks see, et saarmaid on tegutsemas nähtud lausa rannikumeres. Ka jõevähi seiretulemused tõendasid osadel veekogudel tugevat saarmaste (ja mingi) mõju – puuduvate või taastuvate sõrgadega vähkide osakaal väljapüükides oli suhteliselt suur.

Linnustikus suuri muutusi 2006. aastal aset ei leidnud. Võrreldes 2005. aastaga, mil näriliste arvukus oli väga kõrge, langes mitme peamiselt närilistest toituva röövlinnuliigi (kodukakk, väljaloorkull) arvukus. Viimaste aastate madalaimale tasemele on langenud kanakulli asustustihedus. Madalsoo- ja rabalinnustiku seire käigus Puhatu soostikus ei kohatud järvedel ega laugastikel mitmeid seal varemesinenud liike (järvekaur, tuttpütt, sarvikpütt, laululuik, viupart). See võib olla seotud häirimise ja salaküttimisega, kuna seiretööde läbiviijad leidsid piirkonnast padrunikesti ning intensiivse kalastamise jälgi.

Ohustatud taimekoosluste (Natura 2000 elupaigatüübid) seire

2005. ja 2006. aastal seire all olnud aladest annab ülevaate teemakaart 20. Seirealad valitakse juhusliku valiku meetodil. Alade seisundi määramiseks kasutatakse 2004. aastal väljatöötatud ning 2005. aastal esmakordselt rakendatud seisundiseire metoodikat.

2006. aasta seiretulemustes on seiretööde läbiviijad juhtinud tähelepanu madalsookoosluste ja rannaniitude halvale seisundile. Enamik seiratud madalsoid olid inimtegevusest (kuivendustööd, kraavitamine) tugevalt või mõõdukalt mõjutatud. Paljud rannaniidud seevastu olid hooldamata ja kaotamas looduskaitselist väärtust. Ka madalsoode ja rabade linnustiku seire näitab madalsoo- ja rabamaastike muutumist – nii on Männikjärve rabas alates 1990. aastate keskpaigast jälgitav haudelinnustiku liigilise koosseisu vaesumine ja arvukuse vähenemine. Selle üheks põhjuseks võib olla raba puistumine. Rabade puistumine on tingitud õhusaastest. Kui looduslikus seisundis rabas suudavad kasvada vaid vähenõudlikud ning toiteainete nappust taluvad liigid, siis rabaaladele õhusaaste kaudu kanduvad lämmastiku- ja fosforiühendid tekitavad seal soodsad kasvutingimused ka nõudlikemale puuliikidele.

Rannaniitude haudelinnustiku seiretulemused, mille kohaselt avamaastikku asustavate liikide osakaal (nt kurvitsalised, rägapart, ristpart, luitsnokk-part) jätkuvalt väheneb, on seotud rannaniitude kinnikasvamisega. See on otseselt tingitud karjatamise ja niitmise lõpetamisest rannaniitudel.



Foto 13. Vaade Põhjaka rabale (september 2006).

2006. aasta seirearuandes on välja toodud Põhjaka raba (foto 13) kirjeldus, mille kohaselt on sealse koosluse taastamine sisuliselt võimatu. Raba seisundit on negatiivselt mõjutanud eelkõige kuivendamine. Piirkonda ümbritseb metsakuivendusvõrk ja läbivad kuivenduskraavid. Raba on metsastumas, seda nii kuivendamise kui ka tõenäoliselt suurenenud õhusaaste tõttu. Seevastu Saessaare seirealal paikneb otsesest inimetegevusest puutumata raba, mida ümbritsevate alade metsakuivenduskraavid mingil määral siiski mõjutavad. Et vältida raba servaalade metsastumist, on seiretööde läbiviija teinud ettepaneku metsakuivendussüsteemide rabapoolse osa taastamisest loobuda ning need kraavid pigem sulgeda.

2006. aastal vaadeldud metsaaladest toodi välja Imukvere laanemets (foto 14). Kahjuks on suurem osa metsast maha raiutud, kuigi tegemist on seiraja hinnangul väärtusliku metsaalaga. Seiretööde läbiviija on teinud ettepaneku, mille kohaselt säilinud osa tuleks vääriselupaigana võtta kaitse alla. Kaitseväärtuse poolest hinnati kõrgeks ka seireala Kääpa maastikukaitsealal, mis on hoolimata mõõdukast kuivendamisest ning puude langetamisest oma väärtuse säilitanud. Tegemist on maastikuliselt ja metsa elupaigatüüpide esindatuse poolest mitmekesise alaga. Aruandes soovitatakse seireala soometsad jätta looduslikule arengule ja loobuda kuivendussüsteemide rekonstrueerimisest.



Foto 14. Imukvere laanemets. Kuivemas puistus kasvab vanadel haabadel kaitsealune samblaliik sulgjas õhik (*Neckera pennata*) (juuli 2006).

Otepää metsakoosluste seireala number 1 palutakse seirealade nimekirjast aga välja arvata. Tegemist on pargialaga, mida ümbritsevad tehnorajatised ja seda ei tohiks käsitleda Natura 2000 metsabiotoobina. Ka Pilkuse metsa seireks määratud alal ei leitud Natura 2000 elupaigatüüpide kaitse seisukohalt midagi väärtuslikku. Samas märgib spetsialist, et seireala ümbritseb ja piirab ulatuslik ning elupaigatüübi esindajana väärtuslik sinilillesaarik, mille väärtuse säilitamiseks oleks vaja korrigeerida rakendatavaid metsamajanduslikke meetodeid. Arendajatel tuleks olla tähelepanelik Otepää suusastaadioni vahetus läheduses paiknevate metsaalade puhul, kuna need metsad esindavad piirkonna metsakoosluste mitmekesisust. Vahelduvate laikudena on esindatud sürjametsad, salumetsad, laanemetsad ja mitmesugused soostunud metsad. Seetõttu tuleks antud piirkonnas vältida võistlusspordiradade rajamist.

Niidukooslustest olid seire all kuivad nõmmed, kuivad aruniidud, niisked aruniidud, luhaniidud, rannaniidud, loopealsed ja puisniidud. Nagu eespool juba märgitud, hinnati rannaniitude seisund üldiselt halvaks. Mustjõe seireala oli aruande koostaja sõnul täielikult pilliroogu täis kasvanud ning sisuliselt muutunud linnalähedaseks prügimäeks. Rootsivere–Nautse rannaniidul teostati seiret kolmel alal. Kõikidel aladel oli rannaniidule iseloomulik taimestik praktiliselt hävinud, alad tihedalt pilliroogu kasvanud, mistõttu alad ei vasta elupai-

gatüübi nõuetele. Alade taastamiseks oleks vajalik pidev roo niitmine ja karjatamine. Ka Väikese Väina ümber paiknevad seirealad olid suuremas osas kaotanud rannaniitudele iseloomuliku ilme ning roostunud. Vähesel määral on rannaniitudele iseloomulikku taimestikku säilinud Väikese Väina seireala 1 idaosas, kus on varutud pilliroogu. Väikese Väina seirealal 2 oli iseloomulikku taimestikku säilinud Nenu küla all paiknevas seirepunktis, kus on ajuti niidetud pilliroogu ning ilmselt varem ka loomi karjatatud. Seiretööde aruandes öeldakse, et kõikide nende alade taastamiseks ja säilitamiseks on vaja tagada pidev rooniitmine ja karjatamine. Rannaniitudest osutusid kõige väärtuslikemateks ja paremas seisundis olevateks Kiideva 2. ja 3., Käärme ning Saanalahe seireala. Kiideva 2 ja 3 ning Saanalahe on majandatavad alad ning seisundi säilitamiseks on vajalik senise tegevuse jätkamine. Kiideva 1. seireala ei omanud 2006. aasta seireruandes toodu kohaselt erilist floristilist väärtust ega tähtsust elupaigatüübi esindajana, kuid kuna Kiideva rannaniidu seirealad 2 ja 3 on heas seisundis, tuleks teha jõupingutusi ka selle osa hooldamiseks – ala vajab iga-aastast niitmist ja soovitavalt karjatamise taastamist. Käärme seirealal on vajalik roo niitmine ning karjatamise jätkamine (foto 15).



Foto 15. Käärme rannaniit (oktoober 2006).

2006. aastal seiratud nõmmedest on Borrby kõrge looduskaitselise väärtusega ala, kuid kohapeal teostatud vaatluste alusel moodustas nõmmedele iseloomuliku taimestikuga ala Natura-alade andmebaasi kaardil märgitust vaid *ca* 2%. Ülejäänud ala katab kadastik ning metsatukad. Vältimaks ala kinnikasvamist, tuleks kiiresti alustada männide ja kadakate piiramist, vähesel määral võiks lubada ka lammaste karjatamist. Niisketest aruniitudest osutusid esinduslikemateks ja paremas seisundis olevateks Paope loo ja Jäola seireala. Paope lool tuleks jätkata senist majandamist. Jäola niidul tuleb alustada kiiresti niitmise ja puude eemaldamisega, kui soovitakse puisniitu taastada. Halvas seisundis ja väheesinduslikeks osutusid aga Haavakannu 1. ja 2. seireala, Paraspõllu ning Kareda seireala. Nende alade seisundi taastamiseks ja säilitamiseks oleks vajalik alustada alade majandamist, eelkõige niitmist, aga ka karjatamist.

Luhaniitudest võib kaitseväärtuslikkuse osas välja tuua Jõku jõe Pikasilla luhad. 2006. aastal seirati Jõku jõel kolme luhaniitu. Kõiki niite, eelkõige aga väärtuslikumat keskmist ja põhjapoolset ala, tuleks nende seisundi taastamiseks-säilitamiseks niita. Lõunapoolset niitu on mõjutanud kuivendamine ja ümbritsevatelt põldudelt valgunud väetiserikkad veed. Keskmise niidu idapoolsetel aladel paiknevatel endistel heinamaadel oli näha ATV-rada. Seiretööde läbiviija rõhutab, et ATV-dega ei tohi mingil juhul luhal sõita. Põhjapoolsemal niidul väärib märkimist omapärane floora. Idapoolsel alal paikneb liigirikas allikasoomets, kus kasvavad ka näiteks sellised kaitsealused liigid nagu ainulehine sookäpp, vööthuul-sõrmkäpp ja suur käopõll (foto 16).



Foto 16. Jõku allikasoomets, käpaliste kasvukoht (juuli 2006).

Kasari jõe luhad on säilitanud oma loodusliku ilme, taimestiku koosseis on mitmekesine ja luhaniitudele iseloomulik. Luhad kuuluvad Linnuraba looduskaitseala koosseisu ning on looduslike lammisoode levialana koos muu seotud maastikukompleksiga (metsad ja madalsood) geobotaanilisest, looduskaitselisest ja ka esteetilisest seisukohast kõrge väärtusega alad. Kuna karjatamist luhtadel tõenäoliselt taastada ei ole võimalik, siis kujunevad neist loodusliku arengu käigus lammisoometsad ja ühtlasi väheneb valgusnõudlike liikide osakaal. Seirearuandes soovitatakse jätta luhad looduslikule arengule ning piirata võsa laienemist. Tähelepanuväärsed on Piusa jõe luhad, mille puhul on tegemist väga vanade pärandkultuurmaastikega. Botaanilisest seisukohast on alad keskmise kuni kõrge väärtusega. Lisaks on luhad olulised elupaikadena lindudele ja kahepaiksetele. Säilitamaks alade esteetilist väärtust, tuleks hoida ala avatuna ning tõrjuda võsa. Niitmist on ilmselt raske korraldada, kuna ala on raskesti ligipääsetav ja mätlik.

Rannaküla loopealne Laimjala vallas on 2006. aasta seirearuandes mainitud kui mitmekesise taimestikuga looala, mida ohustavad kadastiku ja mändide pealetung majandustegevuse katkemise tõttu. Ala väärib taastamist, mistõttu tuleks kiiresti alustada alal kadakate ja mändide piiramise ja karjatamisega. Sama kehtib Lepiku seireala kohta, mille seisund on pisut parem kui Rannaküla loopealsel. Ka Türni seireala omab loodude elupaigatüübi esindajana kõrget väärtust, samuti on ala kõrge looduskaitselise väärtusega. Ala säilitamiseks on vaja kiiresti alustada karjatamist ja mändide ning kadakate eemaldamist. Kiiret sekkumist nõuab ka Võrsna seireala, mis kujutab endast fragmenti kunagisest ulatuslikust looalast, mis nüüdseks on kattunud männikuga. Ala on kõrge väärtusega ja esinduslik ning väärib taastamist. Selleks tuleks eemaldada mände ning alustada alal karjatamist. Pakri seirealal on näha väga kiiret mändide ja kadakate pealetungi. Mändide ja kadakate pealetung on olnud väga kiire ning nende katvus on aastate jooksul oluliselt suurenenud. Tegemist on floristiliselt väärtusliku looalaga, mille säilitamiseks tuleks alustada kadakate ja mändide eemaldamist ning karjatamist.



Foto 17. Ehmja-Turvalepa puisniit (september 2006).

Laelatu majandatava puisniidu seirealal olulisi muutusi võrreldes varasemate seirekordadega 2006. aastal toimunud ei olnud. Vahenurme puisniidul oli keskmine liigirikkus pisut suurenenud võrreldes 2001. aasta seirekorraga. Nimetatud alad on väga heas seisundis ja esinduslikud, seisundi säilitamiseks on vajalik seniste tegevuste jätkamine. Arupealse puisniidul on niitmist taasalustatud mõned aastad tagasi, ala on väärtuslik nii esteetilisest kui geobotaanilisest ja floristilisest vaatevinklist. Alal tuleb jätkata senist tegevust.

Ehmja-Turvalepa puisniitu saab 2006. aasta seisuga puisniiduks nimetada vaid tinglikult, sest majandamine on seal lõppenud ligikaudu 20–30 aastat tagasi ning ala meenutab pigem hõredat soostunud lehtmetsa (foto 17). Osa alast oleks võimalik ressursside olemasolul (ala on raskesti ligipääsetav) puisniiduna taastada ja majandada. Tuhu-Kiska seireala on olnud majandamata hinnanguliselt viimased 30–40 aastat, kuid ala on floristiliselt huvitav ja väärtuslik, selle taastamiseks ja seisundi parandamiseks tuleks kiiresti alustada niitmise ja karjatamisega.

Maastikud

2006. aastal viidi põllumajandusmaastike seiret läbi Ühtri, Tuudi, Ervita ja Audru seirealadel. Üldise tendentsina paistab silma söötis alade vähenemine ning metsamaa osakaalu suurenemine, viimane peamiselt põõsastiku ülemineku tõttu lehtpuumetsa klassi. Põllumajanduslikult kasutatavatel maadel on suurenenud rohumaade osakaal, seda eriti Audrus ja Ühtris. Ühtri (Hiiumaa) paistab silma ka selle poolest, et seal on oluliselt suurenenud puiskarjamaade pindala. Võrreldes eelmise seirekorraga on seirealadel suurenenud aiamaa osakaal suurte kartulipõldude arvelt. Kartulit kasvatatakse nüüd pigem oma tarbeks koos teiste köögiviljadega majalähedasel aiamaal. Põldude ja teede vahele jäetavad puhverribad on seirealadel väga kitsad ning põllud on üles haritud maksimaalses ulatuses.

Samale suundumusele viitavad ka maaelu arengukava põllumajanduslike keskkonnatoetuste meetme hindamise raames läbiviidud põllumajandusmaastike seire tulemused. 2007. ja 2004. aastal oli põllumajanduslike keskkonnatoetuste meetme hindamise raames seire all 12 ala kaheksas maakonnas. Seirearuandes on väljendatud muret, et enamikel testaladel puudub tee ja põllumaa vaheline puhverriba, mis muuhulgas vähendab nii kimalaste kui põllukahjureid ohjavate parasitoidide toidubaasi (EMÜ põllumajandus- ja keskkonna-

instituut, 2006). Sarnaselt riikliku keskkonnaseire tulemustega näitas ka põllumajanduslike keskkonnatoetuste meetme seire rohumaade pindala kasvu (põldude arvelt) ning söötis alade vähenemist (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2007).



Foto 18. Maalihe Ontika seirealal: maastikuprofiil 2004. a.



Foto 19. Maalihe Ontika seirealal: maastikuprofiil 2006. a.

Rannikumaastike seire toimus 2006. aastal Mahu, Ontika ja Narva-Jõesuu seirealadel. Tegemist oli 2000. aastate alguses teostatud seire kordusega. Võrreldes eelmise seirekorraga olid vaadeldavad erinevused maakattes ning paigaselises struktuuris väikesed. Üldise tendentsina saab välja tuua roostike, metsamaa ja põõsastega rohumaa (võsa) laienemise, mis on otseselt tingitud majandamistegevuste lakkamisest rannikualadel. Vähenenud on ka põllumaa pindala. Seega toetavad rannikumaastike seire tulemused rannaniitude seiretulemusi, mille kohaselt on meie rannaniidud kaotamas oma iseloomulikku ilmet ning kaitseväärtust inimtegevuse lõppemise tõttu neil aladel. Intensiivsed muutused on toimunud Ontika maastikuprofiilil (fotod 18 ja 19), kus kõrgvee tasemega kaasnev kulutus ehk abrasioon, klindi varingud ja maalihked põhjustavad klindialuse pangametsa vööndi vähenemist.

Kasutatud kirjandus

All, T. 2004. Eesti on Baltimaade juhtiv seismilise keskkonna jälgija. Keskkonnatehnika 4/2004. Tallinn. lk.60–63.

Anderson, D. Introduction to Heavy Metal Monitoring. Centre for Ecology and Hydrology. Online. 13/10/2003, http://www.heavymetals.ceh.ac.uk/resources/CEH_hm_intro.PDF

Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., Karlsson, S. 2003. Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition. Water, Air, and Soil Pollution 147: 343–366.

Berg, T., Hjellbrekke, A., Rühling, Å., Steinnes, E., Kubin, E., Larsen, M.M., Piispanen, J. 2003. Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. TemaNord, 505: 35 pp.

Eesti Elektrijaama 8. ploki ja Balti Elektrijaama 11. ploki renoveerimisprojekti keskkonnamõju hindamine. I osa – Keskkonnamõju hindamise aruanne. 2002. Jõhvi, TPÜ ökoloogia instituut, Kirde-Eesti osakond. 110 lk.

Eesti Keskkonnaseire 2003. Tartu Ülikool. 2004. 56 lk.

Eesti Keskkonnaseire 2004–2005. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Elektrooniline väljaanne (pdf). 2006. 223 lk. ISSN 1736-4434.
Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/5060_Keskkonnaseire04_05.pdf

EKUK, 2005. Riikliku keskkonnaseire alamprogramm. Sademetekeemia uuringud Põhja- ja Lääne-Eestis. Lepingulise töö nr M-13-6-200/ aruanne. Koostanud N. Kabral. Tallinn 2007. Käsikiri keskkonnaministeeriumis.

EKUK, 2006. Riikliku keskkonnaseire alamprogramm. Sademetekeemia uuringud Põhja- ja Lääne-Eestis. Lepingulise töö nr M-13-6-2006/ aruanne. Koostanud N. Kabral. Tallinn 2007. Käsikiri keskkonnaministeeriumis.

EKUK, 2007. Riikliku keskkonnaseire alamprogramm. Sademetekeemia uuringud Põhja- ja Lääne-Eestis. Lepingulise töö nr M-13-6-200/ aruanne. Koostanud N. Kabral. Tallinn 2007. Käsikiri keskkonnaministeeriumis.

EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2006. MAK PKT meetme hindamise aruanne. Kimalaste mitmekesisuse ja arvukuse 2006. aastal teostatud uuringu kokkuvõte. Vastutav täitja M. Mänd. Käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses.
Internet: http://pmk.agri.ee/pkt/index.php?valik=55&keel=1&template=template_test.html

EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2007. MAK PKT meetme hindamise aruanne. Indikaatori *Maastiku struktuuri muutused punkt-, joon- ja pindelementides* olukorra välikaardistamine ja digitaliseerimine 2007. aastal ning 2004. ja 2007. aasta seire tulemuste analüüs. Vastutav täitja K. Sepp. Käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses.

Frey, J., Frey, T., 2007. Kompleksseire Saarejärvel. Leping nr K-13-6-2005/1219. Aruanne. IM Saare. 37 lk. Käsikiri Keskkonnaministeeriumis.

Gydesen, H., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Rühling, Å. 1983. Moss analyses used as a means of surveying the atmospheric heavy-metal deposition in Sweden, Denmark, and Greenland in 1980. Bulletin 1670. National Swedish Environmental Protection Board. 44 pp.

Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Williams, P., De Temmerman, L. and the participants of the ICP Vegetation. 2005. Air Pollution and Vegetation. ICP Vegetation Annual Report 2004/2005. Centre for Ecology & Hydrology, Bangor, UK. 41 pp.

Heavy Metals in European Mosses: 2000/2001 Survey. 2003. Centre for Ecology & Hydrology, Bangor, UK. 45 pp.

Jaanus, A., A. Andersson, S. Hajdu, S. Huseby, I. Jurgensone, I. Olenina, N. Wasmund and K. Toming, 2007. Shifts in the Baltic Sea summer phytoplankton communities in 1992–2006. HELCOM Indicator Fact Sheets 2007. Online. 21/09/2007, http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover/.

Joogivee kvaliteedi-ja kontrollnõuded ning analüüsimeetodid. Sotsiaalministri määrus nr 82, 31.07.2001.a

Kaasik, M., Liblik, V., Kaasik H. 1999. Long-term deposition patterns of airborne wastes in the north-east of Estonia. Oil Shale, 16/4, pp. 315–329.

Kannukene, L., Liiv, S., Sander, E., Tarand, A. 1991. Raskemetallid Eesti sammaldes. Kog. Botaanika ja ökoloogia. Tallinna Botaanikaaia uurimused IV. Tallinn. 148–161 lk.

Karro, E., Haamer, K. 2003. Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksi looduslikult kõrge fluoriidisisaldus. Rmt: Plado, J., Puura, I. (toim.). Eesti geoloogia uue sajandi künnisel. Eesti Geoloogia Selts ja Tartu Ülikooli geoloogia instituut. Tartu, 2003, 14–17.

Karro, E., Marandi, A., Haamer, K. 2003. Fluoriidi sisaldus põhjavees. Aruanne. Tartu Ülikool. Käsikiri Keskkonnaministeeriumis.

Karro, E., Rosentau, A. 2005. Fluoride levels in the Silurian-Ordovician aquifer system of western Estonia. Fluoride, 38(4), 307 - 311.

Keskkonna- ja sotsiaalmajanduslike mõjude hindamise aruanne. I järk: Maantee taastusremondi projekt. EV Maanteeamet, TÜ geograafia instituut, november 1999.
Internet: 12/10/2006, http://www.geo.ut.ee/maantee/aruanne.html

Keskkonnaülevaade 2005. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn 2005. 128 lk. ISSN 1736-2272.
Internet: http://www.keskkonnainfo.ee/publications/97_PDF.pdf

Knuuttila, S. et al., 2006. Assessment of the state of Gulf of Finland environment (1996-2006). Scientific Seminar "Support to the Management of Gulf of Finland Ecosystem -Key Topics of Scientific Research" Dedicated to the 10th Anniversary of the Gulf of Finland Year 1996. 22-23 November 2006, Tallinn

Kohv, N., Roots, O., Liiv, S., Laius, V., 2001 Õhk. Kogumikus: Eesti keskkonnaseisund XXI sajandi lävel. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn 2001.

Liiv, S., Kaasik, M. 2004. Trace Metals in Mosses in the Estonian Oil Shale Processing Region. Journal of Atmospheric Chemistry, 49: 563-578.

Liiv S., Sander E. 2006. Raskmetallide sadenemise bioindikatsiooniline hindamine. Töövõtulepingu nr M-13-6-2005/384, 19.05.2005.a aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 38 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv, S., Sander, E., Eensaar, A. 1996. Atmosfäärse raskmetallisaaste hindamine sammalde abil. Tallinn. 63 lk.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 1997. Seire alamprogrammi Õhuseire alamprojekt Bioindikatsioon. Leping nr. 11M, 11.03.96. a. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 58 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 1999. Raskemetallide sisaldus harilikus palusamblas ja harilikus laanikus. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 57 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 2000. Raskemetallide sisaldus harilikus palusamblas ja harilikus laanikus. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 44 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 2002a. Atmosfäärse raskmetallisaaste hindamine sammalde abil. Leping Keskkonnaministeeriumiga nr 1-5/81. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 61 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv, S., Sander, E., Eensaar, A. 2002 b. Raskmetallide sadenemise bioindikatsiooniline hindamine. Kogumikus: Eesti Keskkonnaseire 2001. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium. Tartu. Lk. 33 – 34, 168 – 169.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 2003. Raskmetallide sadenemise bioindikatsiooniline hindamine (Raskmetallide sisaldus samblas Kirde-Eestis). Leping Keskkonna-ministeeriumiga nr 1-5/81. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 51 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 2004. Raskmetallide sisaldus Tallinna ümbruse samblas. Leping Keskkonnaministeeriumiga nr. 1-5/251, 08.05.2002. a. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 21 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 2005. Raskmetallide sisaldus Kohtla-Järve, Pärnu, Viljandi ja Tartu piirkonna samblas. Leping Keskkonnaministeeriumiga nr. 1-5/251, 8.05.2002. a. Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 46 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Liiv S., Sander E., Eensaar A. 2007. Raskmetallide sadenemise bioindikatsiooniline hindamine. Leping Keskkonna-ministeeriumiga nr M-13-6-2006/303, 08.05.2006.a Aruanne. Tallinna Botaanikaaed. 51 lk. Käsikiri Tallinna Botaanikaaias.

Mäemets, H., Trei, T. Järvede ja jõgede taimestik. Maaülevaade. Bioloogilise Mitmekesisuse Teabevõrgustik.
Internet: http://btv.eelis.ee/ biomultifarious/country/aquatic_vegetation

OÜ Tartu Keskkonnauuringud, 2006. Sademetekeemia uuringud Lõuna-Eestis. Riikliku seire aruanne. Töövõtuleping nr M-13-6-200/ aruanne. Koostanud A. Merilo ja H. Iher. Tartu 2006. Käsikiri keskkonnaministeeriumis

OÜ Tartu Keskkonnauuringud, 2007. Sademetekeemia uuringud Lõuna-Eestis. Riikliku seire aruanne. Töövõtuleping nr M-13-6-2006/246 aruanne. Koostanud A. Merilo ja H. Iher. Tartu 2007. Käsikiri keskkonnaministeeriumis

Pajuste, K., Frey, J., Asi, E., 2006. Interactions of atmospheric deposition with coniferous canopies in Estonia. Environmental Monitoring and assessment (2006) 112: 177–196.

Pajuste, K., Iher, H., Truuts, T., Kört, M., Kivistik, M., Uri, M., Kolk, R., 2002 Sademete keemia. Kogumikus Eesti keskkonnaseire 2001. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium, 2002.

Pappel. P., 2006. 2006.a. kahepaiksete seire aruanne. Riikliku keskkonnaseire elusloodu se mitmekesisuse ja maastike seire programm. Aruanne. MTÜ Põhjakonn. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuses. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=217298264

Pets, L. I., Vaganov, P. A., Knoth, I., Haldna, Ü., Schwenke, H, Schnier, C. and Juga, R. 1985. Mikroelementõ v zolah slantsa-kukersita pribaltiiskoj GRES. Oil Shale, 2/4, pp. 379–390.

Ploompuu, T., 2000. Rabade seire. Riikliku keskkonnaseire elusloodus mitmekesisuse ja maastike seire programm. Aruanne. Tallinna Ülikool. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehokeskuses. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=2018756883

Ploompuu, T., 2001. Rabade seire. Riikliku keskkonnaseire elusloodus mitmekesisuse ja maastike seire programm. Aruanne. Tallinna Ülikool. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehokeskuses. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=2018756883

Ploompuu, T., 2002. Rabade seire. Riikliku keskkonnaseire elusloodus mitmekesisuse ja maastike seire programm. Aruanne. Tallinna Ülikool. Käsikiri Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehokeskuses.
Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=2018756883

Rühling, Å., Tyler, G. 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss Hylocomium splendens (Hedw.) Br. et Sch. Oikos, 21: 92–97.

Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kvietkus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E., Steinnes, E. 1992. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe in 1990. Nord, 12. 41 pp.

Rühling, Å. (ed) *et al*,. 1994. Anderson, D. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe – estimation based on moss analysis. Nord, 9: 60 pp.

Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A., Steinnes, E. 1987. Survey of Atmospheric Heavy Metal Deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. Nord, 21. 44 pp.

Rühling, Å., Steinnes, E., Berg, T. 1996. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe in 1995. Nord, 37. 46 pp.

Rühling, Å., Steinnes, E. (eds.). 1998. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe 1995–1996. Nord, 15. 66 pp.

Rühling, Å., Tyler, G. 1969. Ecology of heavy metals – a regional and historical study. Botaniska Notiser, 122: 248–259.

Saava, A., Ratnik, V., Uibo, M. 1973. Eesti vete mikroelementide tähtsus patoloogias. Eesti Loodus 10: 606–608.

Saava, A., Indermitte, E. 2005. Kas meie vesi võib tervist ohustada. Eesti Loodus 4: 16–19. Internet: http://www.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/artikkel1069_1062.html

Salmi, T., Määttä, A., Anttila, P., Ruoho-Airola. T. and Amell, T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Excel template application MAKESENS. In Publication on Air Quality 31, Finnish Meteorological Institute, Helsinki p. 1–35.

Sansalone, J.J., Glenn, D.W. III, Tribouillard, T. 2003. Physical and chemical characteristics of urban snow residuals generated from traffic activities. Water, Air, and Soil Pollution, 148: 45–60.

Shevchenko, V., Lisitzin, A., Vinogradova, A. and Stein, R. 2003. Heavy metals in aerosols over the seas of the Russian Arctic. The Science of The Total Environment, 306, 1–3: 11–25

Toming, K. & A. Jaanus. Selecting potential summer phytoplankton eutrophication indicator species for the northern Baltic Sea. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology. Ecology, in press.

Treier, K., Pajuste, K., and Frey, J., 2004. Recent trends in chemical composition of bulk precipitation at Estonian monitoring stations 1994–2001. Atmospheric Environment. Volume 38, Issue 40, December 2004, Pages 7009–7019. Elsevier Science B.V.

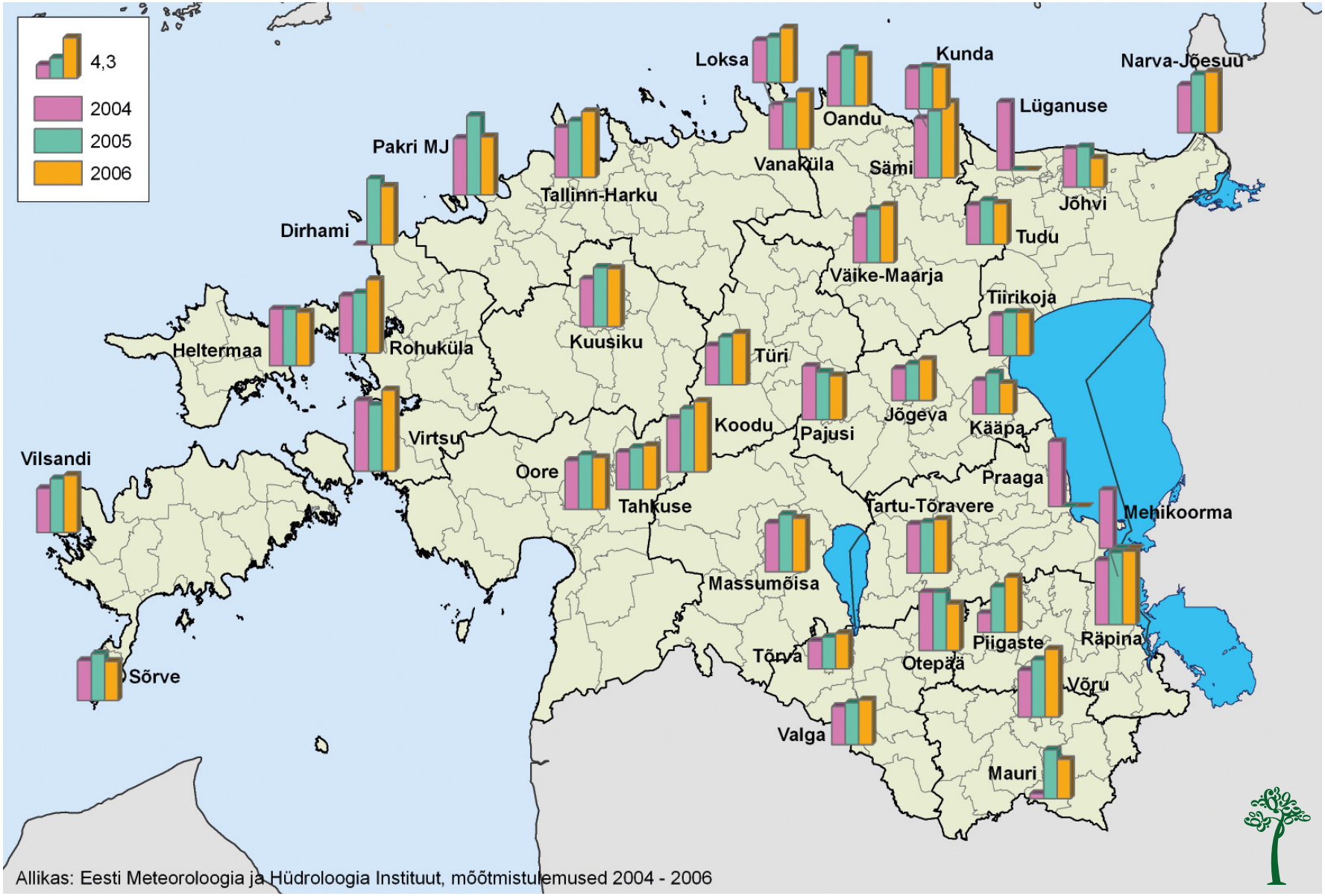
Treier, K., Kabral, N. and Frey, J. 2007. Changes in chemical composition of bulk precipitation at Estonian monitoring stations 2000–2006. Oil Shale (submitted).

UN/ECE 1998. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hamburg. 1998. Programme Coordinating Center, UN/ECE: ICP Forests.

Zechmeister, H.G., Grodzinska, K., Szarek-Lukaszewska, G. 2003. Bryophytes. In: Bioindicators and Biomonitors. Elsevier. Oxford, UK. Pp 329–375.

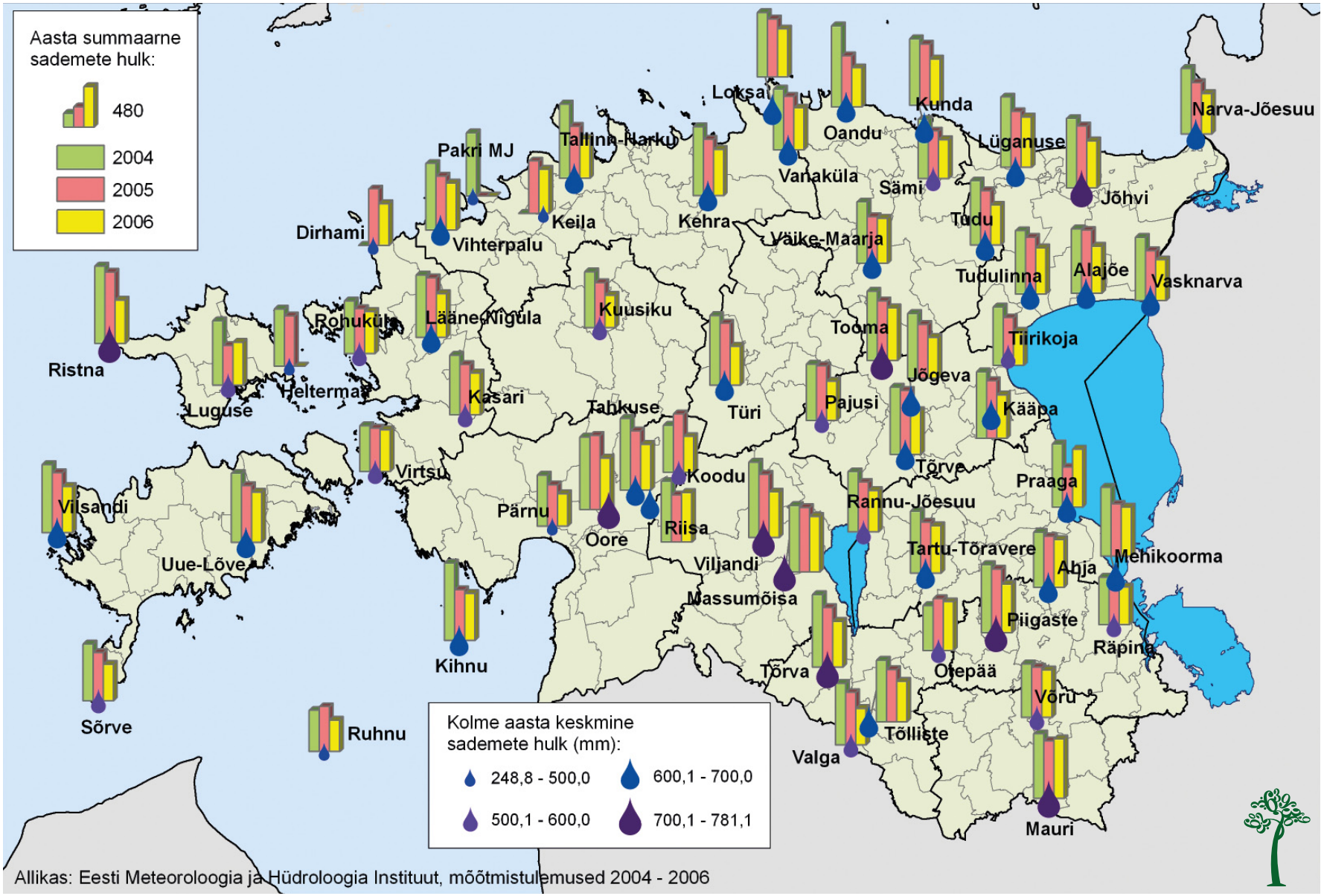
WHO, 2004. Guidelines for drinking-water quality.
Internet: http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf

Aasta keskmine temperatuur EMHI mõõtejaamades 2004–2006 (˚C)

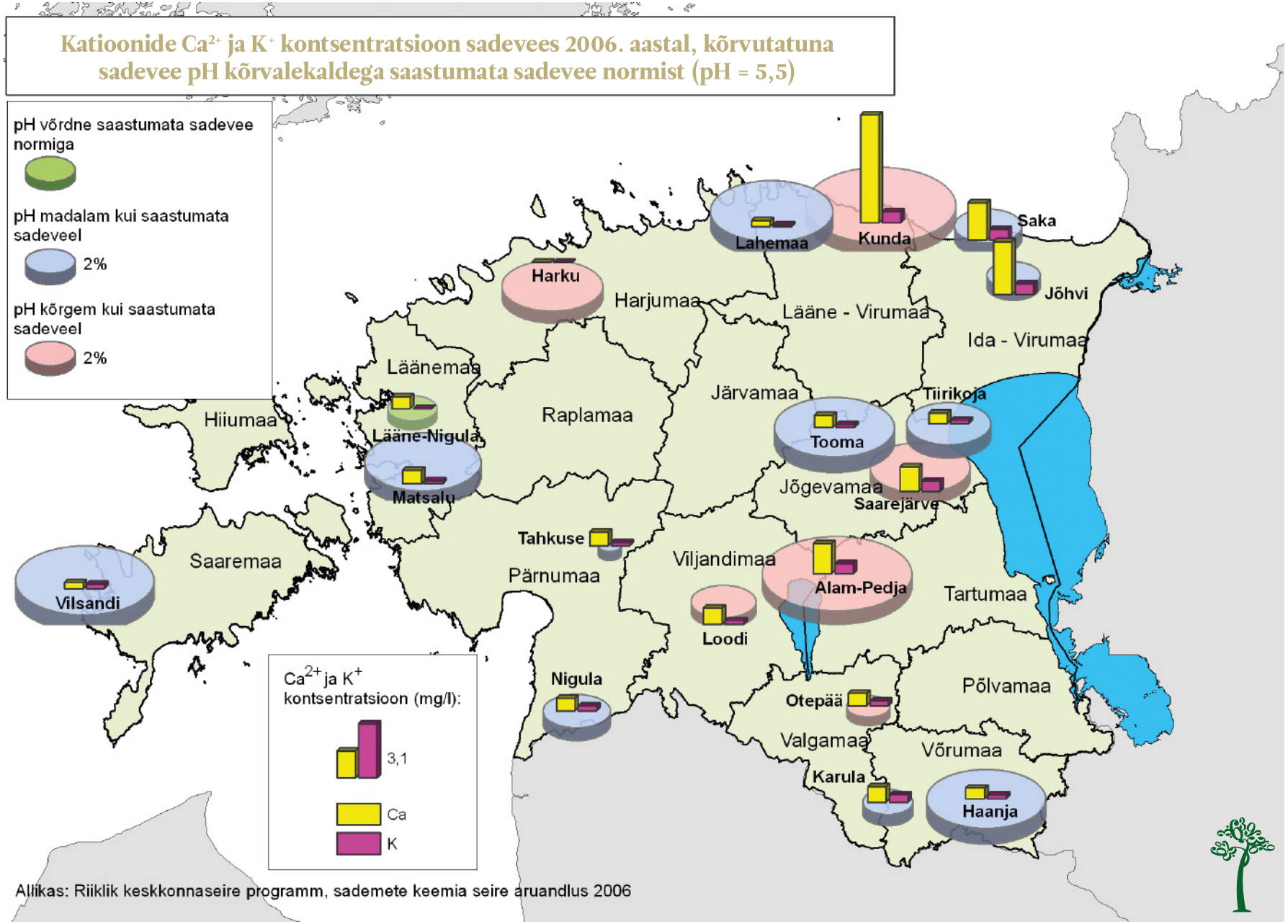


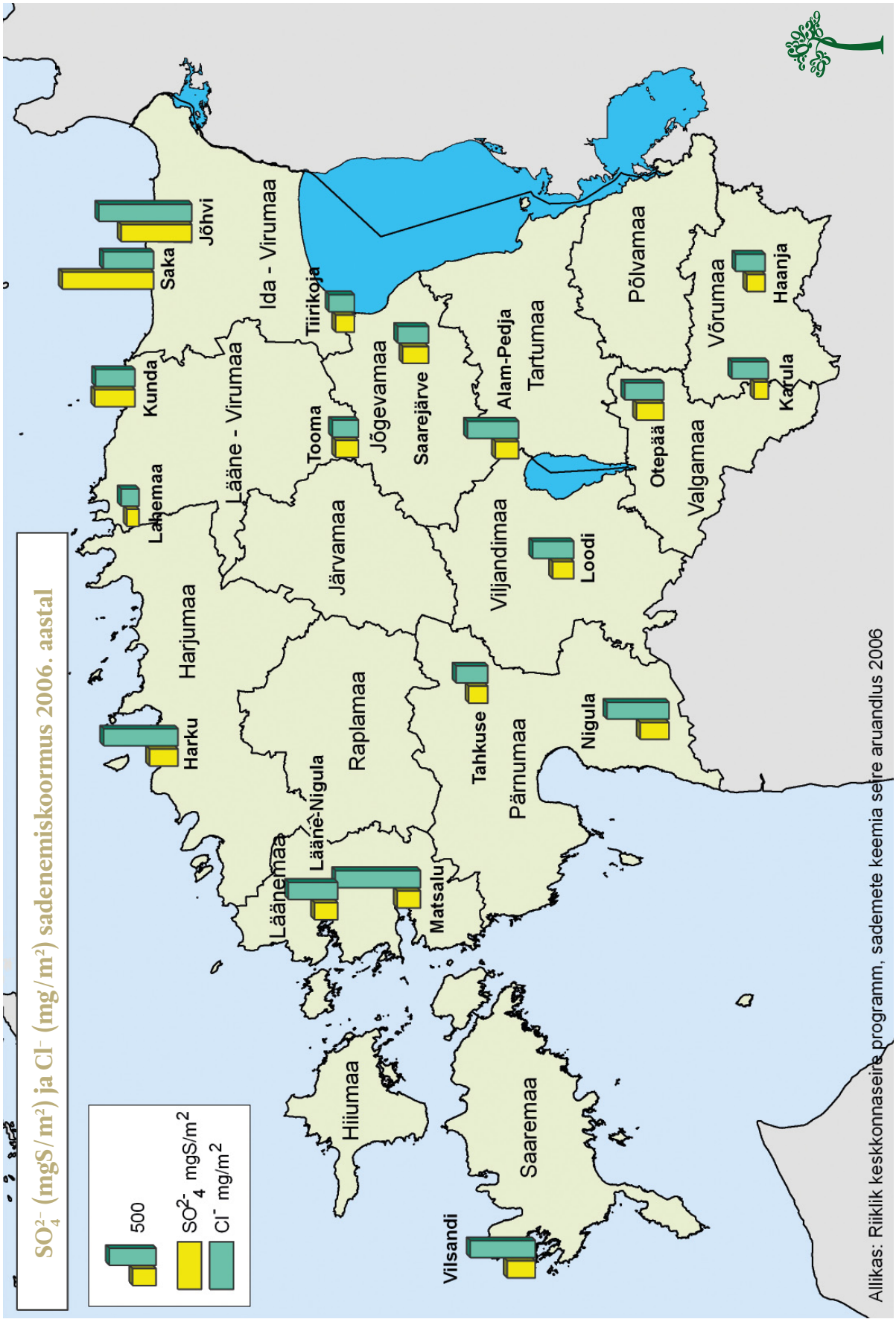
Allikas: Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, mõõtmistulemused 2004 - 2006

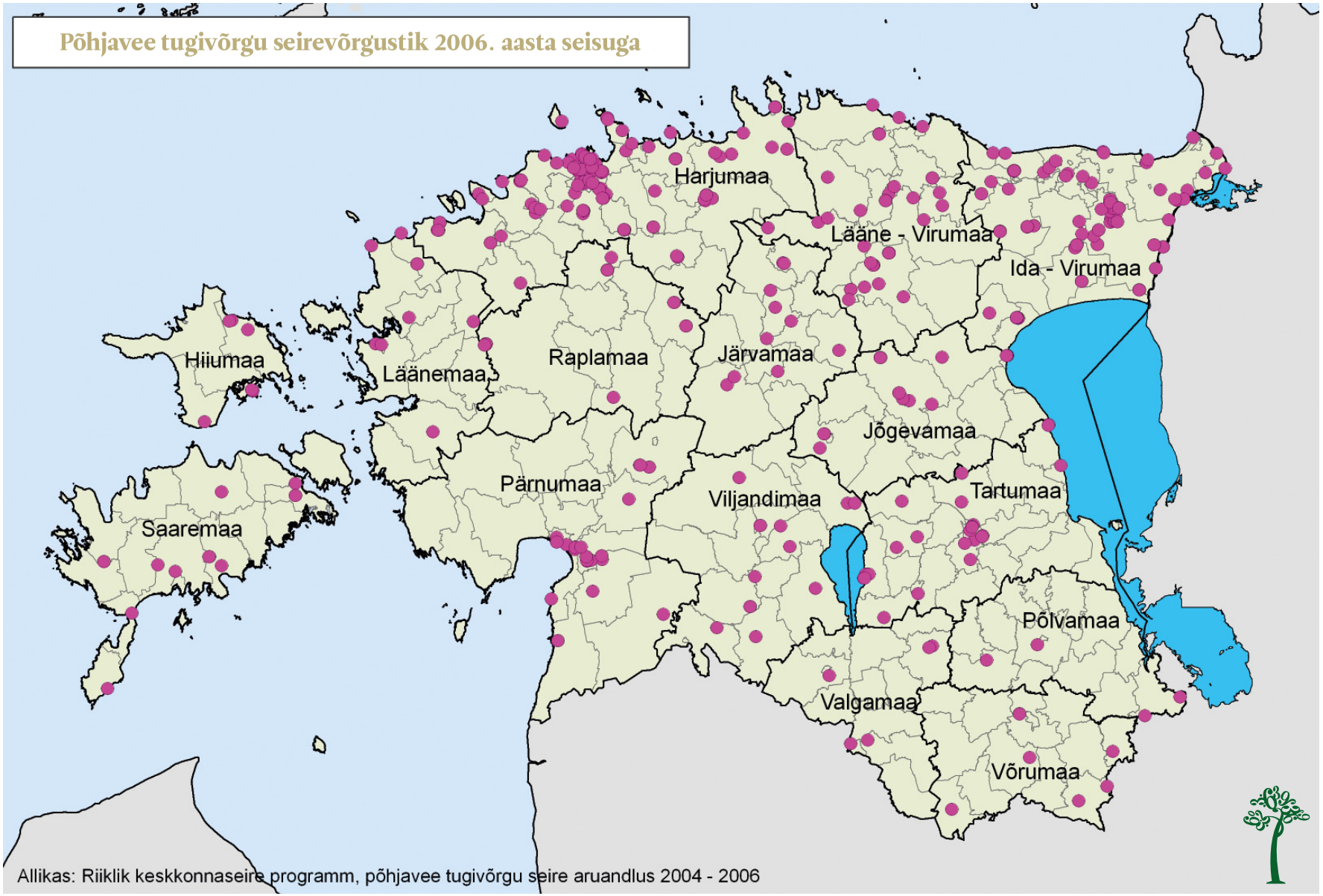
Aasta summaarne sademete hulk EMHI mõõtejaamades 2004–2006 (mm)

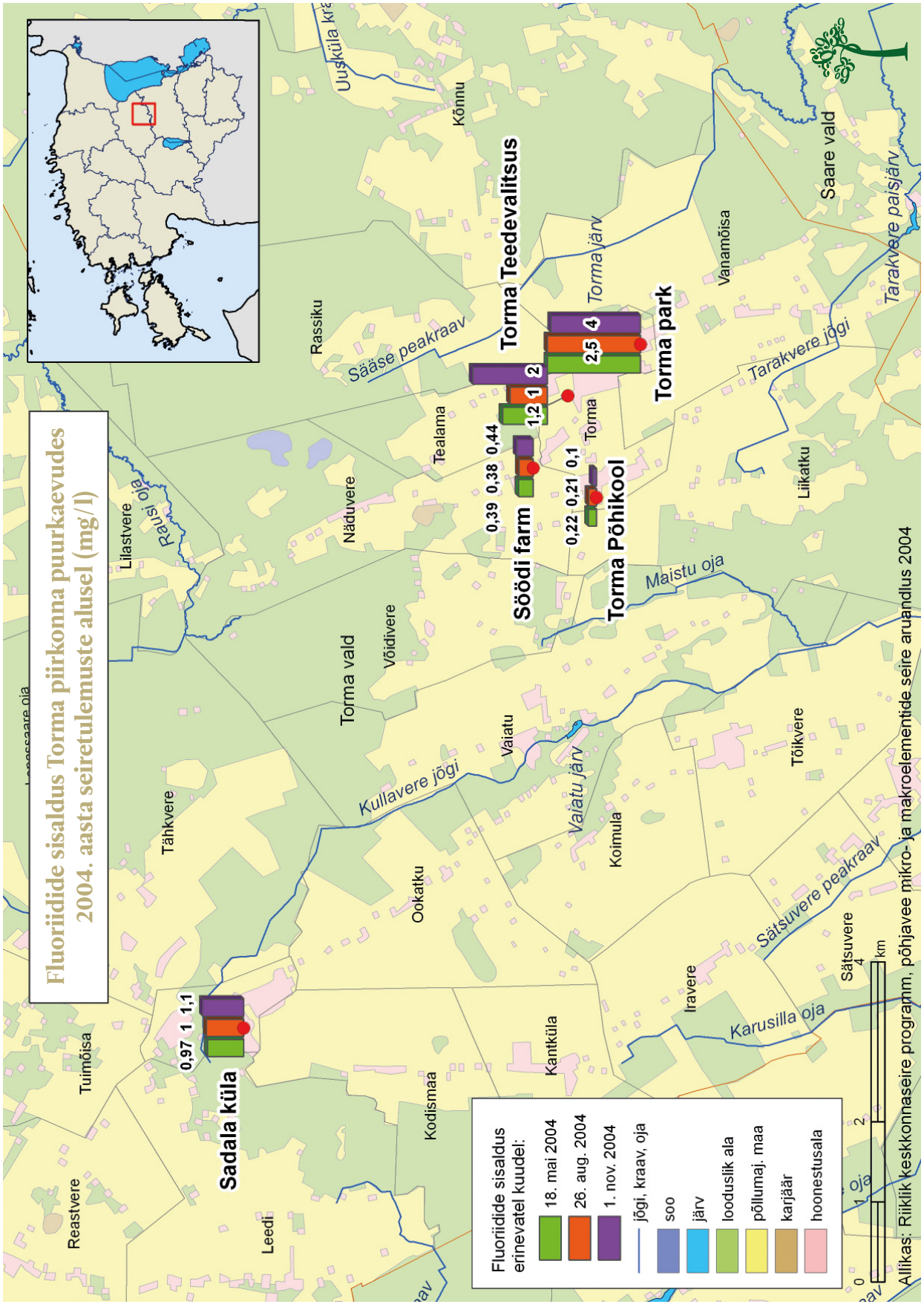


Allikas: Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, mõõtmistulemused 2004 - 2006

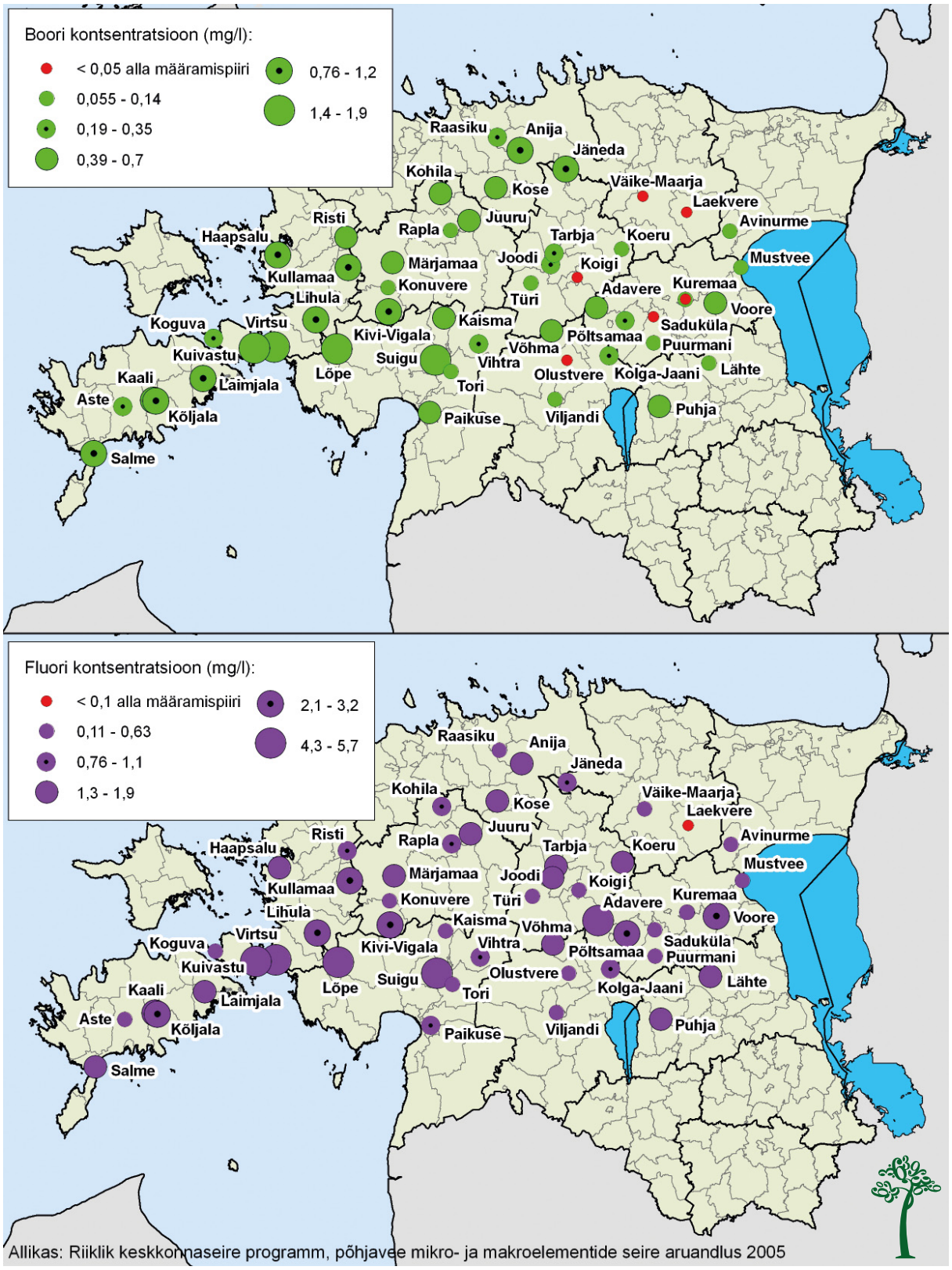

Katioonide Ca^{2+} ja K^{+} kontsentratsioon sadevees 2006. aastal, kõrvutatuna sadevee pH kõrvalekaldega saastumata sadevee normist (pH = 5,5)
pH võrdne saastumata sadevee normiga
pH madalam kui saastumata sadeveel
2%
pH kõrgem kui saastumata sadeveel
2%
Lahemaa
Kunda
Saka
Jõhvi
Harku
Harjumaa
Lääne - Virumaa
Ida - Virumaa
Läänemaa
Järvamaa
Tiirikoja
Hiiumaa
Raplamaa
Tooma
Lääne-Nigula
Matsalu
Jõgevamaa
Saarejärve
Tahkuse
Saaremaa
Viljandimaa
Pärnumaa
Alam-Pedja
Tartumaa
Vilsandi
Loodi
Nigula
Põlvamaa
Otepää
Valgamaa
Võrumaa
Karula
Haanja
Ca^{2+} ja K^{+} kontsentratsioon (mg/l):
3,1
Ca
K
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, sademete keemia seire aruandlus 2006


SO_4^{2-} (mgS/m²) ja Cl^- (mg/m²) sadenemiskoormus 2006. aastal
500
SO_4^{2-} mgS/m²
Cl^- mg/m²
Jõhvi
Saka
Kunda
Lahemaa
Ida - Virumaa
Lääne - Virumaa
Tiirikoja
Tooma
Jõgevamaa
Saarejärve
Alam-Pedja
Tartumaa
Põlvamaa
Võrumaa
Haanja
Otepää
Valgamaa
Karula
Järvamaa
Viljandimaa
Loodi
Harjumaa
Harku
Raplamaa
Lääne-Nigula
Läänemaa
Matsalu
Tahkuse
Pärnumaa
Nigula
Hiiumaa
Saaremaa
Vilsandi
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, sademete keemia seire aruandlus 2006

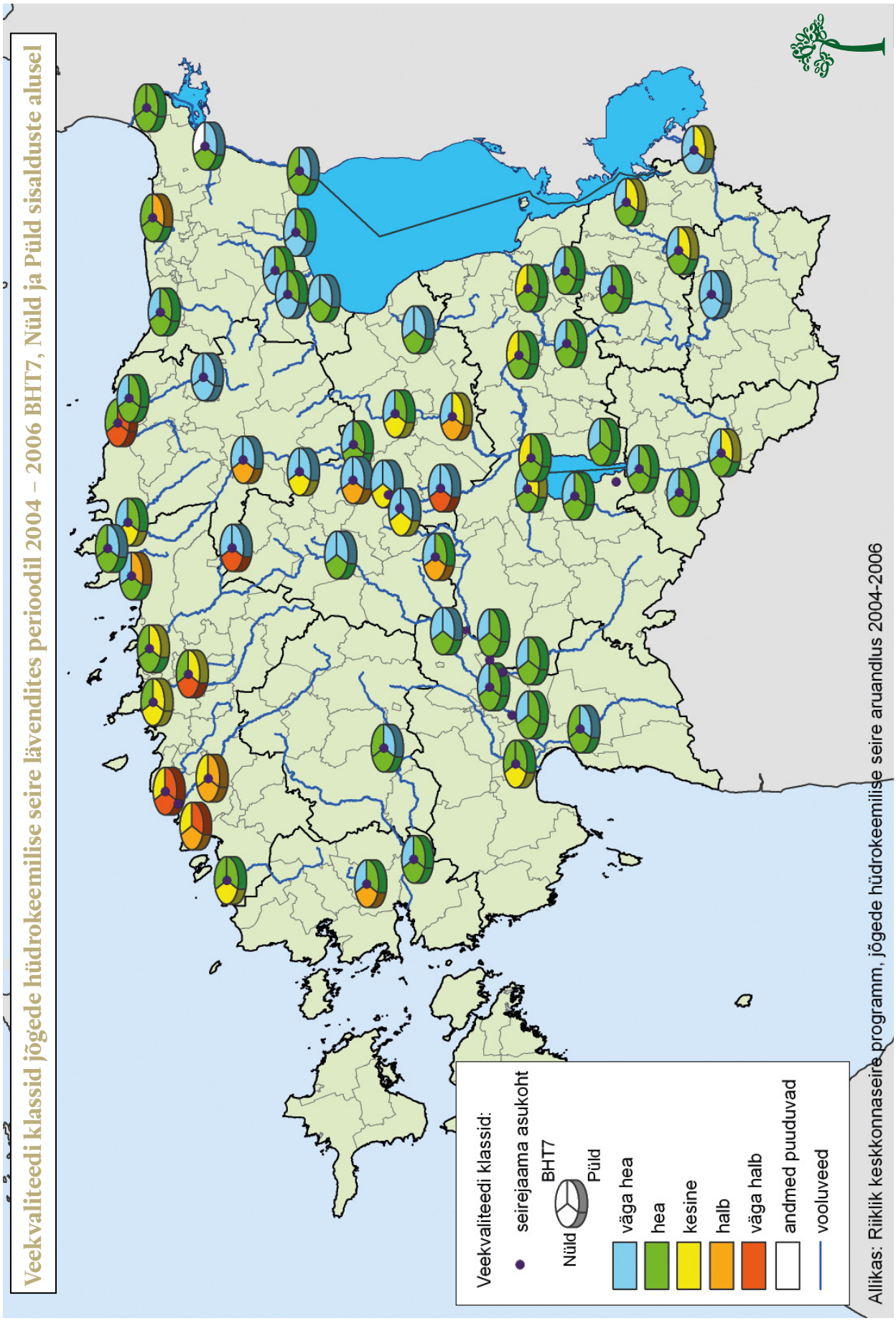

Põhjavee tugivõrgu seirevõrgustik 2006. aasta seisuga
Harjumaa
Lääne - Virumaa
Ida - Virumaa
Hiiumaa
Läänemaa
Raplamaa
Järvamaa
Jõgevamaa
Pärnumaa
Viljandimaa
Tartumaa
Saaremaa
Põlvamaa
Valgamaa
Võrumaa
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, põhjavee tugivõrgu seire aruandlus 2004 - 2006

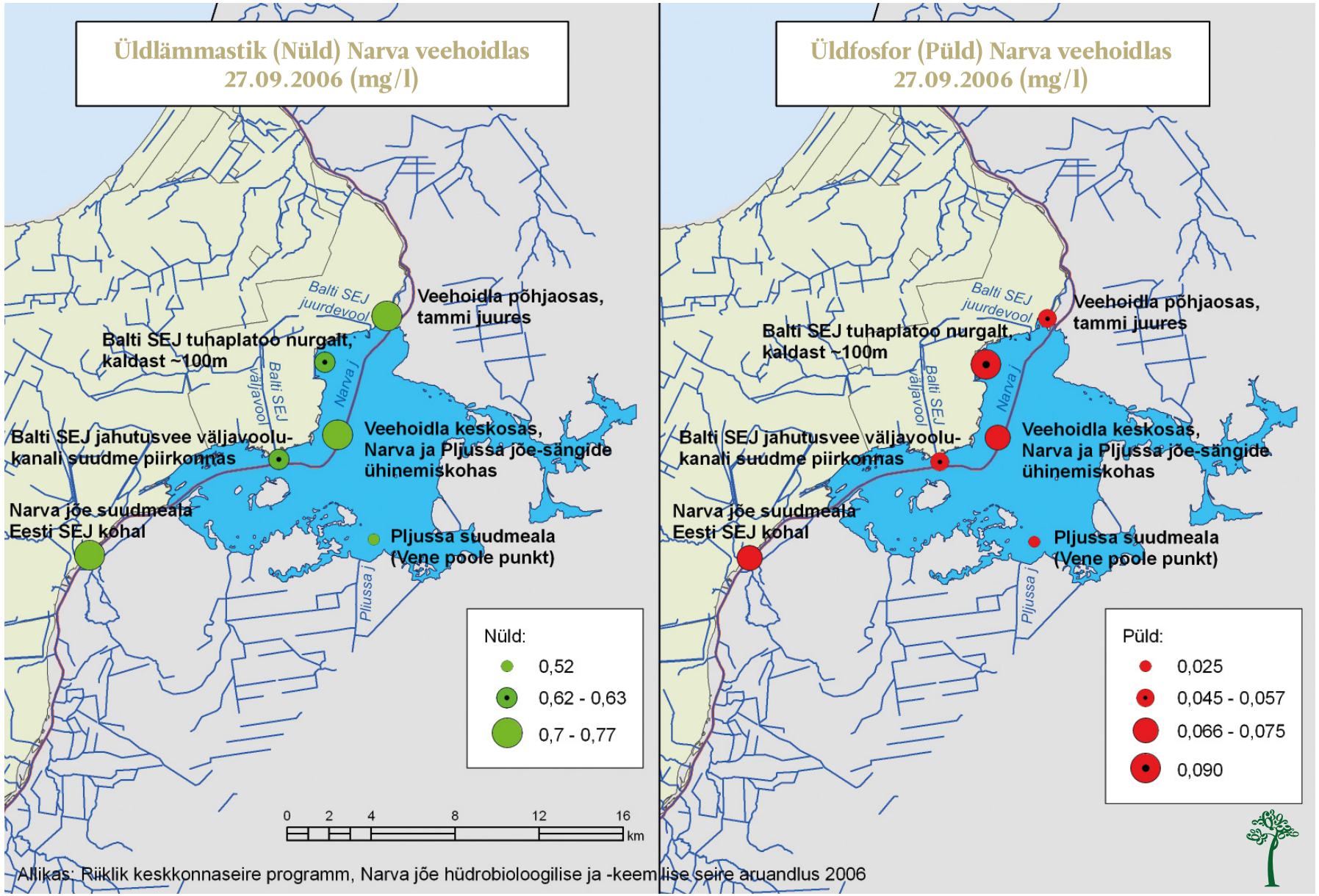

Fluoriidide sisaldus Torma piirkonna puurkaevudes 2004. aasta seiretulemuste alusel (mg/l)
Sadala küla
0,97 1 1,1
Torma Teedevalitsus
1,2 1 2
Torma park
2,5 4
Söödi farm
0,39 0,38 0,44
Torma Põhikool
0,22 0,21 0,1
Torma
Torma järv
Torma vald
Saare vald
Tähkvere
Tuimõisa
Reastvere
Leedi
Kodismaa
Ookatku
Kullavere jõgi
Kantküla
Koimula
Vaiatu
Vaiatu järv
Võidivere
Näduvere
Tealama
Rassiku
Sääse peakraav
Lilastvere
Rausi oja
Maistu oja
Karusilla oja
Iravere
Sätsuvere peakraav
Sätsuvere
Tõikvere
Liikatku
Vanamõisa
Tarakvere jõgi
Tarakvere paisjärv
Könnu
Uusküla
Fluoriidide sisaldus erinevatel kuudel:
18. mai 2004
26. aug. 2004
1. nov. 2004
jõgi, kraav, oja
soo
järv
looduslik ala
põllumaj. maa
karjäär
hoonestusala
0
2
4
km
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, põhjavee mikro- ja makroelementide seire aruandlus 2004

Boori ja fluori kontsentratsioon Kesk- ja Lääne-Eesti põhjavees 2005. aasta seiretulemuste alusel

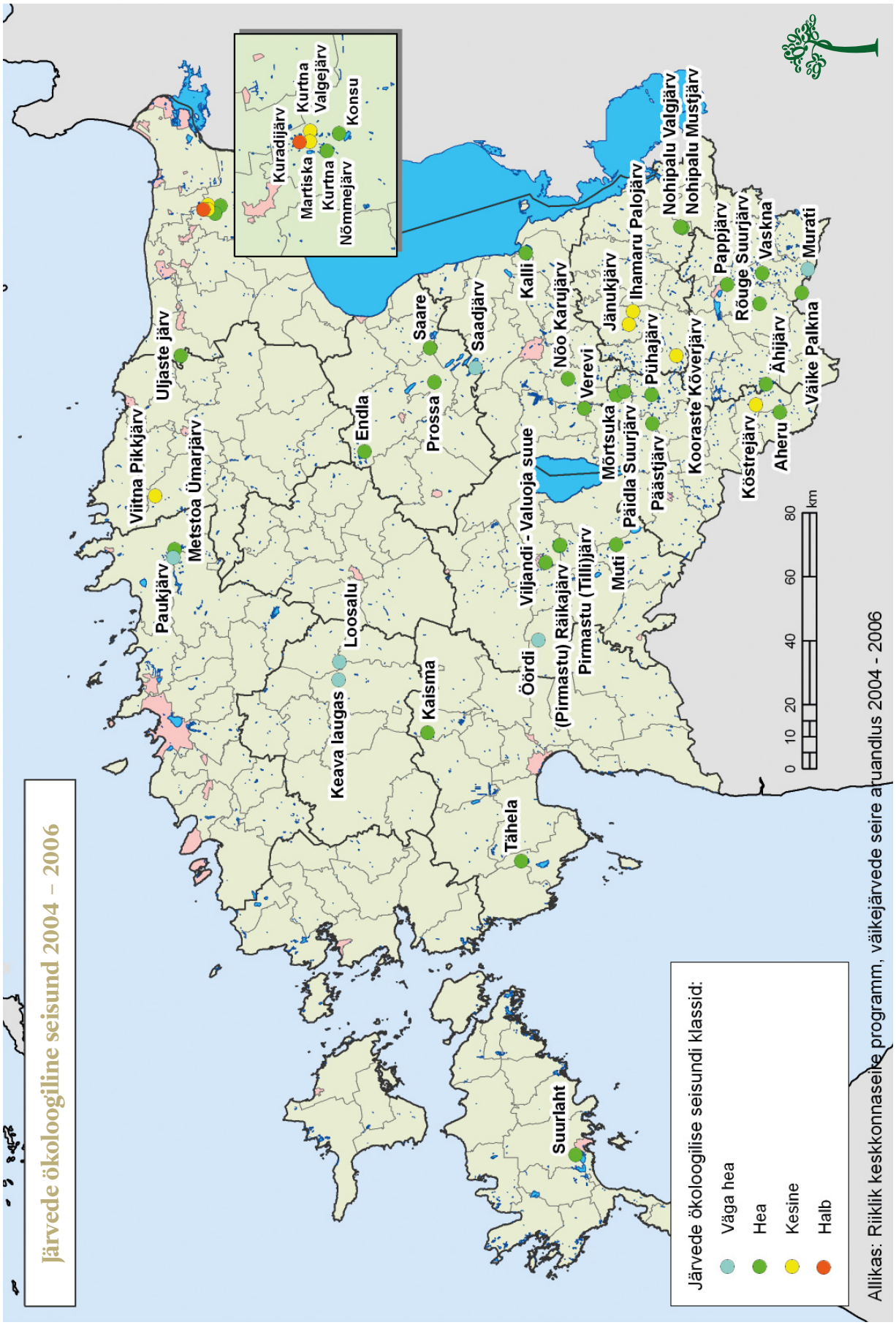


Teemakaart 8

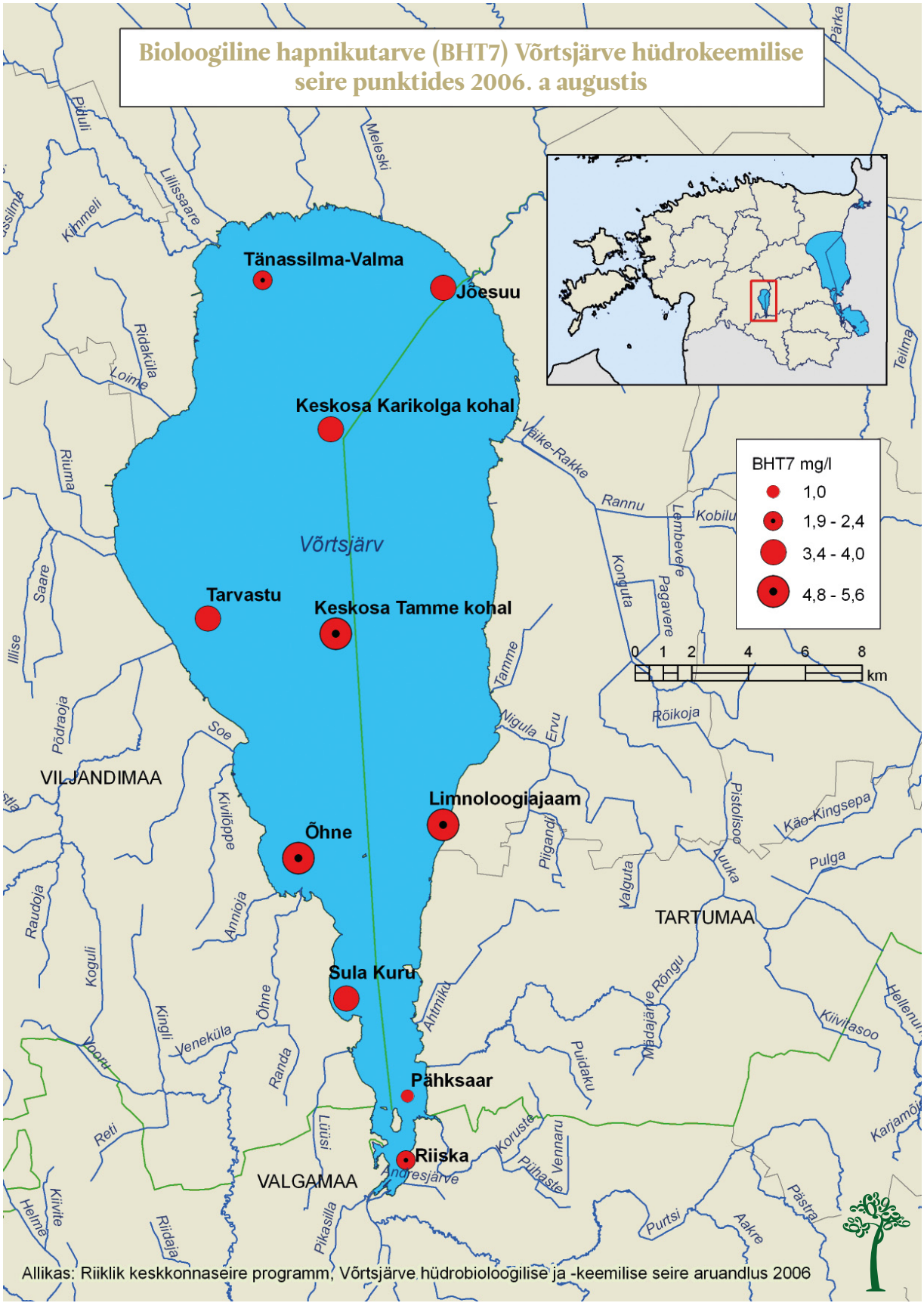




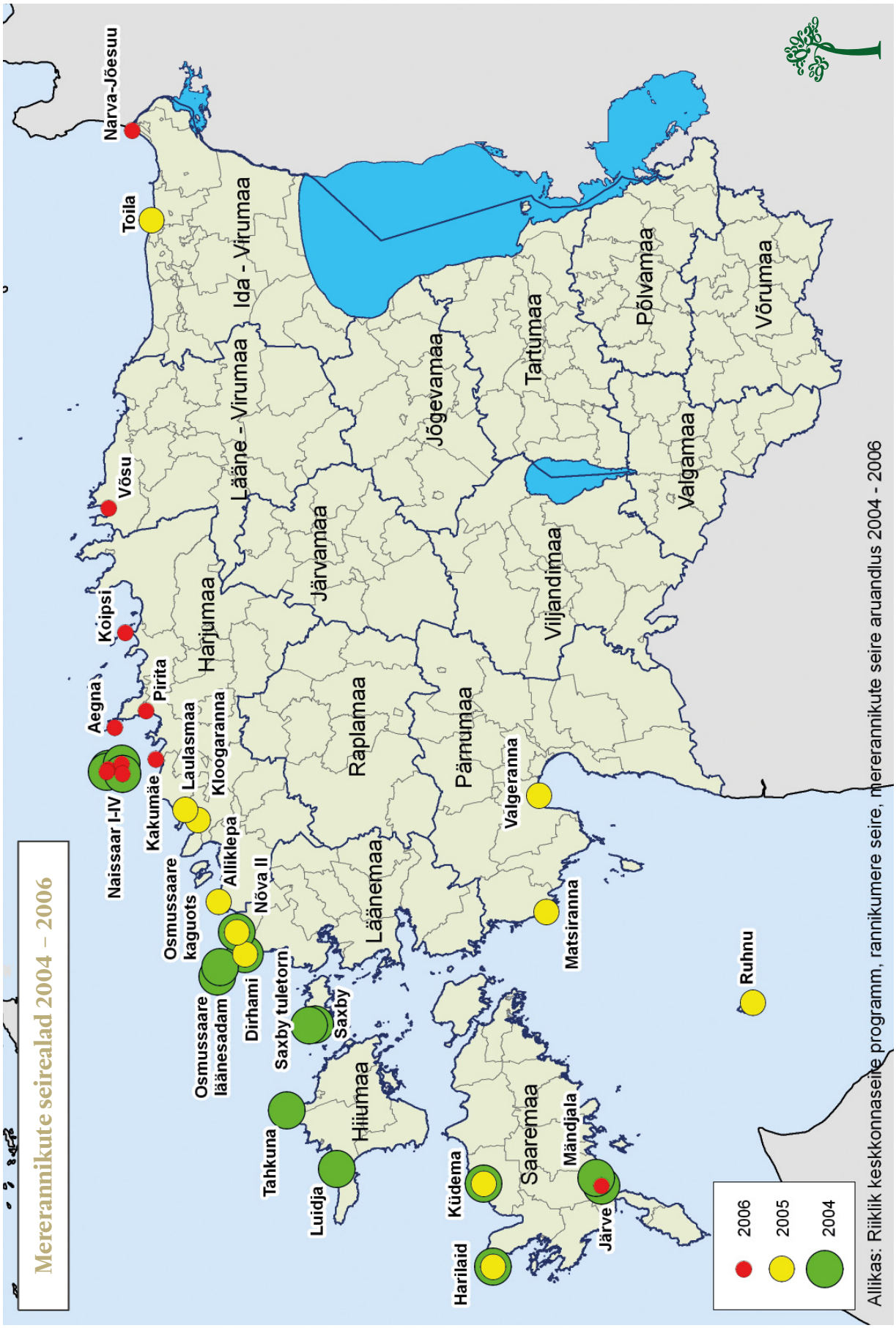
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, Narva jõe hüdrobioloogilise ja -keemilise seire aruandlus 2006

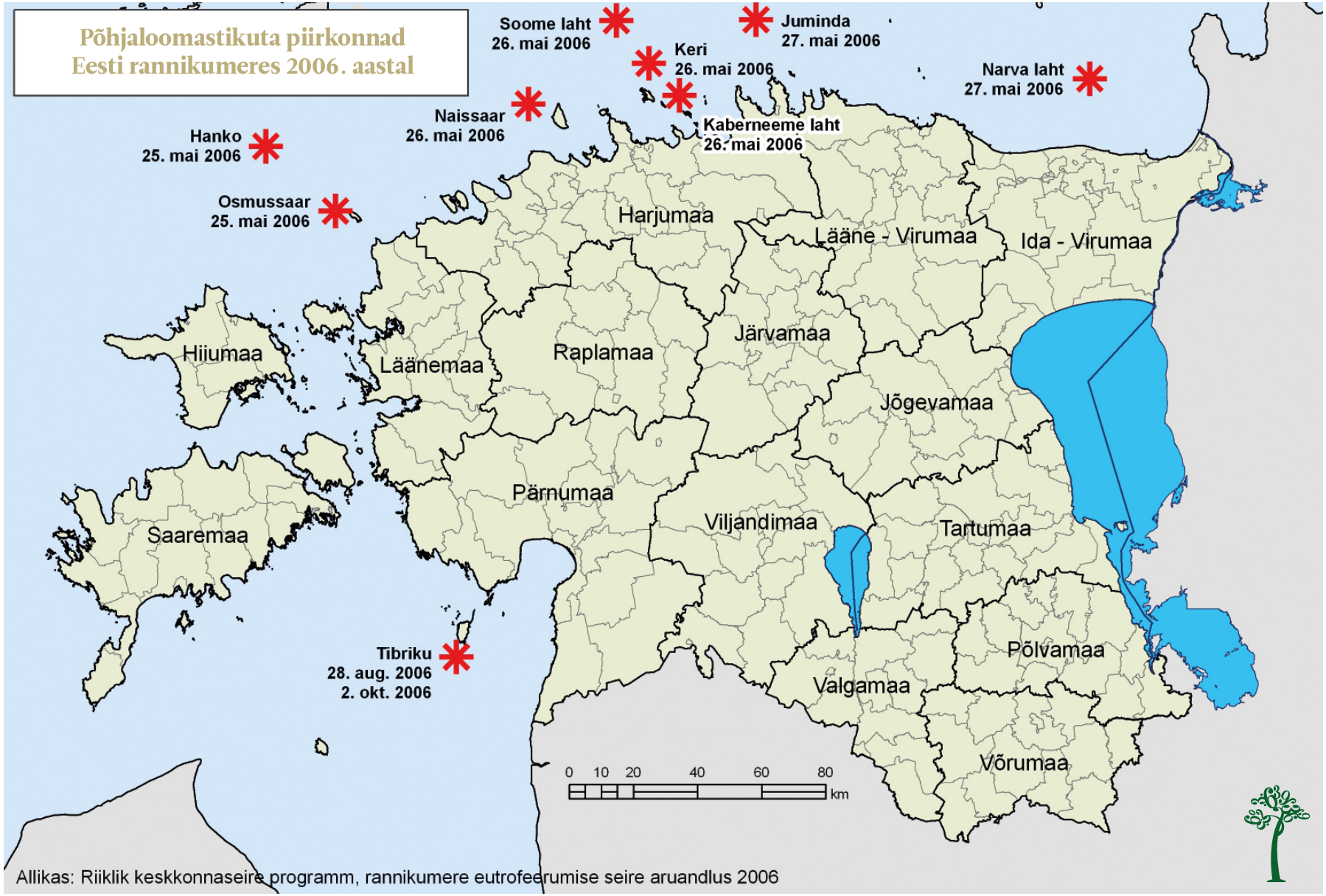

Järvede ökoloogiline seisund 2004 – 2006
Järvede ökoloogilise seisundi klassid:
Väga hea
Hea
Kesine
Halb
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, väikejärvede seire aruandlus 2004 - 2006
0 10 20 40 60 80 km
Kuradijärv
Martiska
Kurtna
Nõmmejärv
Kurtna
Valgejärv
Konsu
Uljaste järv
Viitna Pikkjärv
Metstoa Ümarjärv
Paukjärv
Loosalu
Keava laugas
Kaisma
Tähela
Suurlaht
Endla
Prossa
Saare
Saadjärv
Kalli
Nõo Karujärv
Verevi
Viljandi - Valuoja suue
Öördi
(Pirmastu) Räikajärv
Pirmastu (Tilli)järv
Mõrtsuka
Muti
Jänukjärv
Ihamaru Palojärv
Päidla Suurjärv
Püha järv
Päästjärv
Nohipalu Valgjärv
Nohipalu Mustjärv
Pappjärv
Kooraste Kõverjärv
Rõuge Suurjärv
Vaskna
Murati
Köstrejärv
Aheru
Ähijärv
Väike Palkna

Bioloogiline hapnikutarve (BHT7) Võrtsjärve hüdrokeemilise seire punktides 2006. a augustis

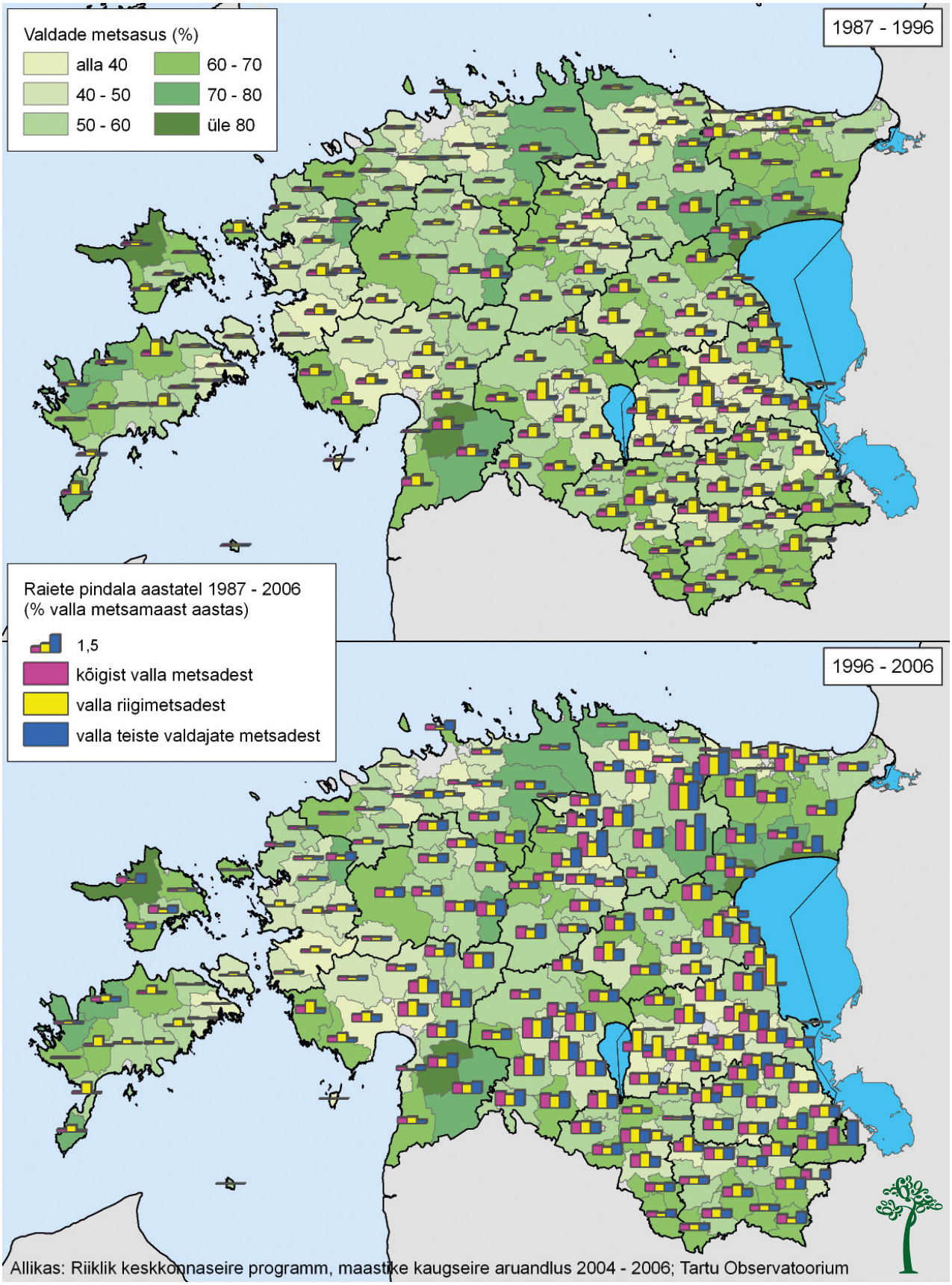


Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm; Võrtsjärve hüdrobioloogilise ja -keemilise seire aruandlus 2006

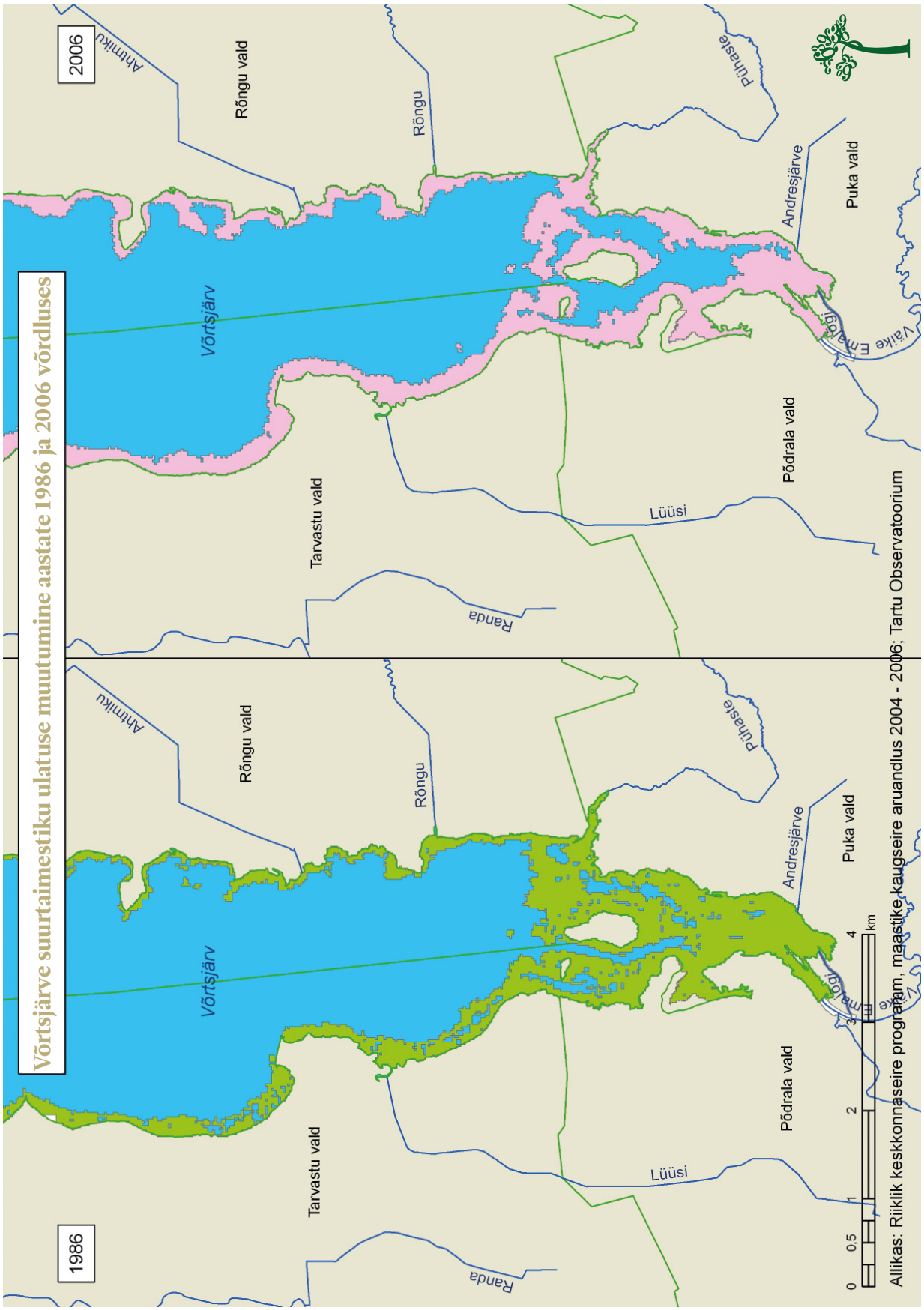

Mereranniku seirealad 2004 – 2006
Narva-Jõesuu
Toila
Võsu
Kõipsi
Aegna
Pirita
Naissaar I-IV
Kakumäe
Laulasmaa
Kloogaranna
Osmussaare kaguots
Osmussaare läänesadam
Allikiepa
Nõva II
Dirhami
Saxby tuletorn
Saxby
Tahkuna
Luidja
Hiiumaa
Läänemaa
Harilaid
Küdema
Saaremaa
Mändjala
Järve
Matsiranna
Valgeranna
Pärnumaa
Raplamaa
Harjumaa
Lääne - Virumaa
Järvamaa
Ida - Virumaa
Jõgevamaa
Viljandimaa
Tartumaa
Põlvamaa
Võrumaa
Valgamaa
Ruhnu
2006
2005
2004
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, rannikumere seire, mereranniku seire aruandlus 2004 - 2006

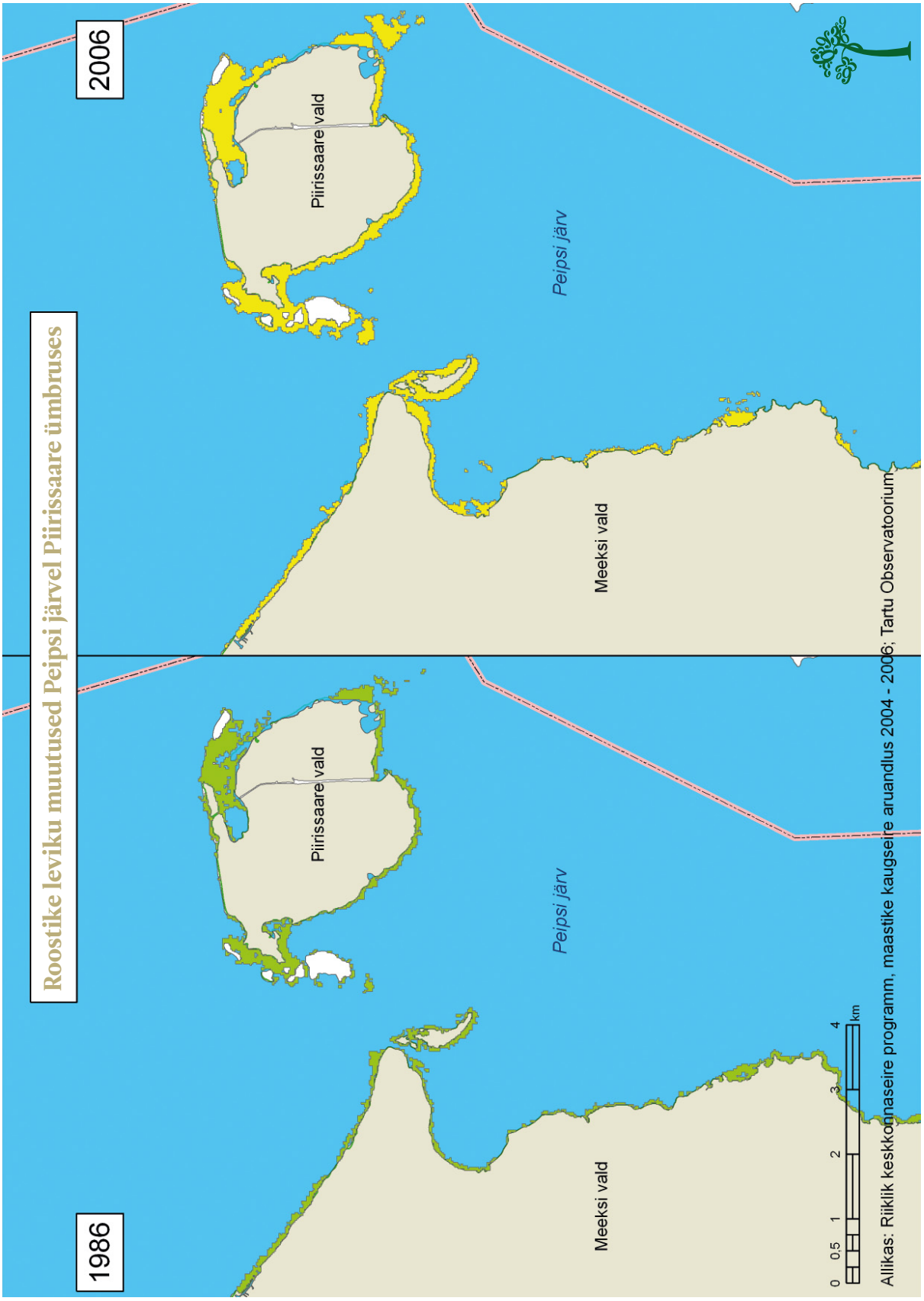

Põhjaloomastikuta piirkonnad
Eesti rannikumeres 2006. aastal
Soome laht
26. mai 2006
Juminda
27. mai 2006
Keri
26. mai 2006
Narva laht
27. mai 2006
Naissaar
26. mai 2006
Kaberneeme laht
26. mai 2006
Hanko
25. mai 2006
Osmussaar
25. mai 2006
Harjumaa
Lääne - Virumaa
Ida - Virumaa
Hiiumaa
Läänemaa
Raplamaa
Järvamaa
Jõgevamaa
Pärnumaa
Viljandimaa
Tartumaa
Saaremaa
Põlvamaa
Valgamaa
Võrumaa
Tibriku
28. aug. 2006
2. okt. 2006
0 10 20 40 60 80
km
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, rannikumere eutrofeerumise seire aruandlus 2006

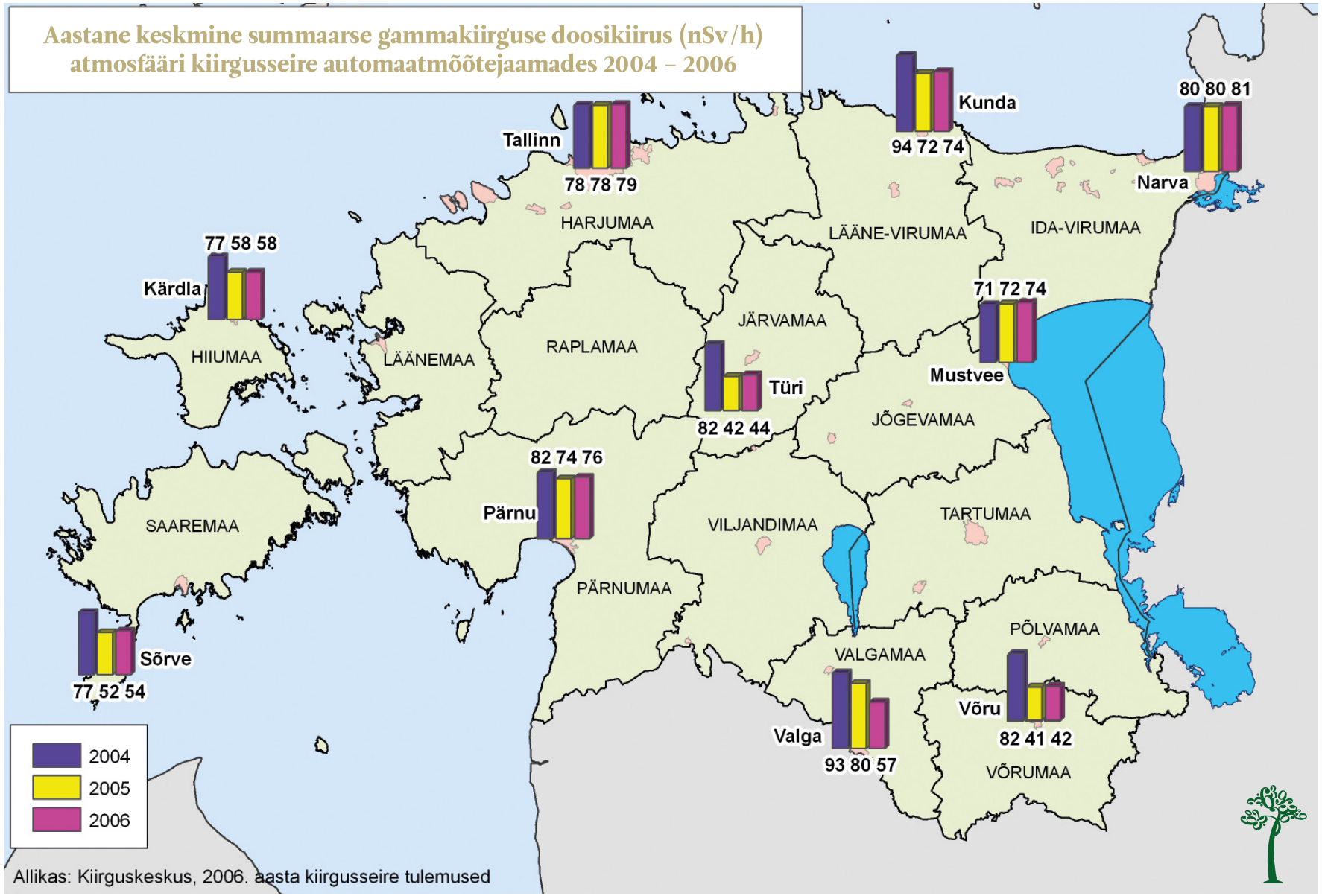
Lageraiealade osakaal metsaga metsamaast kaugseire andmetel

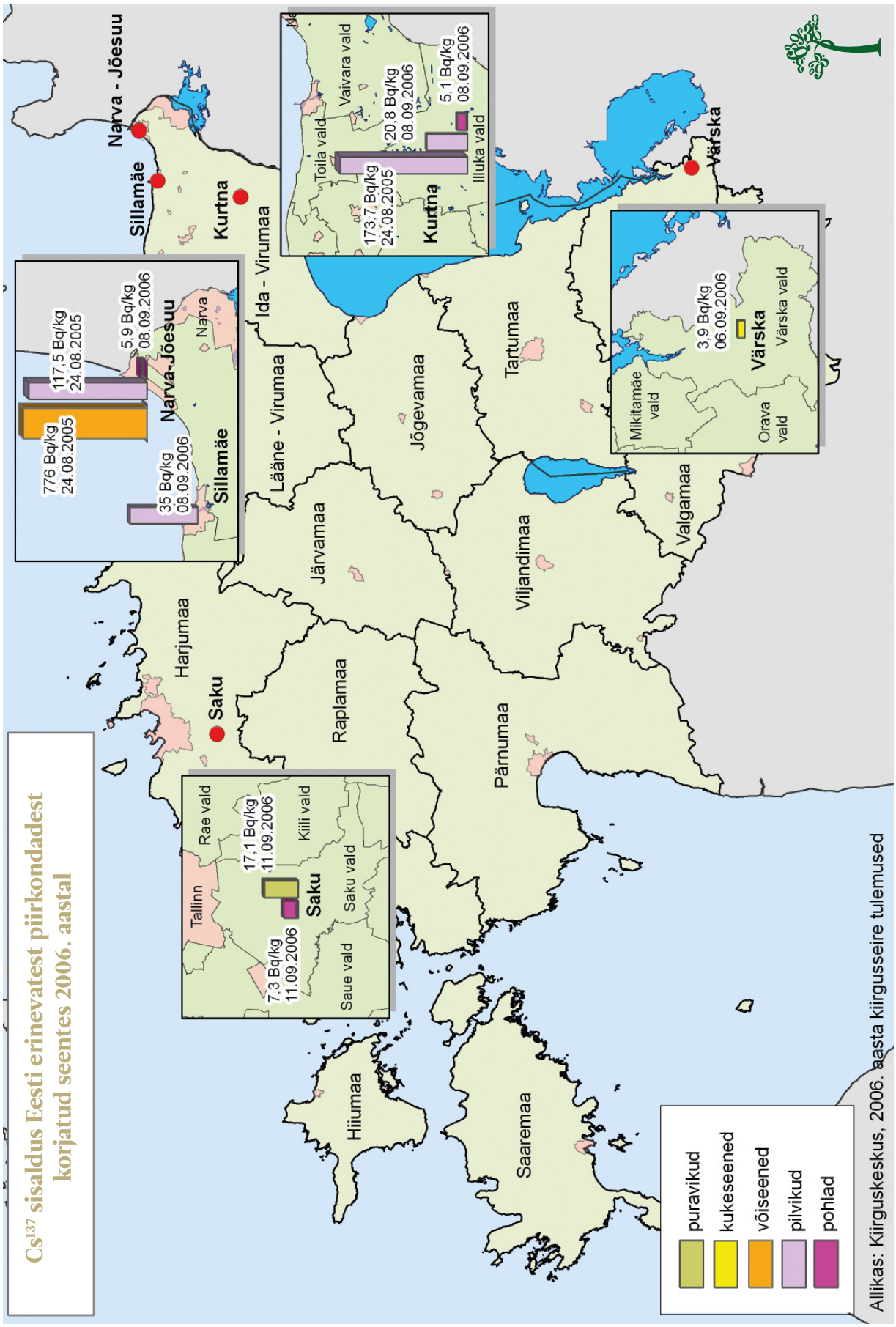


Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, maastike kaugseire aruandlus 2004 - 2006; Tartu Observatoorium

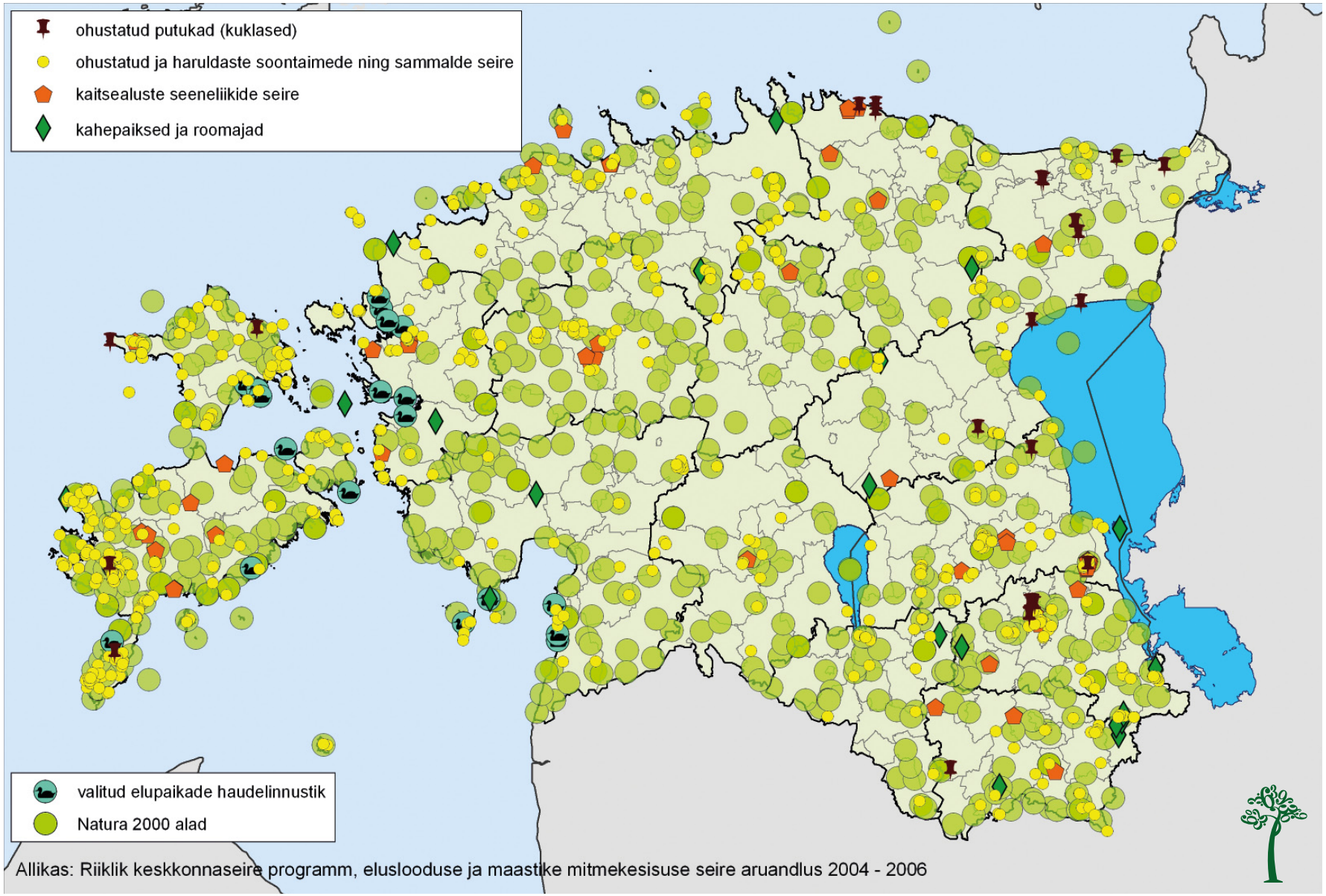

Võrtsjärve suurtaimestiku ulatuse muutumine aastate 1986 ja 2006 võrdluses
2006
1986
Võrtsjärv
Rõngu vald
Rõngu
Puhaste
Andresjärve
Puka vald
Vaike Emajõgi
Põdrala vald
Tarvastu vald
Lüüsi
Randa
Ahtmiku
0
0,5
1
2
3
4
km
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, maastikukaugseire aruandlus 2004 - 2006; Tartu Observatoorium

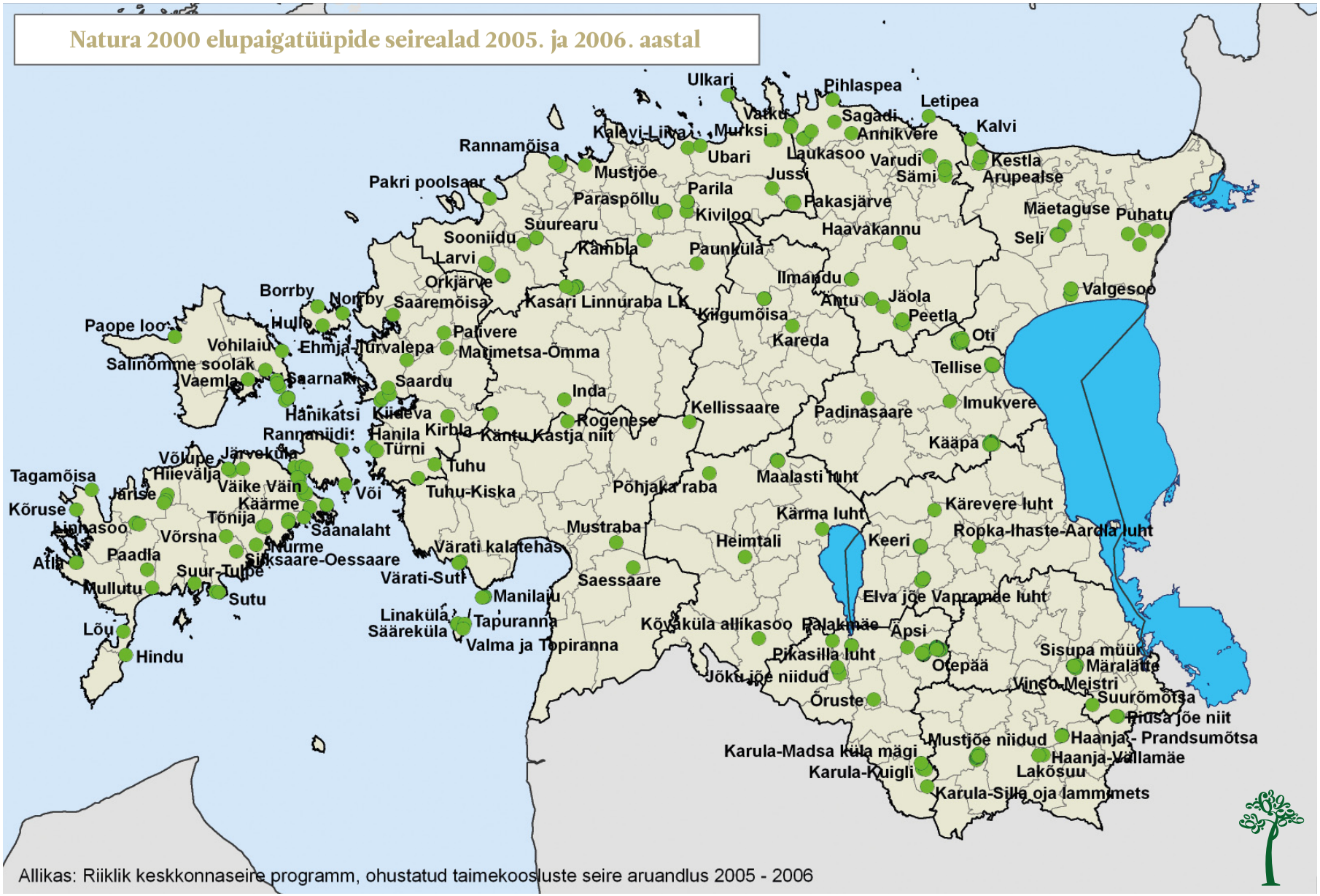

Roostike leviku muutused Peipsi järvel Piirissaare ümbruses
2006
1986
Piirissaare vald
Peipsi järv
Meeksi vald
0 0,5 1 2 3 4 km
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, maastike kaugseire aruandlus 2004 - 2006; Tartu Observatoorium


Aastane keskmine summaarse gammakiirguse doosikiirus (nSv/h)
atmosfääri kiirgusseire automaatmõõtejaamades 2004 – 2006
Tallinn
78 78 79
Kunda
94 72 74
80 80 81
Narva
HARJUMAA
LÄÄNE-VIRUMAA
IDA-VIRUMAA
77 58 58
Kärdla
HIIUMAA
LÄÄNEMAA
RAPLAMAA
JÄRVAMAA
71 72 74
Mustvee
Türi
82 42 44
JÕGEVAMAA
82 74 76
Pärnu
SAAREMAA
VILJANDIMAA
TARTUMAA
PÄRNUMAA
PÕLVAMAA
VALGAMAA
Sõrve
77 52 54
Võru
82 41 42
Valga
93 80 57
VÕRUMAA
2004
2005
2006
Allikas: Kiirguskeskus, 2006. aasta kiirgusseire tulemused


Cs¹³⁷ sisaldus Eesti erinevatest piirkondadest korjatud seentes 2006. aastal
Narva - Jõesuu
Sillamäe
Kurtna
Ida - Viirumaa
Lääne - Viirumaa
Järvamaa
Harjumaa
Saku
Raplamaa
Jõgevamaa
Tartumaa
Pärnumaa
Viljandimaa
Valgamaa
Hiiumaa
Saaremaa
Värska
Narva-Jõesuu
Narva
Sillamäe
776 Bq/kg 24.08.2005
117,5 Bq/kg 24.08.2005
5,9 Bq/kg 08.09.2006
35 Bq/kg 08.09.2006
Kurtna
Toila vald
Vaivara vald
Illuka vald
173,7 Bq/kg 24.08.2005
20,8 Bq/kg 08.09.2006
5,1 Bq/kg 08.09.2006
Saku
Tallinn
Rae vald
Kiili vald
Saku vald
Saue vald
17,1 Bq/kg 11.09.2006
7,3 Bq/kg 11.09.2006
Värska
Mikitamäe vald
Orava vald
Värska vald
3,9 Bq/kg 06.09.2006
puravikud
kukeseened
võiseened
pilvikud
pohlad
Allikas: Kiirguskeskus, 2006. aasta kiirgusseire tulemused

Mõningate elusloodus seire programmide seirekohtade (2004 – 2006) paiknemine Natura 2000 alade taustal




Natura 2000 elupaigatüüpide seirealad 2005. ja 2006. aastal
Ulkari
Pihlaspea
Letipea
Vaiku
Sagadi
Annikvere
Kalvi
Kalevi-Liiva
Murksi
Rannamõisa
Ubari
Laukasoo
Varudi
Kestla
Mustjõe
Jussi
Sämi
Arupealse
Pakri poolsaar
Parila
Paraspõllu
Pakasjärve
Mäetaguse
Kiviloo
Puhatu
Suurearu
Haavakannu
Sooniidu
Seli
Kambla
Paunküla
Larvi
Orkjärve
Ilmandu
Valgesoo
Borrby
Kasari Linnuraba LK
Antu
Jäola
Saaremõisa
Kirgumõisa
Peetla
Paope loo
Pativere
Kareda
Oti
Vohilaiu
Matimetsa-Õmma
Salinõmme soolak
Tellise
Saardu
Inda
Kellissaare
Imukvere
Hanikatsi
Rogenese
Padinasaare
Rannamüüdi
Kirbla
Kääpa
Võlupe
Järveküla
Tuhu
Maalasti luht
Tagamõisa
Põhjaka raba
Kõruse
Käärme
Kärevere luht
Tõnija
Kärma luht
Mustraba
Ropka-Ihaste-Aardla luht
Võrsna
Heimtali
Keeri
Paadla
Värati kalatehas
Suur-Tulpe
Saessaare
Elva jõe Vapramäe luht
Sutu
Manilaju
Linaküla
Tapuranna
Kõväküla allikasoo
Palakmäe
Apsi
Säärekülа
Valma ja Topiranna
Pikasilla luht
Sisupa müür
Otepää
Märalätte
Jõku jõe niidud
Vinso-Mejstri
Oruste
Suurõmõtsa
Piusa jõe niit
Mustjõe niidud
Haanja - Prandsumõtsa
Karula-Madsa küla mägi
Haanja-Vällamäe
Karula-Kuigli
Lakõsuu
Karula-Silla oja lammimets
Allikas: Riiklik keskkonnaseire programm, ohustatud taimekooslus te seire aruandlus 2005 - 2006

BIBLIOGRAAFILINE INFO

Kirjastaja	Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus
Väljaandmise aeg	September 2008
Toimetaja	Katrin Väljataga
Pealkiri	Eesti keskkonnaseire 2004–2006
Väljaande sisu	Eesti keskkonnaseire tulemused aastail 2004–2006
Kokkuvõte	„Eesti keskkonnaseire 2004–2006“ on koondülevaade riikliku keskkonnaseire tulemustest perioodil 2004–2006. Ülevaatesse on kaasatud ka maaelu arengukava põllumajandusliku keskkonnatoetuse meetme hindamiseks läbiviidud seire tulemusi, mis haakuvad riikliku keskkonnaseire valdkondadega. Riikliku keskkonnaseire ülevaate eesmärk on tuua lugejateni informatsioon Eesti keskkonnaseisundi ja selle muutuste kohta. Ülevaade põhineb riikliku keskkonnaseire aruandlusel ning seireprogrammi läbiviimise aastate jooksul kogutud andmetest kujunenud aegridadel. Kogumik sisaldab lisaks seiretulemuste lühiülevaadetele arvukalt jooniseid, teemakaarte ja fotosid, mille eesmärk on muuta materjal lugejale kergemini haaratavaks. Pikaajalistest aegridadest selgub, et Eesti keskkonnaseisund paranes oluliselt peale nõukogude korra lagunemist. Viimastel aastatel on mitmes valdkonnas täheldatud saastetasemete ja reostuskoormuste vähenemise pidurdumist või isegi mõningast suurenemist, seda nii suurenenud tootmistegevuse kui kasvanud väetiste kasutamise tõttu. Elusloodus ja maastike mitmekesisuse seire näitab mitmete liikide arvukuse vähenemist looduslike elupaikade ja kasvukohtade kadumise või nende kvaliteedi vähenemise tõttu. Inimtegevuse lakkamise tõttu on oma iseloomulikku ilmet ja funktsioone kaotamas liigirikkad poollooduslikud kooslused. Üldine keskkonnaseisund on Eestis hea, seda nii põhja- ja pinnavee kui välisõhu kvaliteedi osas. Eestis ei ole probleemiks taimekaitsevahendite sisaldus mullas või põhjavees, ka raskmetallide sisaldused on erinevates keskkondades madalad. Metsade tervis on hea, vaadeldavate puuliikide seisund pole seireperioodil (1994–2006) oluliselt halvenenud. Kaugseire meetoditega määratav lageraiealade osakaal metsaga metsamaast jääb kohalikes omavalitsustes alla 1%. Põllumuldade seire näitab jätkuvalt head mullaviljakuse taset, kuigi ühekülgne väetamine on põhjustanud mitmetes piirkondades teatud mikroelementide puuduse mullas. Põllumajandusmaastikel on märgata söötijäänud alade pindala vähenemist.
Märksõnad	Keskkonnaseire, keskkonnaseisund, välisõhk, sademed, bioindikatsioon, õhukvaliteet, siseveekogud, rannikumeri, veekvaliteet, meteoroloogia, hüdroloogia, elusloodus, mitmekesisus, kooslused, maastikud, põhjavesi, mets, mullaviljakus, seismoloogia, kiirgus
Võrguväljaanne	www.keskkonnainfo.ee
ISSN (trükis)	1736–7174
ISSN (e-trükis)	1736–4434
Lehekülgede arv	148
Keel	Eesti
Väljaande levitaja	Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn. Tel: +372 673 7577, Faks: +372 673 7599 info@ic.envir.ee
Trükkimise koht ja aeg	Iloprint AS, Tallinn 2008

DOCUMENTATION PAGE

Publisher	Estonian Environment Information Centre
Date	September 2008
Editor	Katrin Väljataga
Title of publication	Estonian Environmental Monitoring 2004–2006
Theme of publication	Overview of results of the Estonian environmental monitoring in 2004–2006
Abstract	„Estonian Environmental Monitoring 2004–2006“ is an overview of results of the national environmental monitoring program in 2004–2006. The overview also contains relevant information from the agricultural monitoring program. The purpose of the survey is to provide readers with information on the state of the environment in Estonia. The overview is based on annual monitoring reports and on time series of monitoring parameters. In addition to short overviews of monitoring results the book contains a number of graphs, thematical maps and photos. Long time-series reveal that since the collaps of the Soviet regime a remarkable positive change has occurred in the state of environment in Estonia. In the last few years, however, such tendency has stopped or reversed in some environmental areas due to growing industrial activity and inerease in usage of fertilizers. Biodioversity monitoring shows a decrease in the abundance of some species, related to the decline in the number and quality of natural habitats. Semi-natural habitats are loosing their functions and characteristic features as being laid fallow. What concernes the quality of ambient air, groundwater and surface water, then the overall state of environment in Estonia is good. In Estonia the concentrations of toxic substances (herbicides, heavy metals) in different mediums is not a problem. According to the results of the national monitoring program, forests in Estonia are healthy. Remote sensing methods reveal that the area of clear-cutting does not exceed 1% of Estonian forest land. Fertility of soil in agricultural use is good, though the standard fertilization schemes have caused a deficit of microelements in soils of some areas. The area of fallow land has decreased.
Keywords:	Environmental monitoring, state of the environment, ambient air, precipitation, bioindication, air quality, inland water bodies, coastal sea, water quality, meteorology, hydrology, biodiversity, habitats, communities, landscapes, forest, soil fertility, seismology, radiation
Electronic publication	www.keskkonnainfo.ee
ISSN (hard copy)	1736-7174
ISSN (online)	1736-4434
No. of pages	148
Language	Estonian
Distributor	Estonian Environment Information Centre, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn, Estonia. Tel: +372 673 7577, Fax: +372 673 7599 info@ic.envir.ee
Printing place and year	Iloprint AS, Tallinn 2008