

KAUGSEIRE EESTIS

2018

ARTIKLIKOGUMIK



TARTU ÜLIKOOL

 Eesti Maaülikool
Estonian University of Life Sciences



KESKKONNAAGENTUUR



 Interreg
Baltic Sea Region
BalticSatApps



EUROPEAN
REGIONAL
DEVELOPMENT
FUND

TARTU ÜLIKOOL

TARTU OBSERVATOORIUM

KAUGSEIRE EESTIS 2018

ARTIKLIKOGUMIK

Tõravere 2018

Toimetajad: Urmas Peterson, Tiia Lillemaa

Eesti keele toimetaja: Sirje Nilbe

Inglise keele toimetaja: Krista Kallis

Küljendus: Tiia Lillemaa

Kaane kujundus: Triinu Sarv

Väljaandja:

Tartu Ülikooli Tartu observatoorium

Observatooriumi 1, Tõravere

Nõo vald, 61602 Tartumaa

Tel: 737 4510

E-post: kosmos@ut.ee

Autoriõigus: artiklite autorid ja Tartu Ülikool, 2018

ISSN 2382-7661 (võrguväljaanne)

SISUKORD

Eessõna	5
Kaugseireradiomeetrite rahvusvaheline võrdlusmõõtmine Eestis 2017. aastal Joel Kuusk, Viktor Vabson, Krista Alikas, Ilmar Ansko, Martin Ligi, Tiia Lillemaa, Anu Reinart, Riho Vendt	9
Kaugseire kui abivahend väikejärvede kohtseire planeerimisel Koiva vesikonna väikejärvede näitel Liis Sipelgas, Age Arikas, Kadri Auväärt, Kristi Altoja	23
Radarkaugseire kasutamine Läänemere lainetuse ja tuuleväljade määramiseks Sander Rikka, Rivo Uiboupin, Andrey Pleskachevsky, Victor Alari, Sven Jacobsen, Tarmo Kõuts	32
Heljumi omaduste ja dünaamika varieerumine Pärnu lahes Mirjam Randla, Kristi Uudeberg, Martin Ligi, François Bourrin	41
Madala eutroofse järve klorofüllisisalduse määramiseks sobivad algoritmid Sentinel-3/OLCI andmete alusel Ülemiste järve näitel Kersti Kangro, Krista Alikas, Kristel Panksep	51
CORINE Land Cover 2018 projekt – fookuses on metsad Valentina Sagris, Anneli Palo	59
Kaugseire praktilised metsanduslikud rakendused – puistute liigilise koosseisu kaardistamine ja harvendusraiate tuvastamine Mait Lang, Mihkel Kaha, Tauri Arumäe	69
Metsa võrastiku läbipaistvus Andres Kuusk, Mait Lang, Silja Märdla, Jan Pisek	77
Lisa 1. Eesti kaugseirepäeva 2018 kava ja stendiettekanded	90

Eessõna

Kogumik on koostatud 2018. aasta Eesti kaugseirepäeval Tartu Ülikooli Tartu observatooriumis Tõraveres peetud ettekannete autorite kirjutatud tekstidest. Ettekandjad ülikoolidest ja riigiasutustest kutsuti kaugseirepäevale esitama ülevaateid keskkonnaseire rakendustest Eestis edendatavates kaugseirevaldkondades.

Artiklite laad on valdavalt niisugune, et tekstid oleksid loetavad erineva akadeemilise taustaga lugejatele, ka neile, kes kaugseiretegevusega sageli kokku ei puutu, keda aga teemalahenduste praegune olukord huvitab. Kogumiku artiklid on iseseisvad tekstid, viiteid teistele sama kogumiku tekstidele artiklites ei ole.

Koostajate eesmärk on olnud anda kogumikuga ülevaade enamikust keskkonna kaugseire uurimissuundadest ja uuringutulemuste rakendustest Eestis 21. sajandi teise kümnendi lõpus.

Väljaande kaanel on kujutatud Laeva ümbruse metsaga alasid. Droonifoto tegi Viljo Allik Tartu Ülikooli Tartu observatooriumist. Kaanepildil on näha eri vanuses metsi, ka neid, mis on lageraiena raiutud sellel, 2018. aastal. Metsade vanuseks võib pidada lageraiest möödunud aega aastates. Eesti oludes on praegu pigem tavaline, et raiesmikule rajatakse istutades või külviga uus mets või kasvab uus mets loodusliku uuenemisena. Kaks vahelduvat sündmust – metsa lageraielana raiumine ning seejärel samal alal uue metsa kasv – järgnevad teineteisele aastate jadas.



Järgnevalt on satelliitide Landsat ja Sentinel-2 keskmise ruumilise lahutusega skannerite piltidel näidatud viimasel kolmekümnel aastal toimunud lageraielade raiumine ja kunagiste lageraielade metsana taastumine Põhja-Tartumaal. Kogu satelliidipiltidega kaetud ajavahemiku, siin aastate 1987 kuni 2018 piltide võrdlusest on võimalik aimata, kui suurel metsapindalal on sel ajavahemikul olnud lageraiet ning kui suur osa metsapinnast on sel ajavahemikul olnud lageraietest puutumata.



1987



1996

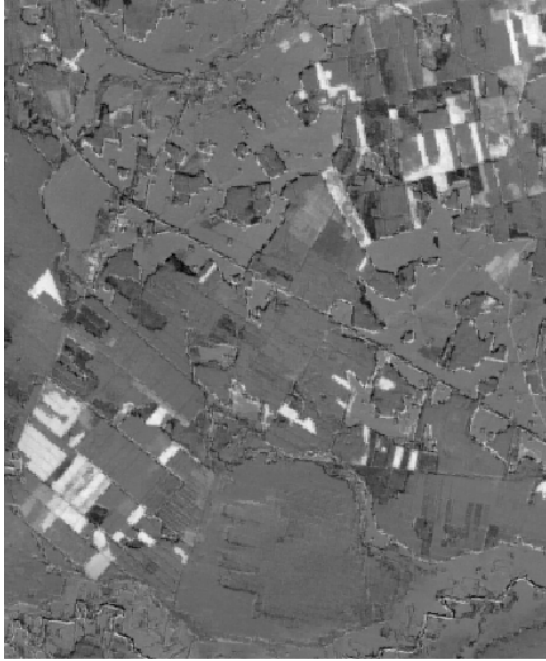


2005

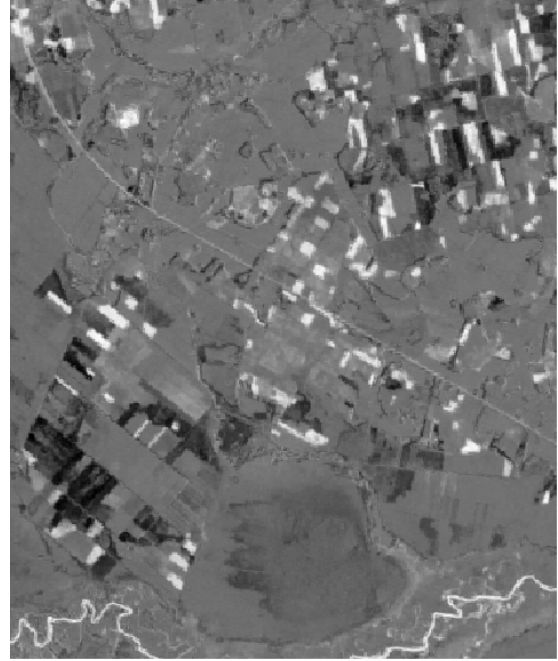


2018

Joonis 1. Piltide nelik on satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (aastatest 1987, 1996 ja 2005) ning satelliidi Sentinel-2 skanneri Multispectral Imager (aastast 2018) pildid Laeva ümbruse metsasest alast Põhja-Tartumaal. Pildid on tehtud märtsikuus, lumi katab maad, põllualad ja Emajõe lamm on lumikatte all olevate lappidena valged, lageraialad metsas valged või helehallid, metsad on tumedate ja varjusid heitvate puude võrade tõttu tumehallid kuni mustjashallid. Piltide aegreas on näha tumeda metsa foonil eristuvate heledamate metsadesse raiutud lageraialade lappide paiknemine piltide tegemise hetkel eri aastatel. Põiki üle pildivälja kulgeb Tallinna–Tartu maantee. Pildil oleva ala lõunaosas on lopsakate vormidega Alam-Pedja looduskaitseala Karisto soo reservaat. Päril lõunas on Emajõe lamm Emajõega. Jõgi ise on mõnel aastal olnud pildistamise ajal jäävaba ja on siis pildil näha tumedana. Mõnel aastal on Emajõgi olnud jääs ja seetõttu pildil vähem märgatav.



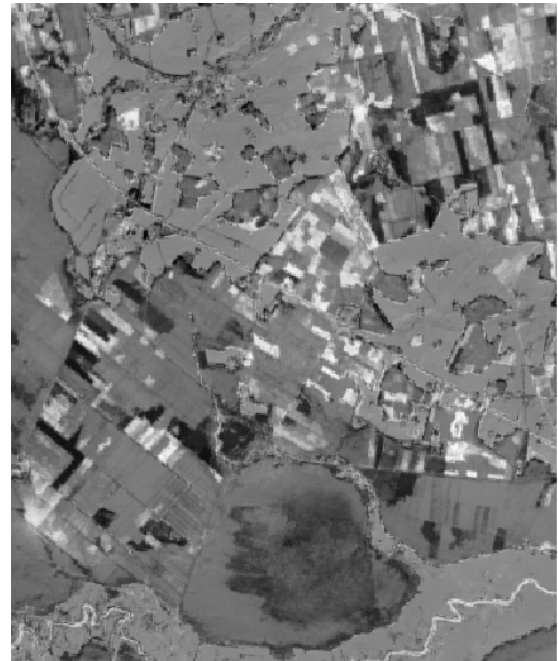
Muutused 1987 – 1996



Muutused 1996 - 2005



Muutused 2005 – 2018



Muutused 1987 – 2018

Joonis 2. Siinsetel joonistel on kujutatud joonisel 1 olevate satelliidipiltide pildistamise vahelisel ajal toimunud muutusi. Muutused on näidatud hallskaalas. Kahe pildi vahelisel ajal heledamaks muutunud lapid – metsades on need lageraiealad – on hallskaalas näidatud heledama tooniga. Kahe pildi vahelisel ajal tumedamaks muutunud lapid – metsades on need metsana taastuvad kunagised lageraiealad – on näidatud tumedama tooniga. Aja jooksul sama hästi kui muutumatuna püsinud alad – metsad, kus raieid pole tehtud, ning põllualad – on nähtavad keskmiselt halli tooni lappidena. Aastatel 1987–1996 on pildil kujutatud alal toimunud sündmuste paari – metsade lageraiealadena raiumine ja endiste lageraiealade metsana taastumine – võrdluses valdavaks olnud lageraiealade raiumine. Aastale 1987 eelnenud aastatel lageraieid pildil näidatud alal palju ei ole olnud, sest taastuvaid endisi lageraiealaid tumedate lappidena silm pildil palju ei näe. Aastatel 1996–2005 toimunud muutuste pildil on eelmist ajavahemikku kujutaval pildil heledate lappidena olnud lageraiealad hakanud metsana taastuma ja näha tumedate lappidena. Lisandunud on uusi lageraiealaid.

Kaugseireradiomeetrite rahvusvaheline võrdlusmõõtmine Eestis 2017. aastal

**Joel Kuusk, Viktor Vabson, Krista Alikas, Ilmar Ansko,
Martin Ligi, Tiia Lillemaa, Anu Reinart, Riho Vendt**

Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Tartu Ülikooli Tartu observatooriumi teadlased juhivad Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) projekti „Fiducial Reference Measurements For Satellite Ocean Colour (FRM4SOC)“ rahvusvahelist meeskonda, kes töötab satelliitkaugseire mõõtmiste usaldusväärsuse tagamise nimel ja on aastatel 2016–2018 korraldanud võrdlusmõõtmisi nii Tartu observatooriumi uutes optikalaborites kui ka Vahemerel ja Atlandi ookeanil. Projekti aluseks olev ESA avatud hanke leping on esimene, mis võideti Eesti asutuse juhtimisel. Tartu observatooriumi partneriteks vastutusrikkas töös on tugevad Euroopa teaduskeskused National Physical Laboratory ja Plymouth Marine Laboratory Ühendkuningriigist, Royal Belgian Institute of Natural Sciences Belgiast ning pikaajalise kogemusega ettevõtte ACRI-ST Prantsusmaalt. Euroopa Kosmoseagentuur ja Euroopa Komisjon saadavad Maa kaugseire programmi Copernicus täitmiseks orbiidile kaheksa optilises spektripiirkonnas töötavat Maa seire satelliiti, mille mõõtmiste usaldusväärsus on vaja tagada maapealse tugivõrgustiku kaudu. Seeäras on see kaugseirerakenduste ja tehnoloogia arengu huvides väga oluline ning tulevikku vaatav projekt.

Märksõnad: spektroradiomeeter, võrdlusmõõtmine, SI-jälgitavus, mõõtemääramatus, kaugseire.

Sissejuhatus

Copernicus on Euroopa Komisjoni ja Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) koordineeritud Maa kaugseireprogramm, mille alusel kogutakse keskkonnaandmeid nii satelliitide kui ka maapealsete mõõtesüsteemide abil [1]. Programmi raames saadetakse Maa orbiidile üle 20 Sentinel-seeria satelliidi, millega kogutakse andmeid maismaa, veekogude, atmosfääri ja kliimamuutuste kohta [2]. Andmete kogumisel on tähtis, et need oleks kõrge kvaliteediga, usaldusväärsed ja omavahel võrreldavad. Üheks peamiseks vahendiks mõõtetulemuste usaldusväärsuse tagamisel on nende sidumine rahvusvahelise mõõtühikute süsteemi (SI) ühikutega [3] koos juurdekuulva objektiivse mõõtemääramatuse hinnanguga [4]. Enne orbiidile saatmist kalibreeritakse küll nii satelliidisensorid kui ka maapealsed mõõtevahendid, kuid nende kalibreerimiseisundi kontrollimiseks korraldatakse regulaarselt võrdlusmõõtmisi nii orbiidil asuvate, orbiidil asuvate ja maapealsete instrumentide kui ka maapealsete radiomeetrite vahel [1], [2]. Selliste võrdlusmõõtmiste korraldamiseks on ESA algatanud mitu pilootprojekti [5]–[7] ühise koodnimetusega *Fiducial Reference Measurements* (FRM), mida võiks eesti keelde tõlkida kui usaldusväärse tugiskaala määramine. Nii on algatatud näiteks atmosfääri koostise (FRM4AC), altimeetria (FRM4ALT), radarkaugseire (FRM4SAR), kasvuhoonegaaside (FRM4GHG) ja merepinna temperatuuri (FRM4STS) jälgimise projektid.

Copernicuse programmi Sentinel-seeria satelliitidest on Sentinel-2 ja Sentinel-3 pardal optilise piirkonna spektroradiomeetrid, mis seiravad maad ja vett nähtavas ja lähi-infrapuna spektripiirkonnas. Kummastki tüübist on orbiidil juba kaks satelliiti ning lähima seitsme aasta jooksul lisandub veel kaks, kokku seega kaheksa satelliiti. Nende satelliitide mõõdetud veekogude seireandmete kvaliteedi tagamiseks on ESA algatanud projekti FRM4SOC (*Fiducial Reference Measurements For Satellite Ocean Colour*) [8]. Projekti rahvusvahelist meeskonda juhivad Tartu Ülikooli Tartu observatooriumi teadlased. Ühtlasi on see esimene ESA avatud hanke leping, mis on võidetud Eesti asutuse juhtimisel. Projekti käigus uuritakse põhiliselt erinevate võrdlusmõõtmiste abil veeseiresatelliitidele vajalike atmosfäärialuste tugi-mõõtmiste jaoks kasutatavate spektroradiomeetrite jälgitavust SI ühikuteni ja seadmete omavahelist kooskõla ning täpsustatakse seiremõõtmiste tulemuste määramatuse hinnanguid. Võrdlusmõõtmisi korraldatakse jälgitavusahela eri lülides alates radiomeetrilisel kalibreerimisel kasutatavate etalonide võrdlusest kuni veekogude optiliste omaduste võrdlusmõõtmiseni välitingimustes. Spektroradiomeetrite rahvusvaheline võrdluskatse LCE-2 toimus samuti selle projekti raames.

Võrdlusmõõtmine LCE-2

Rahvusvaheline võrdlusmõõtmine LCE-2 toimus Eestis 8.–13. maini 2017. Võrdluse korraldamisega seotud tehnilised üksikasjad võib leida [9], [10]. Võrdlusmõõtmise eesmärk oli veekogude seireks kasutatavate optiliste spektroradiomeetrite SI-jälgitavuse kontrollimine ja omavahelise koosõla hindamine. Võrdlusmõõtmise organiseeris ja juhtlaboriks oli Tartu Ülikooli Tartu observatoorium (TO). Ettevõtmist toetas ja juhendas Ühendkuningriigi metroloogiainstituut National Physical Laboratory (NPL).

LCE-2 koosnes kolmest komponendist:

- 1) kõikide osalevate spektroradiomeetrite SI-jälgitav radiomeetriline kalibreerimine vahetult enne võrdlusmõõtmisi 02.–07.05.2017 (teostas TO, kasutades NPL antud kalibreerimisetalone);
- 2) sisevõrdlus 09.–10.05.2017, kus osavõtjad mõõtsid stabiilseid kirkuse ja kiiritustiheduse allikaid kontrollitud stabiilses keskkonnas;
- 3) välivõrdlus 11.–12.05.2017 Kääriku järvel, kus osavõtjad mõõtsid kirkust ja kiiritustihedust veekogu kohal asuvalt platvormilt.

Kokku osales võrdluses 11 organisatsiooni 8 riigist, kasutades mõõtmisel 28 kirkuse ja 16 kiiritustiheduse sensorit. Võrdluses kasutati eri tüüpi enam levinud veeseireradiomeetreid, millest mõni tüüp oli esindatud üsna arvukalt. Kuna isegi sama tüüpi seadmetel on spektraalskaalad pisut erinevad, teisendati kõik tulemused ühtsele skaalale, milleks oli valitud eelkõige just veeseirerakendusteks mõeldud Sentinel-3 seeria satelliitidel kasutatava multispektraalse radiomeetri OLCI kanalid. Osavõtjad saatsid juhtlaborile oma mõõtetulemused ja sellega kaasneva info mõõteparameetrite kohta. Lisaks esitasid nad mõõtespektrid töötlemata toorandmefailidena, et juhtlabor saaks võrrelda ka täpselt sama algoritmi järgi arvutatud tulemusi. Osavõtjad pidid esitama ka oma tulemuste määramatuse hinnangud, tuginedes dokumendile „Mõõtemääramatuse väljendamise juhend (GUM)“ [4].

Osavõtjad ja võrdlusseadmed

Osavõtjate andmed on esitatud tabelis 1, foto osavõtjatest joonisel 1. Võrdluses kasutatud radiomeetrite olulisi tehnilisi parameetreid ja metrooloogilisi omadusi kirjeldab tabel 2. Joonisel 2 on foto kõigist võrdluses osalenud radiomeetritest.

Tabel 1. LCE-2 võrdlusest osavõtjad

Osavõtja	Lühend	Riik	Sensori tüüp
Tartu Observatoorium (juhtlabor)	TO	Eesti	RAMSES (2 kirkus, 1 kiiritustihedus) WISP3 (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
Alfred-Wegener-Institute	AWI	Saksamaa	RAMSES (2 kirkus, 2 kiiritustihedus)
Royal Belgian Institute of Natural Sciences	RBINS	Belgia	RAMSES (7 kirkus, 4 kiiritustihedus)
National Research Council of Italy	CNR	Itaalia	SR-3500 (1 kirkus, 1 kiiritustihedus) WISP3 (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
University of Algarve	CIMA	Portugal	RAMSES (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
University of Victoria	UVIC	Kanada	HyperOCR (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
Satlantic; Sea Bird Scientific	Satlantic	Kanada	HyperOCR (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
Plymouth Marine Laboratory	PML	Ühendkuningriik	HyperOCR (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
Helmholtz-Zentrum Geesthacht	HZG	Saksamaa	RAMSES (2 kirkus, 1 kiiritustihedus)
Tartu Ülikool	UT	Eesti	RAMSES (1 kirkus, 1 kiiritustihedus)
Cimel Electronique S.A.S	Cimel	Prantsusmaa	SeaPRISM (1 kirkus)



Joonis 1. LCE-2 võrdlusemõõtmisest osavõtjad.

Tabel 2. Võrdluses kasutatud radiomeetrite tehnilised parameetrid

Parameeter	TriOS RAMSES	Satlantic HyperOCR	Water Insight WISP-3	Spectral Evolution SR-3500	Cimel SeaPRISM
Vaateväli	7°/koosinus	23°/koosinus	3°/koosinus	5°/koosinus	1,2°
Seatav integreerimisaeg	jah	jah	ei	jah	ei
Automaatne integreerimisaeg	jah	jah	jah	jah	jah
Min. integreerimisaeg, ms	4	4	0,1	7,5	NA
Maks. integreerimisaeg, ms	4096	4096	NA	1000	NA
Min. mõõteperiood, s	5	5	10	2	NA
Sisemine katik	ei	jah	ei	jah	jah
Spektripunktide arv	256	256	2048	1024	12
Spektriirakond, nm	320...1050	320...1050	200...880	350...2500	400...1020
Lainepikkuse samm, nm	3,3	3,3	0,4	1,2/3,8/2,4	NA
Spektraalne lahutus, nm	10	10	3	3/8/6	10



Joonis 2. LCE-2 võrdluses osalenud mõõtevahendid.

Sensorite kalibreerimine ja stabiilsus

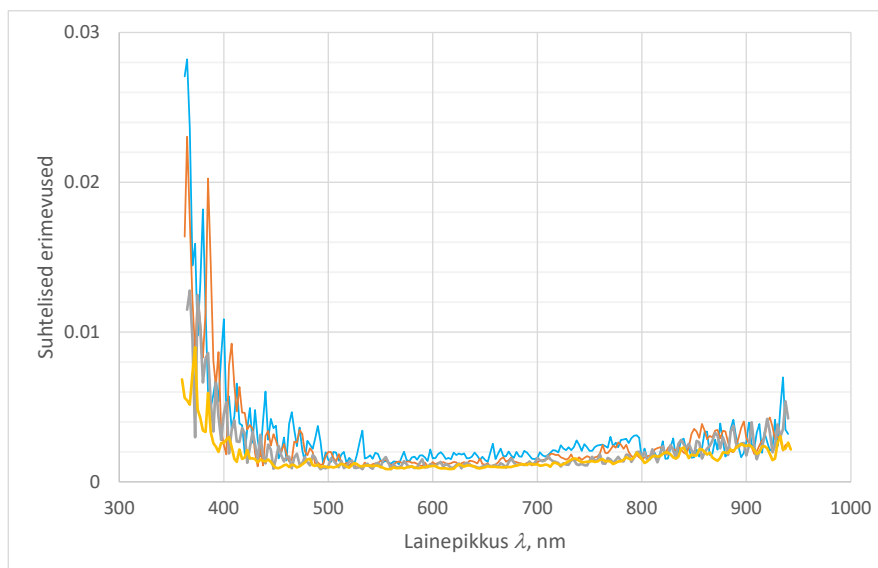
Kaugseiresensorite radiomeetriline kalibreerimine kujutab endast protseduuri, mille käigus sensori väljundsignaal (elektrivool, pinge või digitaalarv) seotakse rahvusvahelise mõõtühikute süsteemini SI jälgitava spektraalse kiiritustiheduse ühikuga $Wm^{-2}nm^{-1}$ või spektraalse kirkuse ühikuga $Wm^{-2}nm^{-1}sr^{-1}$. Kalibreerimise põhimõte on lihtne: sensori väljundsignaal registreeritakse, kui tema sisendisse on juhitud kiirgus etalonallikast. Väljundsignaali jagatis etaloni tekitatud kirkuse või kiiritustihedusega annabki sensori radiomeetrilise tundlikkuse. Protseduuri muudavad tehniliselt keerukaks mitmed asjaolud. Kalibreerimiseks kasutatavad etalonlambid on mehaaniliselt õrnad, lühikese tööeaga, vajavad väikese tõrkekindluse ja ebastabiilsuse tõttu sagedat ülekalibreerimist – umbes kord aastas. Kalibreerimise ajal peavad valgusallikas ja radiomeeter olema hoolikalt justeeritud, lambi elektriline režiim tagatud tuhandiku täpsusega, kogu protseduur hoolikalt kavandatud ja dokumenteeritud, et kindlustada võimalikult hea mõõtmiste korratavus. Kalibreerimislaboris peavad olema stabiilsed keskkonnatingimused ja puhas, filtreeritud õhk. Parasiitpeegeldumiste mõju vähendamiseks on optikalabori seinad, laed ja põrandad värvitud mustaks. Tartu observatooriumis on need tingimused täidetud ja seetõttu oleme korduvalt osutunud sobilikeks projektipartneriteks optiliste täppismõõtmiste teostamisel.

Spektraalse kiiritustiheduse sensori kalibreerimine toimub järgmiselt. Kalibreerimisetalon (1000 W kvartskestaga halogeen-hõõglamp) ja sensor paigutatakse optilisele siinile nii, et lambi referentspinna ja sensori koosinushajuti vahekaugus on $(500 \pm 0,2)$ mm. Vahekauguse mõõtmiseks kasutatakse spetsiaalset ühes otsas lõikuvate laserkiirtega mõõdikut, et vältida õrnade optiliste pindade puudutamist. Lamp ja radiomeeter justeeritakse ühisele optilisele teljele kahekiirelise laseri abil, kasutades laserikiire tagasipeegeldusi ristuvatelt pindadelt. Ruumilise haj valguse vähendamiseks asuvad lamp ja radiomeeter teine teisel pool 60 mm avaga vesijahutatavat seinat. Pimemõõtmiste ajaks suletakse ava mehaanilise katikuga. Etalonlambi töövoolu suurendatakse aeglaselt (u 2 min jooksul) nullist nominaalväärtuseni ja siis lastakse enne mõõtmiste alustamist lambil 20 min jooksul stabiliseeruda. Etalonlambi töövool ja -pinge ning labori keskkonnatingimused salvestatakse automaatselt andmebaasi. Sensori väljundsignaal registreeriti 30 kordumõõtmisena kahe erineva säriajaga, millele lisandusid pimemõõtmised suletud katikuga. Kalibreerimise tugiväärtuseks on etalonlambi tunnistuses toodud spektraalne kiiritustihedus. Vältimaks lambi korduvat sisse-väljalülitamist valmistati LCE-2 tarbeks spetsiaalsed rakised, mis võimaldasid kalibreeritavaid sensoreid kiiresti ja täpselt üles seada. Ühe sensori kalibreerimisele kulus alla 5 minuti.

Spektraalse kirkuse sensorite kalibreerimine toimub samamoodi, aga etalonina kasutatakse lambist ja difuusselt peegeldavast teflonpaneelist koosnevat kirkuse allikat. Paneel asetatakse lambist 500 mm kaugusele risti optilise teljega, radiomeeter suunatakse paneelile optilise telje suhtes 45-kraadise nurga all. Komponentide justeerimiseks kasutatakse samuti lasereid ja peegleid, sensori väljundsignaal registreeritakse sarnaselt eelkirjeldatuga. Kalibreerimise tugiväärtuseks on etalonlambi kiiritustihedusest ja paneeli peegeldustegurist tuletatud spektraalne kirkus. Nii kirkuse kui ka kiiritustiheduse mõõtmised viidi läbi kahe etalonlambiga, mis tõi muidugi kaasa kalibreerimisel kasutatavate mõõtevahendite ümberjusteerimise. Samas andis kahe etaloni kasutamine väärtuslikku teavet kalibreerimisega seotud määramatuse hindamiseks. Etalonlambid ja paneel kalibreeriti eelnevalt Ühendkuningriigi metroloogiainstituudis NPL.

Peale radiomeetrilise kalibreerimise tuleb spektraalse kirkuse ja kiiritustiheduse sensoreid iseloomustada ka teiste parameetrite osas. Siia kuuluvad näiteks lainepikkuste skaala, spektraalne hajuvälgus, radiomeetriline mittelineaarsus, pimesignaali ja tundlikkuse temperatuurikoeffitsiendid, ajaline sünkroonsus jne. Integreerimisajast sõltuva mittelineaarsuse kompenseerimiseks rakendati laborimõõtmistel erinevaid säriaegu. Ülejäänud parameetreid on Tartu observatooriumi optika-laboris üksikute sensorite puhul uuritud, kuid võrdlusmõõtmises LCE-2 osalenud radiomeetrite suure hulga tõttu oli nende täielik karakteriseerimine võimatu. Tänu FRM4SOC ajal omandatud kogemustele on Tartu observatooriumi osalusel juba käivitatud jätkuprojektid, mis sisaldavad uute instrumentide ehitamist ja olemasolevate põhjalikku iseloomustamist laboritingimustes.

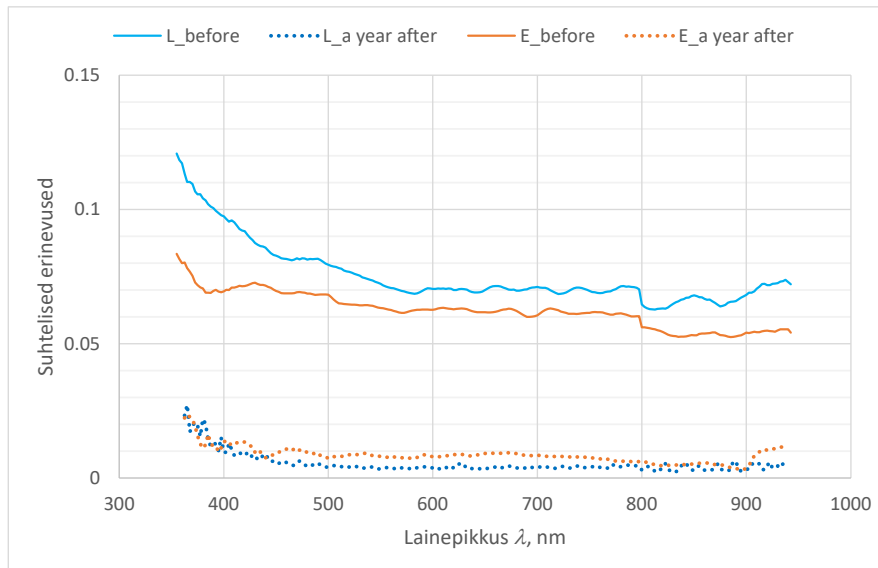
Joonis 3 näitab kirkuse ja kiiritustiheduse sensorite kalibreerimiskoeffitsientide suhtelisi erinevusi, mis on põhjustatud kahe kalibreerimisel kasutatud lambi, hajutava paneeli ja sensorite justeerimisest, aga samuti lampide lühiaegsest ebastabiilsusest. Arvutatud on enam kui 25 sensori kahe eri lambiga määratud kalibreerimiskoeffitsientide suhete standardhälbed. Andmed iseloomustavad nii LCE-2 kui ka aasta hiljem sama projekti järgmise etapi välivõrdluses FICE-AAOT osalenud sensoreid.



Joonis 3. Kirkuse ja kiiritustiheduse sensorite kalibreerimiskoeffitsientide suhteliste erinevuste standardhälbed kalibreerimisel kasutatud kahe eri lambi korral.

Joonis 4 näitab TriOS RAMSESe ja Satlantic HyperOCRi kirkuse ja kiiritustiheduse sensorite kalibreerimiskoeffitsientide erinevusi, kui sensorid on kalibreeritud eri aegadel ja eri laborites, kus peale radiomeetrite ebastabiilsuse põhjustavad erinevusi ka muud tingimused, nagu kasutatud etalonide kalibratsiooni jälgitavus SI ühikuteni, temperatuur, mittelineaarsus jne.

Suurimaid erinevusi mõõtetulemustes põhjustab tavaliselt sensorite kalibreerimine erineva suutlikkusega laborites. Samas ei saa välistada sensorite omaduste hüppelist muutumist, mis võib põhjustada isegi suuremaid erinevusi. Sensorite kalibreerimine samas laboris aastase vahega näitas, et enamik neist (üle 80%) on aasta jooksul muutunud siiski vähem kui $\pm 1\%$. TriOS RAMSESe korral on kirkuse sensorite stabiilsus märgatavalt parem kiiritustiheduse sensorite stabiilsusest.



Joonis 4. Kirkuse ja kiiritustiheduse sensorite kalibreerimiskoeffitsientide suhtelised erinevused: kalibreerimisandmed enne LCE-2 ja LCE-2 kalibreerimise tulemused (pidevad jooned); suhteline muutus aasta jooksul pärast LCE-2 samas laboris kalibreerides (punktirjooned). L – kirkuse sensorid, E – kiiritustiheduse sensorid.

Mõõtmised laboritingimustes

Võrdlusmõõtmiste esimene osa viidi läbi laboritingimustes (joonis 5), et minimeerida mõõtetulemusi mõjutavate keskkonnategurite osatähtsust ja kontrollida parima võimaliku kooskõla taset osalenud radiomeetrite vahel. Mõõteobjektidena olid kasutusel stabiilsed kirkuse ja kiiritustiheduse allikad, mida kõik osalejad kordamööda mõõtsid.

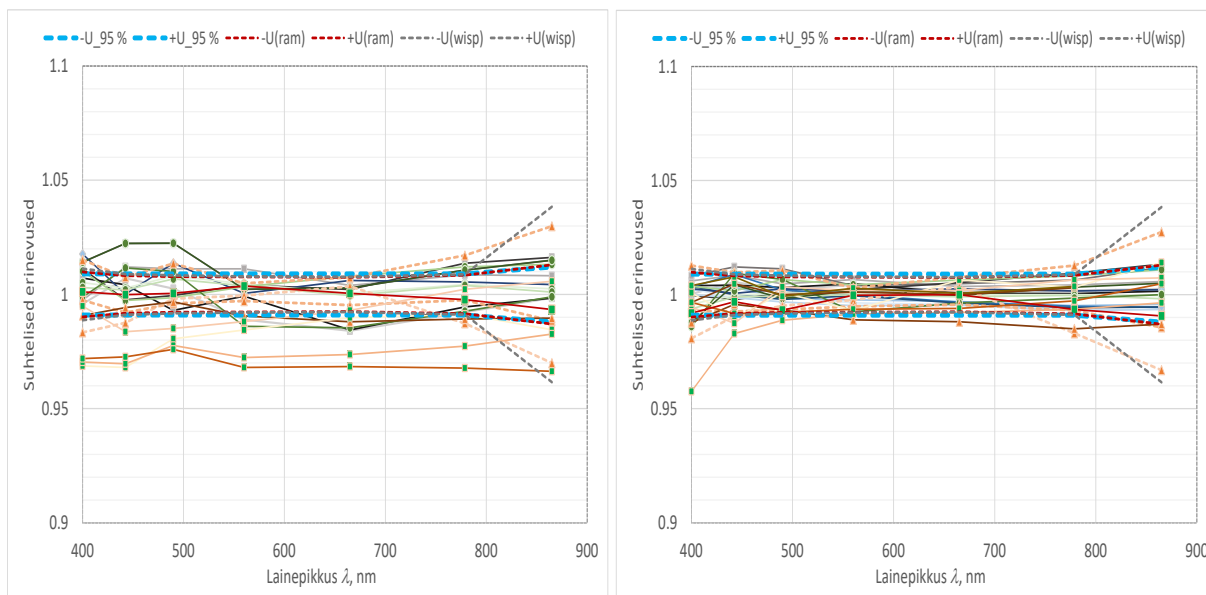
Kiiritustiheduse allikana kasutati FEL-tüüpi 1 kW võimsusega hõõglampi. Sama tüüpi lampe kasutati ka võrdluses osalevate seadmete radiomeetriliseks kalibreerimiseks, aga võrdlusobjektiks olev lamp ei olnud kalibreeritud, peale selle mõõdeti seda kalibreerimisel kasutatava 0,5 m asemel umbes 1 m kauguselt. FEL-lamp oli seega osalejate jaoks tundmatu kiirgusallikas, mille tekitatud spektraalne kiiritustihedus eelnevalt kokkulepitud asukohas tuli osalejatel ära mõõta ja tulemused edastada juhtlaborile. Kuna kiiritustiheduse väärtus on pöördruutsõltuvuses kaugusega lambist, oli spektromeetri ja lambi vahekauguse seadmine olulise tähtsusega. Et vältida seadmete vahetamise ja justeerimise ajaks lambi väljalülitamist, asus lambi ees katik ja teisel pool katikut lambi suhtes fikseeritud märklaud. Kui katik oli suletud, oli võimalik laserkiire ja märklaual asuva niitristi abil justeerida radiomeeter optilisele teljele ning paigutada spetsiaalse kaugusmõõtja abil radiomeeter märklaust 0,5 m kaugusele.

Kirkuse allikana kasutati sisevalgustusega 30 cm läbimõõduga integreerivat sfääri. Läbi sfääri seinas oleva 10 cm läbimõõduga ava mõõdeti sfääri sisepinna kirkust. Sfääri valgustamiseks kasutati 150 W hõõglampi ja 8-harulist optiliste fibrite kimpu, millega juhiti lambi kiirgus sfääri. Lambi ja fibrikimbu vahel oli muudetava laiusega pilu, mille abil sai sfääri sisepinna kirkust reguleerida, muutmata seejuures kiirguse spektraalset koostist. Võrdluseks kasutati kahte teineteisest umbes 10 korda erinevat kirkuse nivood, et simuleerida ligilähedaselt välimõõtmistel esinevate taeva ja vee kirkuste väärtusi. Hõõglambi tekitatud kiirguse spektraalne koostis (suhteliselt lähedane 3000 K temperatuuriga absoluutselt musta keha kiirgusele) muidugi välimõõtmiste tingimusi jäljendada ei suutnud, kuid oli seevastu lähedane radiomeetrilisel kalibratsioonil kasutatud FEL-lambi kiirguse spektrile. Sfääri sisepinna kirkuse seadmiseks kasutati sfääri külge monteeritud fotomeetrilist lairibavastuvõtjat, mille väljundpinge järgi reguleeriti lambi ja fibrikimbu vahel asuva pilu laiust.

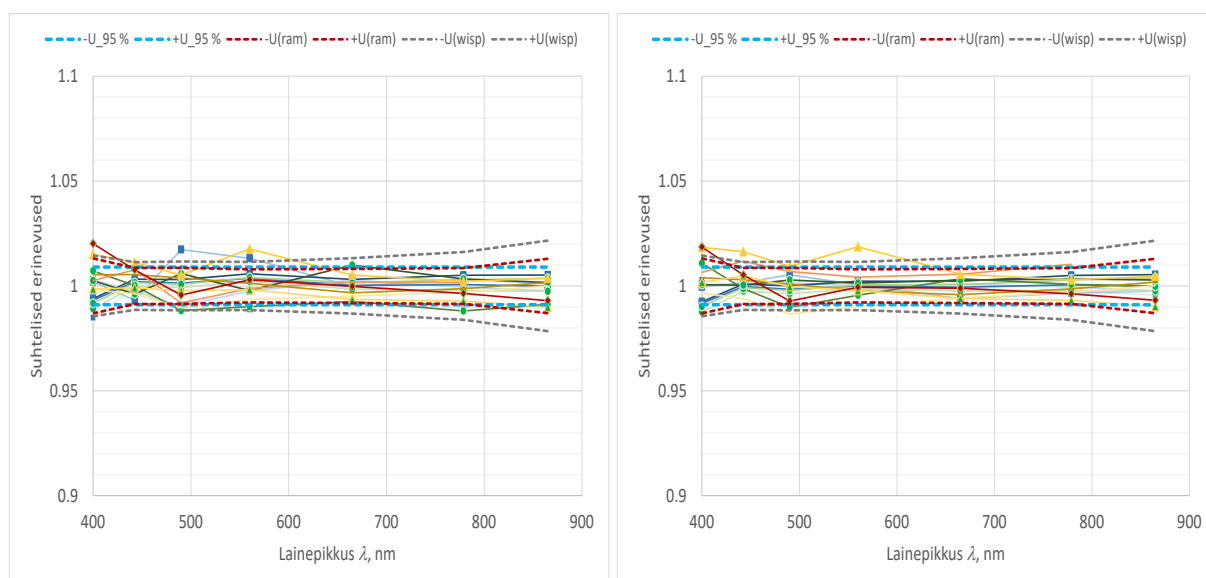


Joonis 5. Võrdlusemõõtmised laboritingimustes.

Kuna laborimõõtmistel olid nii keskkonnatingimused kui ka testobjektide optilised omadused väga sarnased radiomeetrilise kalibreerimise tingimustega, oli nii kirkuse kui ka kiiritustiheduse sensorite tulemuste kooskõla ootuspäraselt rahuldav, vt joonised 6 ja 7. Esialgsetes andmetes oli küll mõningaid lahknevusi, kuid need kõik olid seletatavad kas inimliku eksituse (näiteks vale kalibratsioonifaili kasutamine) või andmetöötluse erinevusega (põhiliselt erinevate parandite rakendamine või mitterakendamine). Ühetaolise andmetöötluse korral olulisi hälbeid grupist ei esinenud.



Joonis 6. Madala nivooga kirkuse mõõtmine laboris: osavõtjate saadetud tulemuste kooskõla (vasakul), kooskõla pärast andmete läbivaatamist juhtlabori poolt ning osavõtjate ja juhtlabori parandusi (paremal). Sinine punktiir – paremal asuvate andmete alusel saadud laiendmääramatuse vahemik, mis hõlmab 95% punktidest. Punane punktiir – RAMSESe sensorite laiendmääramatus, hall punktiir – WISPID.



Joonis 7. Kiiritustiheduse mõõtmine laboris: osavõtjate saadetud tulemuste kooskõla (vasakul), kooskõla pärast andmete läbivaatamist juhtlabori poolt ning osavõtjate ja juhtlabori parandusi (paremal). Sinine punktiir – paremal asuvate andmete alusel saadud laiendmääramatuse vahemik, mis hõlmab 95% punktidest. Punane punktiir – RAMSESe sensorite laiendmääramatus, hall punktiir – WISPID.

Mõõtmised välitingimustes

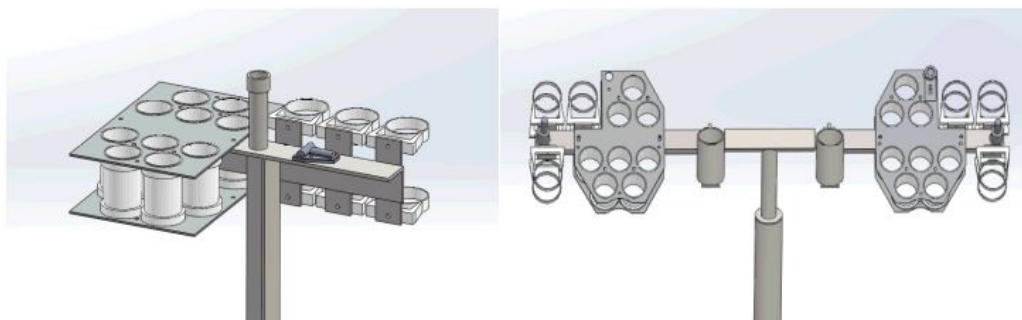
Hindamaks kuivõrd sarnased on eri sensorite mõõtetulemused vähem kontrollitud ja reaalsel välimõõtmistel esinevates tingimustes, seati kõik radiomeetrid üles Kääriku järve platvormile (joonis 8). Selleks et tulemused oleksid võrreldavad ehk sensorid oleksid suunatud samale alale, konstrueeriti kaks mõõteraami (joonised 9 ja 10). Ühele raamile paigutati kõik kiiritustiheduse sensorid ja teisele kirkuse omad.

Kiiritustiheduste mõõtmiste puhul valiti välja kõige stabiilsemad taevatingimused (kõige vähem pilvi ja võimalikult kaugel päikesest) ning valitud ajaperioodil mõõtsid kõik sensorid üheaegselt.

Kuivõrd kirkust mõõtvate sensorite vaateväli on märksa väiksem, siis suunati sensorid võimalikult ühtlasele alale. Pooltel juhtudel mõõdeti pilvevaba sinist taevast ja pooltel juhtudel veepinna kirkust. Katseliselt suunati sensorid ka pilvedele, et võrrelda veel ühte spektraalselt oluliselt erinevat objekti, kuid hilisem analüüs näitas, et pilvemassiivid olid liiga väikesed, ebaühtlased ja ajaliselt muutlikud, mistõttu ei olnud neid andmeid võimalik võrdlusmõõtmise analüüsid kasutada.



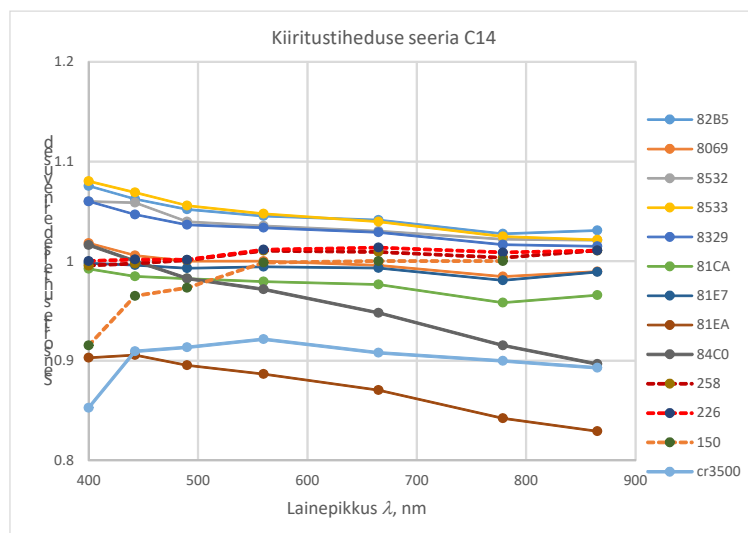
Joonis 8. Võrdlusmõõtmised Kääriku järve platvormil.



Joonis 9. 3D CAD raami joonised kiiritustiheduse sensorite (vasakul) ja kirkuse sensorite (paremal) ülesseadmiseks välimõõtmistel.



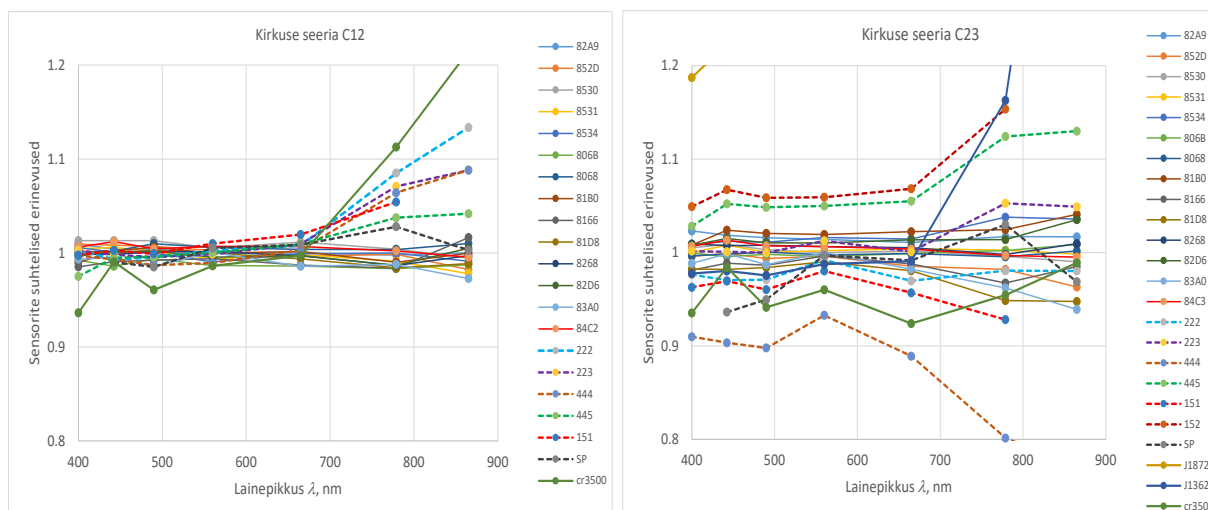
Joonis 10. Kõik kirkuse ja kiiritustiheduse sensorid olid LCE-2 välimõõtmistel paigutatud spetsiaalsetesse raamidesse, et tagada neile kindel asend ja suunata kõik mõõteriistad samale objektile. Vasakpoolne raam – kiiritustiheduse sensorid, parempoolne raam – kirkuse sensorid.



Joonis 11. Kiiritustiheduse sensorid välimõõtmisel: kooskõla konsensusväärtusega. Pidevad jooned – RAMSESE sensorid, punktiirjooned – HyperOCRI sensorid.

Kiiritustiheduse sensorite vahelisi suhtelisi erinevusi kujutab joonis 11. HyperOCRI sensorid on näidatud punktiirjoonega, RAMSESE grupp pideva joonega. HyperOCRI sensorite grupi hajusus on võrreldes ülejäänud sensoritega märgatavalt väiksem ning kooskõla konsensusväärtusega üsna hea.

Joonisel 12 on näha kirkuse sensorite kooskõla konsensusväärtusega. Seeria C12 ajal mõõdeti pilvevaba sinise taevaala kirkust, seeria C23 korral otsese päiksekiirgusega valgustatud vee kirkust. C23 signaali tase on oluliselt väiksem võrreldes C12 tasemega, seetõttu on sensoritevaheline suhteline hajusus suurem. Kirkuse mõõtmisel on HyperOCRI sensorite grupi hajusus võrreldes RAMSESE sensoritega märgatavalt suurem.



Joonis 12. Kirkuse sensorite kooskõla konsensusväärtusega. Pidevad jooned – RAMSESe sensorid, punktiirjooned – HyperOCRI sensorid. Seeria C12 – sinine taevas, C23 – vesi.

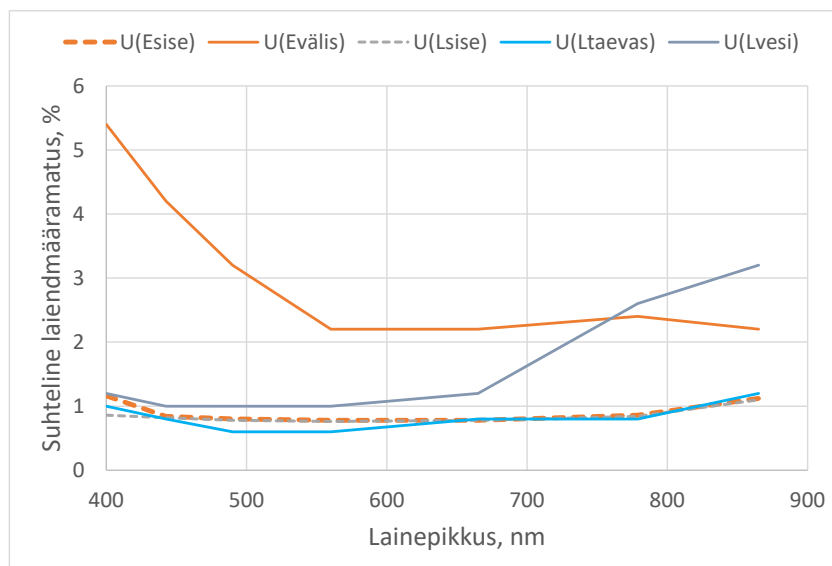
Mõõtemääramatus

LCE-2 raames hinnati kirkuse ja kiirustiheduse tulemuste määramatust nii laboris kui ka välimõõtmistel. Välitingimustes vaadeldi eraldi taeva kiirustiheduse ning taeva ja vee kirkuse tulemusi. Määramatuse analüüsi eesmärgiks oli välja selgitada, millised määramatuse komponendid aitavad selgitada võrdlusel ilmnenu sensoritevahelisi erinevusi. Laboratoorsetel mõõtmistel hinnati kiirustiheduse tulemuste määramatust 1 m kaugusele asetatud FEL-lambi mõõtmisel ja kirkustulemuste määramatust integreeriva sfääri mõõtmisel kahel umbes 10 korda erineval intensiivsusel. Välimõõtmiste määramatuse hinnang põhineb võrdlusel ilmnenu TriOS RAMSESe sensorite erinevustel ja kirjandusest võetud infol [11]–[16]. Hinnati Päikese kiirustiheduse, sinise taeva ja otsese päikesekiirgusega valgustatud vee kirkuse tulemusi.

Määramatuse hindamisel käsitleti järgmisi tegureid:

- radiomeetrilise kalibreerimise määramatus kalibreerimistunnistuses,
- radiomeetrilise kalibratsiooni interpoleerimine mingile kindlale lainepikkusele,
- radiomeetri ebastabiilsus,
- kiirgusallika sõltuvus töövoolu seadmisest ja mõõtmisest,
- sõltuvus kiirgusallika kauguse seadmisest ja mõõtmisest,
- kiirgusallika ebahütlus mõõtekaugusel,
- justeerimise korratavus mõõtevahendite mõõteasukohta seadmisel,
- radiomeetri mittelineaarsus,
- radiomeetri temperatuurisõltuvus,
- radiomeetri spektraalne hajuvallus,
- radiomeetri kiirgus- ja pimesignaali müra.

Kuna kõik võrdlusel osalenud radiomeetrid olid kalibreeritud TO optikalaboris vahetult enne võrdlust, siis radiomeetrite kalibreerimistunnistuses antud määramatus ei ole võrdlusel ilmnenu sensoritevaheliste erinevuste põhjuseks, kuna kalibreerimise korratavus on võrreldes kalibreerimise määramatusega ligi kümme korda väiksem.



Joonis 13. RAMSESe sensorite erinevust iseloomustavad suhtelised laiendmääramatused. E – kiiritustihedus, L – kirkus.

RAMSESe sensorite erinevusi iseloomustavat suhtelist laiendmääramatust näitab joonis 13. Laborimõõtmistel iseloomustab nii kirkuse kui ka kiiritustiheduse sensorite omavahelisi erinevusi võrreldav 1% laiendmääramatust. Välitingimustes on kiiritustiheduse sensorite suhtelised erinevused märgatavalt suuremad kui kirkuse sensoritel. Kirkuse sensorite erinevuste kasv ilmnes vee kirkuse mõõtmisel üsna madala nivooga mõõtesignaali korral.

Kokkuvõte

Mõõtmiste tase ja rahvusvaheline ekvivalentsus selgub rahvusvahelise koostöö, eelkõige sobiva taseme võrdlusmõõtmistel kooskõla näitamise kaudu. Tulemuste kooskõla hindamisel on võtmekohal mõõtemääramatust, mille hindamise aluseks on rahvusvaheline juhend GUM [4]. GUMi alusel tehtud hinnangud ei tarvitse alati anda optimaalset lahendust, eriti kui olukorda komplitseerib mõõteseria tulemuste omavaheline korrelatsioon või raskused süstemaatiliste efektide mõju määramisel. Mõlemad probleemid võivad viia määramatuse ekslikule hindamisele ning võrdlusmõõtmised on siin asendamatuks abiks, et kinnitada tehtud hinnanguid ja anda uut infot nende täpsustamiseks.

LCE-2 võrdlus hõlmas paljusid kaugseire veepealsetel mõõtmistel praegu levinud radiomeetrite tüüpe, kusjuures mõni tüüp olid võrdlusel esindatud üsna arvukalt. Kokku kasutati mõõtmisel 28 kirkuse ja 16 kiiritustiheduse sensorit. Saadud tulemuste alusel oli võimalik hinnata nii sama kui ka eri tüüpi sensorite omavahelisi erinevusi ning täpsustada mõõtemääramatuse hinnanguid. Ulatuslik kalibreerimisinfo, kasutades mitut integreerimisaega, andis lisavõimaluse põhjalikult uurida sensorite mittelineaarsust. Enamik LCE-2 võrdluses kasutatud sensoreid kalibreeriti aasta hiljem TO optikalaboris järgmise välivõrdluse FICE-AAOT tarbeks ja see näitas, et aasta jooksul muutus enamik sensoritest vähem kui $\pm 1\%$ võrra.

Sensorite kalibreerimisseisund oli põhitegur, mis mõjutas saavutatavat sensoritevahelist kooskõla. Näiteks eri ajal tootjate tehtud kalibreerimised põhjustasid sensorite erinevusi enam kui $\pm 10\%$ tasemel. Varasemad kalibreerimised erinevates kalibreerimislaborites ja teadusinstituutides põhjustasid erinevusi umbes $\pm 3\%$ tasemel. Erinevad arvutusviisid (mittelineaarsuse ning hajuvalguse efektide parandamine või mitteparandamine ja OLCI ribade väärtuste arvutusviis) võivad põhjustada erinevusi umbes $\pm 1...2\%$ tasemel iga teguri kohta. Parim osalevate sensorite kooskõla 0,5...0,8% tasemel saavutati siis, kui värskest kalibreeritud sensoritega mõõtmistel ja andmetöötluses kasutati võimalikult ühetaolisi protseduure.

Ilmnes, et kirkuse sensorite erinevused olid välvõrdluses umbes kaks korda suuremad kui sisevõrdluses. Osalt on põhjuseks osavõtjate andmetöötluse erinevused, aga ka sensorite erinevused, kuna välimõõtmistel ei rakendatud temperatuuri, mittelineaarsuse, hajuvalguse jne efektide parandeid. Kiiritustiheduse sensorite erinevused olid välvõrdluses isegi üle viie korra suuremad kui sisevõrdluses. Üsna tõenäoliselt on selle põhjuseks sensorite sisendoptika erinevused ja ootamatult suured erinevused sensorite suunatudliikuse hälvetes koosinusfunktsioonist [17]. Ilmnenud erinevusi ei saa kuidagi täielikult selgitada selliste mõjurite toimega nagu temperatuur, mittelineaarsus ja hajuvalgus. LCE-2 võrdlus tõi esile TriOS RAMSESe ja Satlantic HyperOCRI sensorite erineva toimimise. RAMSESe grupi puhul olid kirkuse sensorite erinevused sise- ja välimõõtmistel väga sarnased. Välimõõtmiste suurem hajusus oli põhjustatud HyperOCRI ja teiste sensorite poolt. Kiiritustiheduse mõõtmistel seevastu oli HyperOCRI sensorite suhteline hälve konsensusväärtusest väga väike ja sensoritevahelise erinevuse andsid just RAMSESe sensorid.

Viidatud kirjandus

1. The International System of Units (SI), 8th ed., Bureau International des Poids et Mesures (BIPM), Organisation Intergouvernementale de la Convention du Mètre, Sèvres Cedex, France, updated in 2014-2006. [Online]. Available: <https://www.bipm.org/en/publications/si-brochure/>. [Accessed: 14-Sep-2018].
2. Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement. International Organization for Standardization (ISO), Geneva-1995.
3. Copernicus. [Online]. Available: <http://copernicus.eu/>. [Accessed: 14-Sep-2018].
4. Sentinel Online - ESA. [Online]. Available: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/home>. [Accessed: 14-Sep-2018].
5. A Quality Assurance Framework for Earth Observation: Operational Guidelines. QA4EO task Team, 2009.
6. N. Fox and M. C. Greening, A guide to comparisons – organisation, operation and analysis to establish measurement equivalence to underpin the Quality Assurance requirements of GEO, versio-4, QA4EO-QAEO-GEN-DQK-004. GEO, 2010.
7. C. J. Donlon, P. J. Minnett, N. Fox, and W. Wimmer. Chapter 5.2 - Strategies for the Laboratory and Field Deployment of Ship-Borne Fiducial Reference Thermal Infrared Radiometers in Support of Satellite-Derived Sea Surface Temperature Climate Data Records. Optical Radiometry for Ocean Climate Measurements, vol. 47, Academic Press, 2014, pp. 247–304.
8. FRM4SOC. [Online]. Available: <https://frm4soc.org/>. [Accessed: 14-Sep-2018].
9. D. Antoine et al., IMOS Radiometry Task Team, Final report, Jun. 2017.
10. J. Kuusk, I. Ansko, V. Vabson, M. Ligi, and R. Vendt. Protocols and Procedures to Verify the Performance of Fiducial Reference Measurement (FRM) Field Ocean Colour Radiometers (OCR) used for Satellite Validation. Tartu Observatory, Tõravere, Technical Report TR-5, Feb. 2017.
11. G. Zibordi et al. *In situ* determination of the remote sensing reflectance: an inter-comparison. Ocean Sci., vol. 8, pp. 567–586, 2012.
12. G. Zibordi and K. J. Voss. Chapter 3.1 - *In situ* Optical Radiometry in the Visible and Near Infrared. Optical Radiometry for Ocean Climate Measurements, vol. 47, C. J. D. and A. C. P. Giuseppe Zibordi, Ed. Academic Press, 2014, pp. 247–304.
13. M. Gergely and G. Zibordi. Assessment of AERONET-OC L WN uncertainties. Metrologia, vol. 51, no. 1, p. 40, 2014.
14. IOCCG, International Network for Sensor Inter-comparison and Uncertainty Assessment for Ocean Color Radiometry (INSITU-OCR) White Paper, available from http://www.ioccg.org/groups/INSITU-OCR_White-Paper.pdf, 2012." [Online]. Available: http://www.ioccg.org/groups/INSITU-OCR_White-Paper.pdf. [Accessed: 07-Feb-2017].
15. K. G. Ruddick, V. De Cauwer, Y.-J. Park, and G. Moore, "Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters," Limnol. Oceanogr., vol. 51, no. 2, pp. 1167–1179, Mar. 2006.

16. K. Alikas et al. Validation of Sentinel-3A/OLCI data over Estonian inland waters, presented at the AMT4 Sentinel FRM workshop, Plymouth, United Kingdom, 2017.
17. S. Mekaoui and G. Zibordi. Cosine error for a class of hyperspectral irradiance sensors. *Metrologia*, vol. 50, no. 3, p. 187, 2013.

International intercomparison of remote sensing radiometers in Estonia in 2017

Summary

The scientists of Tartu Observatory have been leading an international team that is working on European Space Agency (ESA) project “Fiducial Reference Measurements for Satellite Ocean Colour (FRM4SOC)” in 2016–2018. The project activities concentrate on measurement procedures and protocols, SI-traceable laboratory inter-comparison experiments in the new labs of Tartu Observatory, Mediterranean Sea and Atlantic Ocean, and sum up the results from both reference materials and field work in two different kinds of international workshops.

The ESA in cooperation with the European Commission will launch eight Earth Observation satellites working in the optical spectral domain, which data reliability has to be confirmed by Fiducial Reference Measurements on the surface of the Earth. The FRM4SOC was the first ESA open call tender won by the consortium led by an Estonian institute. The partners of Tartu Observatory (Estonia) in this responsible work are such leading European research centres as the National Physical Laboratory and Plymouth Marine Laboratory (UK), the Royal Belgian Institute of Natural Sciences (Belgium) and company ACRI-ST (France) which has long-standing experience in the field.

However, maintaining accurate and traceable ground-truth measurements is a major challenge for ocean-colour instruments, which demands detailed characterisation and extensive international collaboration. It is an important milestone and future - oriented project for technology development and Earth Observation applications.

Kaugseire kui abivahend väikejärvede kohtseire planeerimisel Koiva vesikonna väikejärvede näitel

Liis Sipelgas¹, Age Arikas², Kadri Auväärt¹, Kristi Altoja¹

¹ Keskkonnaagentuur, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn

² Tallinna Tehnikaülikool, meresüsteemide instituut, Akadeemia tee 15a, 12618 Tallinn

Kokkuvõte

Väikejärvede seiret tehakse üldjuhul üks kord veemajanduskava kehtimise ajal ehk kord kuue aasta kohta (v.a 11 pidevseire järve, kus seire toimub igal aastal). Arvestades riikliku keskkonnaseire piiratud ressursse, on tekkinud vajadus prioriseerida väikejärvi, millel teha seisundikassi määramiseks kohtmõõdistused. Uuringu eesmärgiks oli analüüsida võimalusi väikejärvede prioriseerimiseks kohtseire tarbeks, kasutades selleks kaugseire andmestiku põhjal hinnatud muutusi maakasutuses ja vee kvaliteedis ning ettevõtete omaseire andmeid. Koiva vesikonnas paiknevate väikejärvede valgalal analüüsiti aastatel 2013–2016 tehtud lageraiete osakaalu, hinnati järvevee läbipaistvust ja klorofüll a kontsentratsiooni Sentinel-2/MSI 2017–2018(mai) andmete alusel ning analüüsiti valgalal paiknevatest heitvee väljalaskudest põhjustatud toitainekoormusi aastatel 2013–2016. Analüüs tõi välja Koiva vesikonna väikejärved, mille valgalal oli toimunud märkimisväärne lageraie ja vee kvaliteedis oli, hinnatuna kaugseire andmestiku alusel, toimunud muutusi võrreldes enne 2012. aastat tehtud kohtmõõdistustega.

Märksõnad: Sentinel-2, C2RCC, väikejärved, klorofüll a, vee läbipaistvus, vee kvaliteet, ÖSE

Sissejuhatus

EL veepoliitika raamdirektiivi (VRD) kohaselt on seire üks eesmärk looduslike ja inimtekkeliste mõjude eristamine. Varasemad uuringud on näidanud, et lageraie veekogu valgalal suurendab toitainekoormust veekogule, mis võib põhjustada vee kvaliteedi halvenemist, eutrofeerumist või ohtlike vetikaõitsengute teket. Palviainen jt (2015) näitasid, et pärast lageraiet veekogu valgalal leiab 2–6 aasta möödudes aset märkimisväärne lämmastikuühendite kontsentratsiooni tõus. Seetõttu annab lageraiete ulatuse hindamine valgalal võimaluse hinnata inimtekkelise koormuse muutust veekogule. Keskkonnaseire allprogrammi „Maastike kaugseire“ raames on alates 2004. aastast läbi viidud lageraiete hinnangut. Lageraiete hindamise meetodika on kirjeldatud allprogrammi „Maastike kaugseire“ aruannetes (Peterson ja Arumäe, 2017).

Heitvee väljalasud valgalal on potentsiaalsed lisatoitainete allikad veekogule. Keskkonnalubade väljastamisel seab Keskkonnaamet igale heitvee väljalasule maksimaalse lubatud koormuse/kontsentratsiooni piirnõuded ning ühtlasi ka keskkonnaseire nõuded. Tavaliselt teostavad heitvee väljalaskude omanikud heitveeseiret kord kvartalis ning tulemused edastatakse veekasutuse aastaaruannetes Keskkonnaagentuurile.

Veekogumi seisundiklassi määramiseks hinnatakse mitmeid ökoloogilisi kvaliteedielemente. Kaugseire andmestikust on võimalik saada infot selliste näitajate kohta nagu vee läbipaistvus ja klorofüll a, mis kuuluvad ka pinnavee ökoloogilist seisundiklassi iseloomustavate kvaliteedielementide hulka. Peale selle on võimalik kaugseire andmestiku põhjal hinnata suurtaimestiku pindala (Peterson ja Liira, 2016).

Alates 2016. aastast on ESA avatud andmebaasist (<https://scihub.copernicus.eu/>) kättesaadavad multispektraalse satelliidisensori Sentinel-2/MSI andmed, mille ruumiline lahutus olenevalt spektraalkanalist on 10, 20 ja 60 meetrit. Sentinel-2/MSI ruumiline ja spektraalne lahutus võimaldab

andmeid kasutada ka Eesti väikejärvede keskkonnaseisundi analüüsil. Esimesed Sentinel-2/MSI andmete kasutuse tulemused on avaldatud magistritöös (Ansper, 2018) ja teadusartiklites (Toming jt, 2016; Kutser jt, 2016).

Käesoleva töö eesmärk oli analüüsida kaugseire andmestiku põhjal hinnatud muutusi maakasutuses ja vee kvaliteedis ning ettevõtte omaseires hinnatud järve valgala heitveekoormuste kasutusvõimalusi väikejärvede kohtseire planeerimisel. Analüüs viidi läbi Koiva vesikonna väikejärvede näitel aastate 2013–2017 andmestiku põhjal.

Metoodika

Hindamiseks lageraiete ulatust veekogu valgalal aastatel 2013–2016, arvutati lageraie protsent veekogu valgalast. Sisendandmetena kasutati riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Maastike kaugseire“ raames saadud aastate 2013–2016 lageraiete kaardikihte.

Analüüsimaiks heitveesuublate reostuskoormust, võeti EELISE andmebaasist väljavõtted valgalale jäävate heitveesuublate reostuskoormusest aastatel 2013–2016.

Hindamiseks vee kvaliteedinäitajaid Sentinel-2/MSI andmete põhjal, laaditi ESA veebiportaali kaudu (<https://scihub.copernicus.eu/>) alla ajavahemiku 2017–2018 (mai) pilvitud satelliidipildid Koiva vesikonna kohalt. Ülevaade vaadeldud järvede kohalt saadud pilvitutest piltidest on toodud tabelis 1.

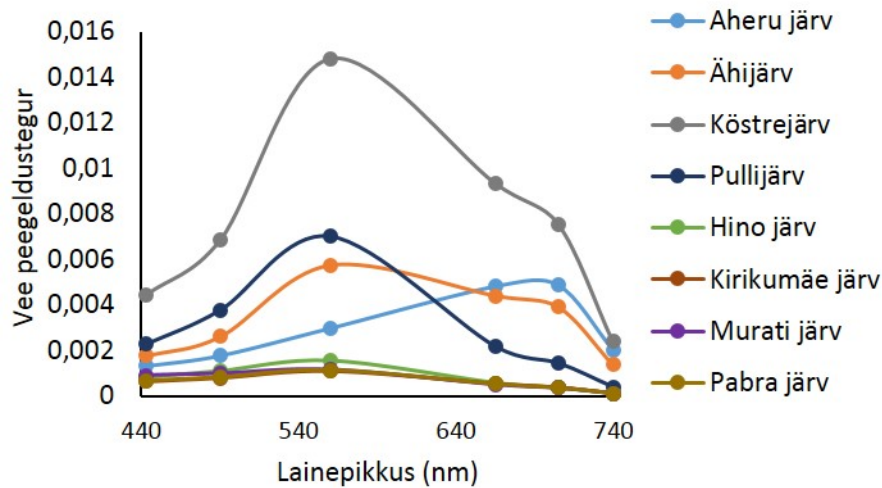
Tabel 1. Järvede analüüsiks kasutatud satelliidipiltide arv (2017-2018)

Järv	Piltide arv
Aheru järv	8
Hino järv	6
Kirikumäe järv	5
Köstrejärv	6
Murati järv	5
Pabra järv	5
Pullijärv	6
Ähijärv	7

Vee kvaliteedinäitajate – klorofüll a (Chl-a) kontsentratsioon ja vee läbipaistvus – hindamiseks kasutati C2RCC (*Case-2 Regional CoastColour*) protsessorit, mille sisendit täpsustati vee temperatuuride operatiivmõõdistuse andmete järgi. Brockmann Consult'i väljatöötatud protsessor töötab närvivõrgustiku tehnoloogia põhimõttel, seda on eelnevalt treenitud simuleeritud peegeldustegurite väärtustega (Brockmann jt, 2016). Protsessori C2RCC usaldusväärsust osal Koiva vesikonna väikejärvedest on analüüsinud Ave Ansper (2018) magistritöös. Olgugi et protsessoril on puudusi järvede puhul, kus lahustunud orgaanilise aine sisaldus on kõrge, on C2RCC protsessor praegu siiski sobivaim valik atmosfääri korrektsiooni teostamiseks väikejärvedes, võrreldes teiste vabalt kättesaadavate protsessoritega (Ansper, 2018).

Joonisel 1 on näidatud Koiva vesikonna järvede vee peegeldusteguri spektrid riiklikes mõõtejaamades 02.05.2017 pärast atmosfääri korrektsiooni. Jooniselt 1 on näha, et Ähijärve, Köstrejärve, Pullijärve, Hino järve, Kirikumäe järve, Pabra järve ja Murati järve spektrite maksimumid

on 550–560 nm juures, mis on iseloomulik optilisele veetüübile II (Case II water), mille jaoks C2RCC protsessor on välja töötatud. Väga eriline oli Aheru järve spekter (joonis 1), omades kõikidel juhtudel maksimumi 630–700 nm vahel ning seetõttu võib arvata, et Aheru järve klorofüll a hindamiseks ei ole C2RCC algoritm piisavalt usaldusväärne.



Joonis 1. Vee peegeldusspektrid Koiva vesikonna järvedes 02.05.2017.

Igale järvetüübile on keskkonnaministri 2009. aasta määrusega nr 44 kehtestatud kvaliteedinäitajate piirmäärad, mille alusel antakse veekogumile seisundiklass. Tabelis 2 on toodud kaugseire abil hinnatavate kvaliteedinäitajate (Chl-a ja vee läbipaistvus) piirmäärad eri järvetüüpide jaoks.

Tabel 2. Kvaliteedinäitajate piirmäärad järvetüüpide jaoks (keskkonnaministri määrus nr 44, 2009)

Kvaliteedinäitaja	Järve tüüp	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
Vee läbipaistvus (Secchi sügavus) (m)	Tüüp I	> 6	4–6	3 – < 4	2 – < 3	< 2
	Tüüp II	> 3	2–3	1 – < 2	< 1	< 1
	Tüüp III	> 3	2–3	1 – < 2	< 1	< 1
	Tüüp IV	–	–	–	–	–
	Tüüp V	> 5	3–5	2 – < 3	1 – < 2	< 1
Chl-a kontsentratsioon (mg m ³)	Tüüp I	< 1	1–2	> 2–3	> 3 – 5	> 5
	Tüüp II	< 10,8	10,8–28	> 28–52	> 52–215	> 215
	Tüüp III	< 5,8	> 5,8–13	> 13–26	> 26–104	> 104
	Tüüp IV	< 10	10–20	> 20–30	> 30	> 30
	V	< 5,4	5,4–13	> 13–26	> 26–103	> 103

Tulemused

Lageraied valgalal

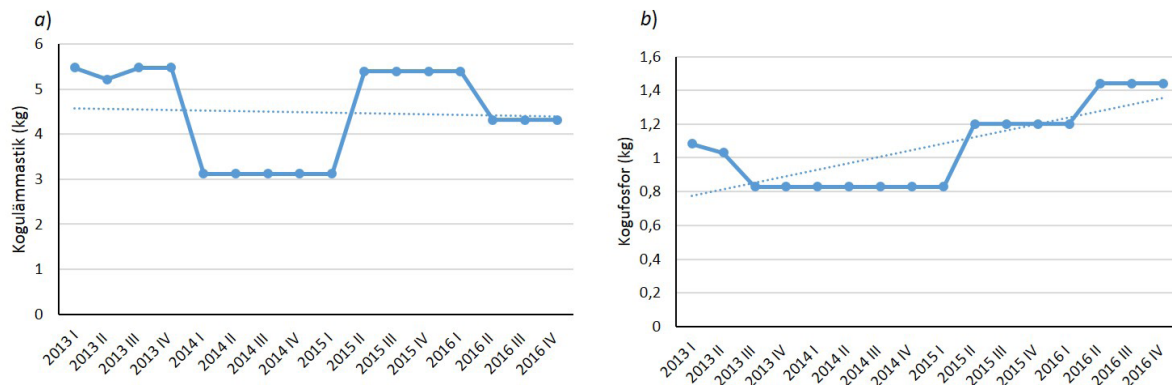
Tabelis 3 on toodud Koiva vesikonna väikejärvede valgala pindala, valgalal tehtud lageraiete pindala ning lageraiete osakaal valgalast protsentides ajavahemikus 2013–2016. Selgelt eristus Aheru järv, mille valgalal oli lageraieid 9,42% ulatuses, samuti oli märkimisväärne lageraiete osakaal Murati ja Köstrejärve valgalal, kus see jäi vahemikku 3,8% kuni 4,2%. Teiste järvede valgalal oli lageraiete osakaal alla 1%.

Tabel 3. Lageraie Koiva vesikonna järvede valgalal

Järv	Valgala (ha)	Lageraiete pindala 2013–2016 (ha)	Lageraiete % valgalast (v.a järv)
Aheru järv	852	58,4	9,42
Hino järv	611	1,31	0,32
Kirikumäe järv	288	0	0
Köstrejärv	153	5,4	3,83
Murati järv	1196	47,9	4,24
Pabra järv	1843	15,2	0,86
Pullijärv	183	0	0
Ähijärv	1544	7,1	0,52

Heitvee väljalaskude koormuse muutused

Keskonnaregistri andmete põhjal on Koiva vesikonna järvedest vaid Köstrejärve ja Pabra järve valgalal heitvee väljalasud. Pabra järve valgalal asub 3 sademevee väljalasku, mille kaugus järvest on üle 3 kilomeetri ning nende mõju järve toitainete koormusele võib pidada ebaoluliseks. Köstrejärve valgalal asub heitvee väljalask VA254. Keskkonnaamet on kehtestanud väljalaskele piirnormid nii üldlämmastiku (N_{tot}) kui ka kogufosfori (P_{tot}) kontsentratsioonide osas. 2015. aastal esines fosfori kontsentratsiooni osas piirnormi ületust. Joonisel 2 (a ja b) on näidatud kvartaalsed N_{tot} ja P_{tot} koormused heitvee väljalasus VA254. Väljalask VA254 asub ligi 500 meetrit Köstrejärvest eemal, olles järvega ühenduses läbi mitme kraavi ning seetõttu võib eeldada, et olulist koormuse muutust järvele see väljalask siiski ei põhjusta.



Joonis 2. a) Kogulämmastik (kg kvartalis) 2013–2016 ja b) kogufosfor (kg kvartalis) 2013–2016 Köstrejärve valgalal olevas heitvee väljalasus VA254.

Vee kvaliteet hinnatuna kaugseire andmete põhjal

Vee kvaliteedi muutuste analüüsiks kirjutati C2RCCga töödeldud satelliidipiltidelt välja veekihi sügavus, millest 90% tagasipeegeldunud kiirgusest pärineb ($K_d(z_{90})$) ja klorofüll a väärtused riiklikes mõõtejaamades. Satelliidipiltidelt hinnatud $K_d(z_{90})$ võrreldi enne 2012. aastat kontaktseires mõõdistatud vee läbipaistvusega (Secchi ketta järgi) ja satelliidiantmete põhjal hinnatud klorofüll a kontsentratsiooni võrreldi varasematel seiretöödel hinnatud klorofüll a väärtustega. Joonisel 3 on näidatud riikliku seire raames *in situ* mõõdistatud vee läbipaistvused ja klorofüll a kontsentratsioonid enne 2012. aastat ning aastatel 2017–2018 satelliidipiltidelt hinnatud $K_d(z_{90})$ ja klorofüll a kontsentratsioonid, samuti on näidatud vastavalt järvetüübile kvaliteedinäitaja klassipiirid analüüsitud järvede jaoks.

Aheru järv on klassifitseeritud järvetüüpi II. Joonisel 3a on näha, et vee läbipaistvus hinnatuna satelliitandmetest $K_d(z_{90})$ järgi on võrreldes enne 2012. aastat tehtud *in situ* mõõtmistega vähenenud. Kui vee läbipaistvuse järgi oli 2012. aastal vee kvaliteediklass „halb“, siis satelliidipiltidelt hinnatuna 2017. aastal juba „väga halb“. Klorofüll väärtusi Aheru järve kohta satelliidipiltidelt kahjuks hinnata ei olnud võimalik, kuna tulemused olid ebausaldusväärsed.

Ähijärv on klassifitseeritud järvetüüpi II. Joonisel 3b on toodud Ähijärve *in situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 1996–2017 andmete põhjal. Ähijärvel on *in situ* mõõdistusi tehtud igal aastal, sest järv kuulub pidevseirevõrgustikku. Joonisel 3b on näha, et vee läbipaistvus on *in situ* mõõdistuste põhjal langevas trendis, sama näitavad ka 2017. aasta satelliitmõõdistused. Kui enne 2012. aastat oli järv vee läbipaistvuse järgi kvaliteediklassis „hea“, siis 2017. aasta satelliidipiltidelt hinnatuna jäi vee läbipaistvus kvaliteediklassi „kesine“. Klorofüll a põhjal oli kvaliteediklass nii *in situ* mõõtmistest kui ka satelliidipiltidelt hinnatuna „hea“.

Murati järv on klassifitseeritud järvetüüpi II. Joonisel 3c on esitatud Murati järve *in situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 2004–2018 (mai) andmete põhjal. Joonisel 3c on näha, et vee läbipaistvus on kasvavas ja klorofüll a kontsentratsioon langevas trendis, mis viitab veekogu seisundi paranemisele. Kui enne 2012. aastat tehtud *in situ* mõõdistuste järgi oli järv vee läbipaistvuse järgi kvaliteediklassis „kesine“, siis aastate 2017–2018 satelliidipiltidelt hinnatuna jäi vesi kvaliteediklassi „hea“. Klorofüll a järgi oli kvaliteediklass *in situ* mõõtmiste järgi enne 2012. aastat „hea“ ning 2017.–2018. aasta satelliidipiltidelt hinnatuna „väga hea“.

Hino järv on klassifitseeritud järvetüüpi V. Joonisel 3d on esitatud Hino järve *in situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 2008–2018 (mai) andmete põhjal. Võrreldes *in situ* mõõdistusi aastate 2017–2018 satelliidipiltidelt hinnatud vee läbipaistvuse ja klorofüll a väärtustega, selgus, et vee läbipaistvus on langevas ja klorofüll a tõusvas trendis. Kui enne 2012. aastat tehtud *in situ* mõõdistuste järgi oli järv vee läbipaistvuse alusel kvaliteediklassis „hea“, siis 2017.–2018. aasta satelliidipiltidelt hinnatuna jäi vesi kvaliteediklassi „kesine“. Klorofüll a järgi oli kvaliteediklass nii *in situ* mõõtmiste järgi kui ka satelliidipiltidelt hinnatuna „hea“, kuigi trend oli tõusev.

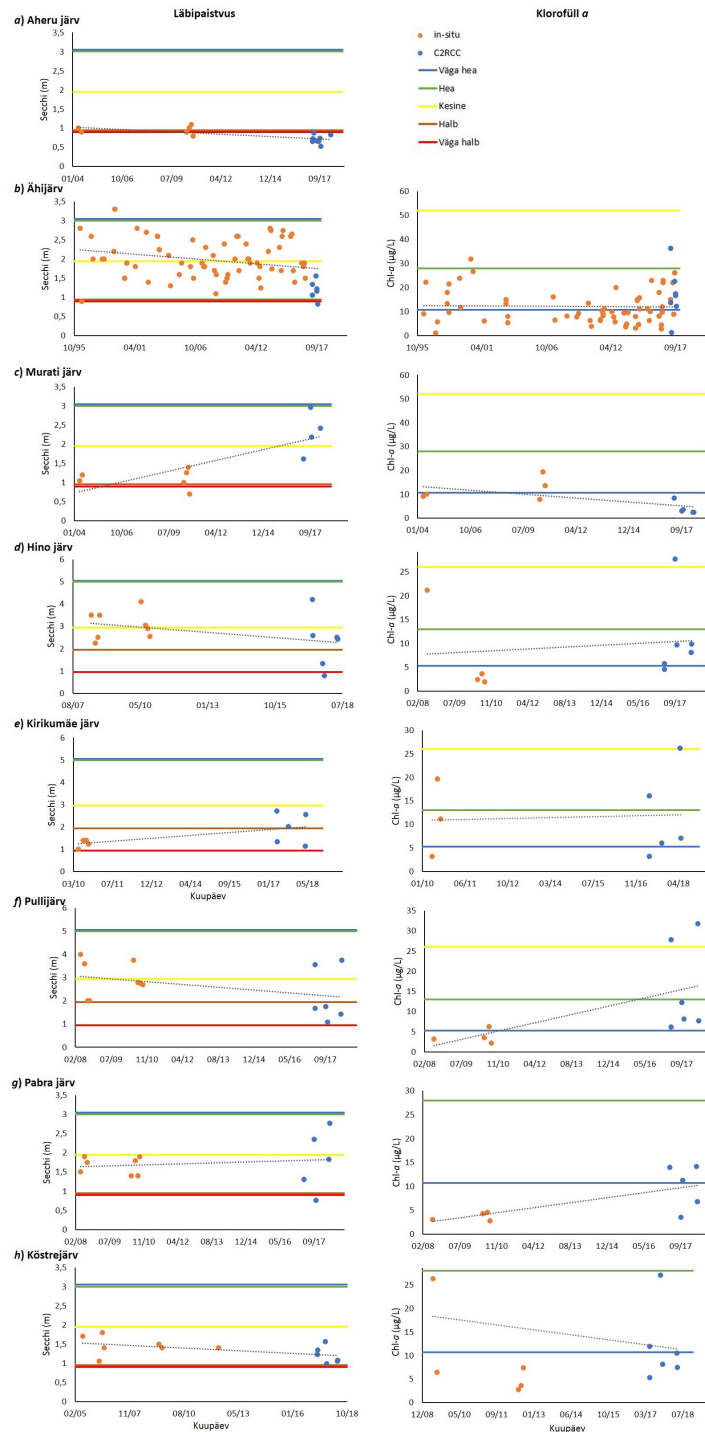
Kirikumäe järv on klassifitseeritud järvetüüpi V. *In situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 2010–2018 (mai) andmete põhjal on toodud joonisel 3e. Võrdlusest järeldus, et vee läbipaistvus ja klorofüll a kontsentratsioon on püsinud samas suurusjärgus. Mõlema kvaliteedinäitaja põhjal hinnatuna jäi vee kvaliteediklass samaks – läbipaistvuse alusel klassi „halb“ ja klorofüll a põhjal „hea“.

Pullijärv on klassifitseeritud järvetüüpi V. Joonisel 3f on näidatud Pullijärve *in situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 2008–2018 (mai) põhjal. Joonisel 3f on näha, et vee läbipaistvus on langevas ja klorofüll a tõusvas trendis, mis osutab veekogu seisundi halvenemisele. Vee läbipaistvuse alusel oli uuritava järve kvaliteediklass nii *in situ* mõõtmiste kui ka satelliidipiltide põhjal hinnatuna „kesine“, samas trend oli langev. Klorofüll a järgi oli kvaliteediklass *in situ* mõõtmiste põhjal enne 2012. aastat „väga hea“, kuid aastate 2017–2018 satelliidipiltidelt hinnatuna langenud klassi „kesine“.

Pabra järv on klassifitseeritud järvetüüpi II. Joonisel 3g on esitatud Pabra järve *in situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 2008–2018 (mai) alusel. Võrdlusest selgus, et vee

läbipaistvus on püsinud enam-vähem samas suurusjärgus, aga klorofüll a on selgelt tõusvas trendis. Sellegipoolest jäi uuritava järve vee kvaliteet mõlema kvaliteedinäitaja põhjal hinnatuna muutumatuks – läbipaistvuse alusel klassi „kesine“ ja klorofüll a põhjal „väga hea“.

Köstrejärv on klassifitseeritud järvetüüpi II. Joonisel 3h on toodud Köstrejärve *in situ* ja satelliitmõõdistuste tulemused aastate 2005–2018 (mai) alusel. Võrreldes eri andmestikke on näha, et vee läbipaistvus ja klorofüll a kontsentratsioon on püsinud samas suurusjärgus. Stabiilsus kajastub ka kvaliteediklasside muutumatuses – läbipaistvuse järgi jäi vee kvaliteet klassi „kesine“ ja klorofüll a põhjal „hea“.



Joonis 3. Vee läbipaistvuse ja klorofüll a kontsentratsioonide muutuste analüüs riikliku seire raames kogutud mõõtmisandmete põhjal (*in situ*) ja satelliidipildidelt hinnatuna (C2RCC). Vastavalt järve tüübile on näidatud uuritava kvaliteedinäitaja klassipiirid.

Arutelu

Tabelisse 4 on koondatud tulemused lageraiete hinnagu kohta järvede valgalal, info heitvee väljalaskude kohta ning klorofüll a ja vee läbipaistvuse kvaliteediklass 2012. aasta *in situ* seire ja aastate 2017–2018 satelliidiandmete põhjal hinnatuna. Lisaks on tabeli viimases kahes veerus näidatud veekogumi ökoloogilise seisundi koondhinnang (ÖSE) enne 2012. aastat ja 2016. või 2017. aastal tehtud seisundi hinnangu tulemus.

2017. aasta Sentinel-2 andmete põhjal hinnatud klorofüll a või läbipaistvuse kvaliteediklass oli halvenenud Aheru järves, Hino järves, Pullijärves ja Ähijärves. Pabra järves oli klorofüll a tõusev trend küll märkimisväärne, kuid vee kvaliteediklass Chl-a järgi muutumatu. Aheru järve valgalal oli 2013.–2016. aastal toimunud märkimisväärne lageraie. Kui võrrelda tabeli 4 viimases veerus toodud kohtseires hinnatud ÖSE muutusi ajavahemikus 2012–2017, on näha, et Aheru, Hino, Pabra ja Ähijärve seisund on muutunud seisundiklassist „hea“ seisundiklassi „kesine“ ning Pullijärv seisundiklassist „hea“ seisundiklassi „halb“. Kõstrejärve kohta klorofüll a ja läbipaistvuse kaugseire andmetest muutusi esile ei tulnud, seevastu lageraie protsent valgalal oli märkimisväärne. Kõstrejärv oli kohtseires 2018. aastal ja tulemusi uue seisundiklassi osas saab võrrelda 2019. aasta kevadel. Murati järve puhul näitasid klorofüll a ja vee läbipaistvus paranemist, kuid järve ökoloogilise seisundi koondhinnang kohtseire andmete põhjal näitas, et järv oli nii 2012. kui ka 2017. aastal seisundiklassis „kesine“ (põhjuseks suurtaimestik). Kirikumäe järve puhul oli vee läbipaistvus kaugseire andmetel muutunud seisundiklassist „halb“ seisundiklassi „kesine“, kuid järve ökoloogilise seisundi koondhinnang näitas, et järv oli nii 2012. kui ka 2017. aastal seisundiklassis „kesine“.

Tabel 4. Koondtabel: lageraiete osakaal ja heitvee väljalaskude koormuste hinnang uuritud järvede valgaladel, järvede seisundiklassid määratuna vee läbipaistvuse ja klorofüll a andmete põhjal nii *in situ* seirest kui ka aastate 2017–2018 satelliidiandmetest ning järvede seisundi koondhinnang (ÖSE).

Järv	Lageraiete % 2013–2016	Heitvee väljalaskude koormus 2013–2016	Seisundiklass kvaliteedinäitajate vee läbipaistvus (T) ja Chl-a järgi				ÖSE	
			T <i>in situ</i> (enne 2012)	T satelliit (2017–2018)	Chl-a <i>in situ</i> (enne 2012)	Chl-a satelliit (2017–2018)	Enne 2012	2016 ja 2017
Aheru järv	9,42	puudub	halb	väga halb	kesine	–	hea	kesine
Hino järv	0,32	puudub	hea	kesine	hea	hea	hea	kesine
Kirikumäe järv	0	puudub	halb	kesine	hea	hea	kesine	kesine
Kõstrejärv	3,83	P koormus üle piirväärtuse	kesine	kesine	hea	hea	kesine	–
Murati järv	4,24	puudub	kesine	hea	hea	väga hea	kesine	kesine
Pabra järv	0,86	kaugemad sademevee väljalasud – ebaoluline	kesine	kesine	väga hea	väga hea	hea	kesine
Pullijärv	0	puudub	kesine	kesine	väga hea	kesine	hea	halb
Ähijärv	0,52	puudub	hea	kesine	hea	hea	hea	kesine

Järeldused

Koiva vesikonna väikejärvede põhjal läbi viidud analüüs näitas, et kaugseire abil hinnatud vee kvaliteedinäitajate (läbipaistvus ja klorofüll a) muutused peegeldusid ka 2016. ja 2017. aasta kohtseire tulemustes. Analüüsis välja tulnud seosest võib järeldada, et kaugseirest saadav info koos toitainekoormust mõjutava maakasutuse infoga võimaldab paremini planeerida väikejärvede seiret ja seeläbi efektiivsemalt kasutada riikliku keskkonnaseire ressursi. Kohtseiresse võiks prioriteetsena planeerida need väikejärved, mille puhul on kaugseireandmetes märgata muutusi vee kvaliteedis või on muutunud veekogumile avalduv toitainekoormus tulenevalt maakasutuse muutustest (ulatuslik lageraie järve valgalal) või suurenenud vooluhulkadest heitvee väljalaskudes.

Tavaliselt püsib kohtseire andmete põhjal järvele määratud ökoloogiline seisundiklass muutumatu kuni järgmise kohtseireni, mis võib toimuda alles mitme aasta pärast. Iga-aastane kaugseire abil hinnatud vee läbipaistvuse ja klorofüll a andmete analüüs annaks võimaluse hinnata järve seisundiklassi usaldusväärsust ka kohtseire vaheaastatel.

Analüüsist selgus ka, et C2RCC protsessorisse integreeritud klorofüll a kontsentratsiooni hindamise algoritm kõikide järvede puhul ei tööta usaldusväärselt ning vajaks kohandamist olenevalt konkreetse järve optilistest omadustest.

Tänuavaldus

Uurimistöö on teostatud Interreg projekti „*Water bodies without borders*“ vahenditest.

Viidatud kirjandus

Ansper, A. (2018). Sentinel-2/MSI Applications for European Union Water Framework Directive Reporting Purposes. Tartu Ülikool.

Brockmann, C., Roland, D., Marco, P., Stelzer, K., Sabine, E., Ana, R. (2016). Evolution of the C2RCC Neural Network for Sentinel 2 and 3 for the Retrieval of Ocean Colour Products in Normal and Extreme Optically Complex Waters. Proc. Living Planet Symposium 2016, Prague, Czech Republic, 9–13 May 2016.

Kutser, T., Paavel, B., Verpoorter, C., Ligi, M., Soomets, T., Toming, K., Casal, G. (2016). Remote Sensing of Black Lakes and Using 810 nm Reflectance Peak for Retrieving Water Quality Parameters of Optically Complex Waters. Remote Sensing, 8, 497.

Peterson, U., Liira, J. (2016). Eesti ja Euroopa järvede kaldaveetaimestiku, põhiliselt rannaroostike dünaamika Landsati piltide aegreas. Kaugseire Eestis, artiklikogumik, Tõravere, 118–135.

Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Paavel, B., Nõges, T. (2016). First Experiences in Mapping Lake Water Quality Parameters with Sentinel-2 MSI Imagery. Remote Sensing, 8, 640.

Remote sensing as a means for planning *in situ* monitoring of small lakes (in the region of the Koiva River basin)

Summary

Currently the status of small lakes has been evaluated with a 6-year interval according to the establishment of the River Basin Management plans. With the limited available resources the prioritization of water bodies to be included in the field-campaign needs to be done (Considering limited resources available, water bodies planned to be included in the field-campaign need to be prioritized). The main goal of the current study was the development of an analysis that could contribute to such prioritization for the annual in-situ campaign relying on operational information from different databases. The analysis was performed for the lakes in the region of the Koiva River basin. We analyzed datasets that provide operational/routine information about man-induced pressures such as clear-cuts and nutrients input from wastewater outlets in the catchment area of the water body for the years 2013-2016. The percentage of clear-cut was calculated from the maps that were previously compiled on the basis of remote sensing imagery produced by Tartu Observatory. To identify the possible shift in water quality compared to in-situ data from the earlier status evaluation, the transparency and chlorophyll- a concentration were determined from Sentinel-2 imagery (2017–May 2018) by implementing the standard C2RCC (Case-2 Regional/Coast Colour) processor. The analysis revealed not only the water bodies with increased man- induced pressures in the catchment area and lakes with the shift in water quality parameters but highlighted also the changes expressed in ecological status evaluation. As the analysis revealed the possible shifts in lake status class adequately, it could be used for planning field campaigns in the future. For instance, priority should be given to lakes in which remote sensing data indicates significant changes in water quality or where the nutrient pressure of a water body has changed due to (1) changes in land use (clear-cuts) or (2) increased flow rates from wastewater outlets.

Radarkaugseire kasutamine Läänemere lainetuse ja tuuleväljade määramiseks

Sander Rikka¹, Rivo Uiboupin¹, Andrey Pleskachevsky²,
Victor Alari¹, Sven Jacobsen², Tarmo Kõuts¹

¹Tallinna Tehnikaülikool, meresüsteemide Instituut, Akadeemia tee 15a, 12618 Tallinn

²DLR, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Institut für Methodik der Fernerkundung,
28199 Bremen, Saksamaa

Kokkuvõte

Töö käigus selgus, et Läänemeri on väga keeruline piirkond lainekõrguse arvutamiseks radarmeetodite abil. Varasematest uuringutest nähtub, et SAR-meetodid töötavad täpselt avatud ookeanipiirkonnas, kus ummiklainetus on oluline tegur kogu lainekõrguse spektris [11, 25, 26]. Läänemere lainetus on seevastu mõjutatud peamiselt lokaalsest tuulest, see on häiritud veel paljudest madalatest aladest ja saartest, mis tähendab, et lainekõrgust tuleb hinnata enamasti muraandmete põhjal. Selleks kasutati empiirilisi funktsioone, et hinnata integreeritud laineparameetreid otse radaripiltide spektritest ilma lainete spektritesse transformeerimata.

Uuring näitab, et nimetatud allikate kasutamine laineparameetrite määramiseks annab väärtuslikku teavet Läänemere lainete operatiivseks ja/või statistiliseks jälgimiseks. Näiteks Sentinel-1A/B SARi signaalist tuletatud laineandmed annavad lisaväärtust sellise rannikupiirkonna jälgimisel, mille kohta altimeetria andmeid pole või need on ebausaldusväärsed. SARi laineandmed on väärtuslikud ka mudeli tulemuste valideerimisel ja tõlgendamisel piirkondades, kus ja siis, kui *in situ* mõõtmised puuduvad.

Radariandmete põhjal arvatud laine- ja tuuleväljad annavad kokkuvõttes parema info ruumilise varieeruvuse kohta, võrreldes *in situ* mõõtmistega, altimeetria tulemustega või mudelprognoosiga.

Märksõnad: SAR, Läänemeri, oluline lainekõrgus, tuule kiirus, Copernicus.

Sissejuhatus

Ookeani lainetuse ja tuuleparameetrite uurimine tehisavaradari (SAR) andmete abil algas SAESATI pardal oleva L-laineala SARiga 1978. aastal [1, 2]. Alates sellest ajast on välja töötatud erinevaid algoritme mainitud geofüüsikaliste parameetrite määramiseks [3–5].

Lainekõrguse algoritmid jagunevad peamiselt kahte põhirühma. Esimeses rühmas konverteeritakse pildi spekter lainetuse spektriks kasutades ülekandefunktsioone (nt [3, 4, 6, 7]). Sellised meetodid sobivad eelkõige ummiklainetuse määramiseks ning nende väljund on võrreldav spektraalsete mudelitega. Täpse lainekõrguse määramise võti on mõista mittelineaarseid SARi protsesse liikuva merepinna interaktsioonis, et neid arvestada ülekandefunktsioonides [6]. Selline lähenemine nõuab selgelt eristatava lainetuse mustri olemasolu SARi kujutisel ja kõrglahutuslike andmete kasutamist (nt Sentinel-1 Wave Mode (WM) andmed, kõrge resolutsiooniga Stripmap TerraSAR-X andmed jt).

Lainekõrguse hindamise algoritmide teine rühm kasutab ainult pildispektrist saadavat infot, et empiirilisel hinnata olulist lainekõrgust (nt [8–15]). Empiirilised meetodid, mis on välja töötatud suurtest representatiivsetest andmekogumikomplektidest, on tuulelainete ja mürarikaste SARi kujutiste jaoks sobivad. Tuule tekitatud laine harjad on lühikesed ja on SARi sensori jaoks justkui hulk väikeseid, mittestabiilseid ja kiiresti liikuvaid elemente. Selline olukord kujutab tüüpiliselt müra ja seda ei ole võimalik interpreteerida lainetusena, seega pole võimalik teisendada lainetuse spektriks. Pildispektri otsene hindamine võimaldab kiiret, otsekohest ja usaldusväärset töötlemist, jättes välja ainult väikese osa andmetest [11, 16].

Kuna Läänemeres domineerib lühikese „mäluga“ tuulelaine [17], tuleks kasutada teist tüüpi meetodeid [10–13, 15]. Käesolev töö käsitlebki erinevas lainelas kogutud radarkaugseireandmete kasutamist Läänemere laine ja tuuleväljade määramiseks empiiriliste meetoditega.

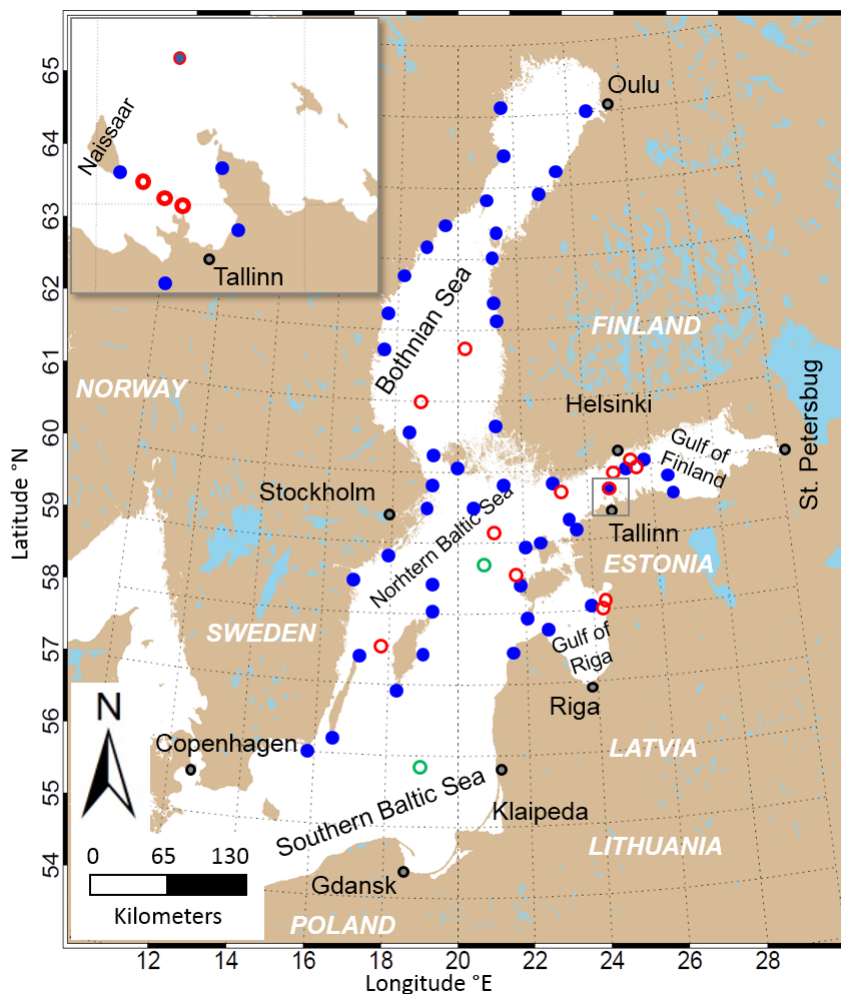
Andmed

In situ lainekõrguse ja tuule kiiruse mõõtmisandmed saadi kas avatud andmebaasidest või vastavate artiklite/projektide jaoks tehtud spetsiifilistest katsetest [12, 13, 15, 18]. Lainekõrguse mõõtmiseks kasutati kolme tüüpi sensoreid: Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP), Waverider ja rõhuandurid.

Radariandmetest on töös kasutatud samuti kolme tüüpi andmeid: X-lainela TerraSAR-X ja TanDEM-X (TS-X ja TD-X), C-lainela SAR Sentinel-1A/B pardal ning X-lainela kaldaradari andmed.

Radariandmetest arvatud olulise lainekõrguse ja tuule kiiruse ruumiliste omaduste hindamiseks kasutati kolmanda põlvkonna lainemudelit SWAN (Simulating Waves Nearshore) [19] või WAM [20]. Mõlemad mudelid kasutavad lainete kirjeldamiseks kahedimensioonilist lainete tiheduse spektrit. Töö jaoks arvestati olulist lainekõrgust, piigi perioodi ja piigi levimise suunda.

Ülevaade kasutatud *in situ* mõõtmispunktidest on toodud joonisel 1 ning vastavate võrdlusandmete arv tabelis 1.



Joonis 1. Läänemere kaart kasutatud mõõtejaamade asukohtadega. Punasega tähistatakse lainetuse ja sinisega tuule mõõtmiste asukohti; roheline märgib võrdluseks kasutatud täiendavaid jaamu (virtuaalsed poid).

Tabel 1. Ülevaade piltide arvust, vaatlusperioodidest ja kollokatsioonide arvust *in situ* mõõtmiste või lainemudeli tulemuste vahel. H_s – oluline lainekõrgus, L_p ja γ_p – piigi (P) lainepikkus ja periood.

Sensor	Periood	Piltide arv	Eesmärk	<i>In situ</i> kollokatsioonide arv	Lainemudeli kollokatsioonide arv
TS-X TD-X	2012–2017	92	Arendus	117 H_s	55 L_p, γ_p
			Valideerimine	102 U_{10}	
			Võrdlemine	44 L_p, γ_p	
Sentinel-1 IW	2015–2016	15	Valideerimine	52 H_s 358 U_{10}	49314 H_s
		460	Võrdlemine	101 H_s	201 H_s
			Statistika		
Kaldaradar	18.10.–14.11.2016	559	Arendus	1678 H_s	–
	Jaauar ja juuni 2017	1464	Valideerimine	1464 H_s	–

Meetodid

Aktiivse kaugseire seadmena annab radar teabe kahedimensioonilisest (2D) normaliseeritud ristlõikest σ_0 (NRCS). NRCS kujutab radari signaali pinnapeegeldust ja see määratletakse kui normaliseeritud energiavoog, mis on hajutatud pinna ühikuala suunas. Tagasihajumise hulga määrab pinna kareduse seos radari lainepikkusega. Kui vaadeldava pinna karedus vastab ligikaudselt Braggi suhtele, peegeldub radarisignaali tagasi anduri suunas.

NRCS saadakse kõigepealt pildi digitaalsest numbrist DN:

$$\sigma_0 = DN^2 k_s \sin(\theta),$$

kus k_s on kalibratsiooni faktor ja θ lokaalne kiire kaldenurk.

Olulise lainekõrguse hindamine põhineb radari alampildile rakendataval kiirel Fourier' teisendusel (FFT), mis rakendatakse radiomeetriliselt kalibreeritud ja normaliseeritud alampildile suurusel $2^n \times 2^n$ pikslit (nt 1024×1024 pikslit). Laine- ja tuuleväljad arvutatakse samal ajal, kasutades σ_0 väärtust.

Integreeritud laineparameetrite määramiseks rakendatakse empiirilisi algoritme otse radarikujutise spektrile ilma seda lainespektriks transformeerimata. Niisugune meetod on valitud sellepärast, et tavaline meetod (pildispektri ülekandmine lainespektriks) ei suuda anda täpset tulemust Läänemere üldiselt madalate mereolude tingimustes [11, 13]. Integreerides üle 2D lainearvu spektri $IS(k_x, k_y)$ leitakse pildi energia spekter:

$$E_{IS} = \int_{k_x^{min}}^{k_x^{max}} \int_{k_y^{min}}^{k_y^{max}} IS(k_x, k_y) dk_x dk_y.$$

Saadud tulemus on sisendiks olulise lainekõrguse leidmise funktsioonis:

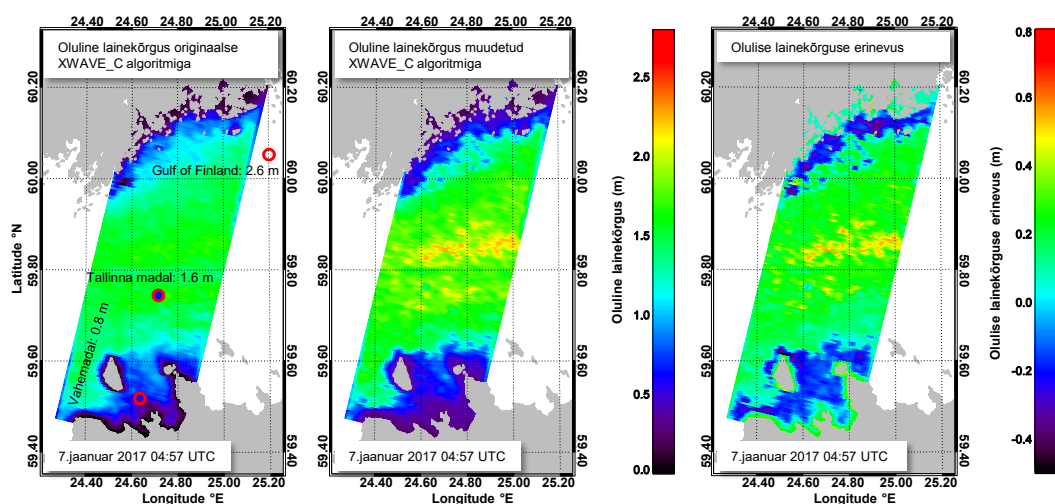
$$H_s = a_0 \sqrt{B_0 E_{IS} \tan(\theta)} + \sum_{i=1}^n a_i B_i,$$

kus θ on lokaalne kiire langemisnurk, a_i on koefitsiendid ja B_i on erinevad funktsioonid, mis võtavad arvesse teised spektraalsed parameetrid, tuule kiiruse ja pildi halltasemete maatriksi (GLCM) statistikud.

Tuule kiiruse määramise algoritm arendati esmalt välja C-laineala SARi jaoks, nt ERS-2 ja Envisat ASAR, kus empiiriline geofüüsikaline mudel (GMF) seob omavahel lokaalse tuule ja sensori geomeetria radari ristlõikega (nt CMOD4 või CMOD5) [21, 22]. Nende tulemuste põhjal arendati hiljem välja funktsioon ka X-laineala SARi signaalile [23, 24]. GMFid on üldiselt inversioonimeetodid, mis tähendab, et nõuavad lokaalse tuule suuna teadmist. Selleks kasutatakse a priori tuule suunda teistest allikatest, nt atmosfäärimudelid või skatteromeetri andmed. Tuule kiirus on täiendav info lainetuse seisundi hindamiseks [10, 11].

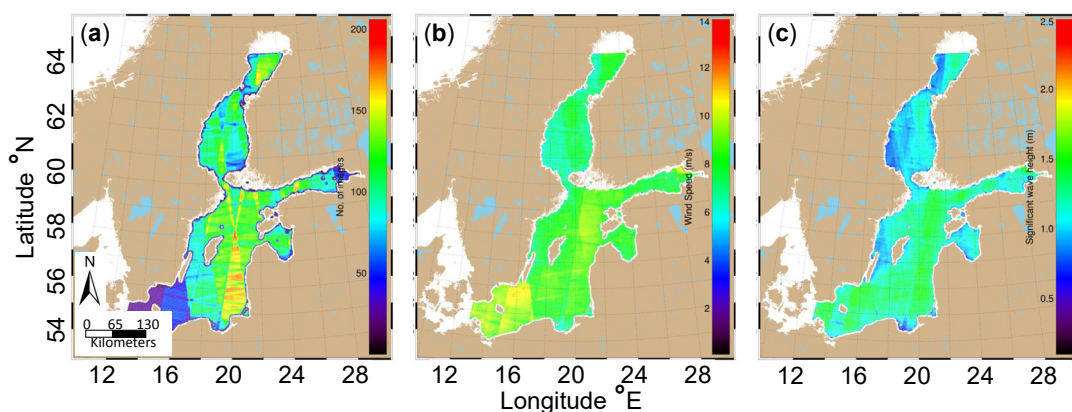
Tulemused

Töö käigus uuriti Läänemere lainete ja radarisignaali vahelisi interaktsioone ning olemasolevaid algoritme tõhustati valideerimisega *in situ* mõõtmiste ja lainemudeli tulemuste alusel [13]. Olemasolevale XWAVE_C funktsioonile lisati JONSWAP parametrisering, mis täpsustas lainekõrguse arvutamise tulemusi umbes 10% (joonis 2, joonis 5). Täiendatud algoritm parandab olulise lainekõrguse arvutamise tulemusi eriti ranniku lähedal, kus lainetuse signaal on liiga nõrk, et täpset hinnangut anda.



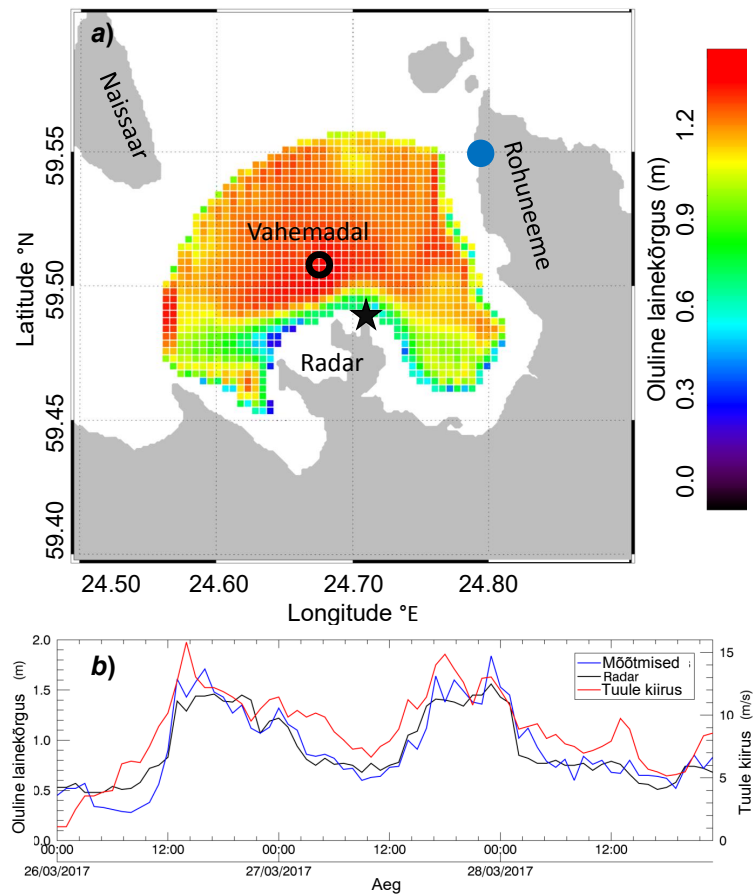
Joonis 2. Näide olulise lainekõrguse hindamise kohta TS-X StripMapi andmete põhjal tormisituatsioonis 7. jaanuaril 2017 kell 05.55 UTC. Pildil on välja toodud esialgse XWAVE_C lainekõrguse hinnang (vasakul), muudetud algoritmi hinnang (keskel) ja olulise lainekõrguse erinevus (paremal).

Sentinel-1A/B IW andmeid on töös kasutatud selleks, et arvutada 2015. ja 2016. aasta keskmine tuulekiirus ja oluline lainekõrgus (joonis 3). Selleks kasutati empiirilist funktsiooni CWAVE_S1-IW [10]. Meetod võimaldab esmakordselt peaaegu reaajas arvutada Läänemere olulist lainekõrgust [12].



Joonis 3. a) SARi punktide arv, b) keskmine tuulekiirus ja c) keskmine oluline lainekõrgus perioodil 2015–2016 interpoleerituna WAM-lainemudeli 1-meremiilisele võrgule.

Joonis 4 demonstreerib kaldaradari andmete kasutusvõimalusi operatiivseks mereseireks. Meetod olulise lainekõrguse arvutamiseks põhineb empiirilisel funktsioonil, seostades pildispektri parameetrid ja GLCMi statistikud *in situ* mõõdetud lainekõrgusega [15]. Joonisel 4 on kujutatud keskmise olulise lainekõrguse kaarti sagedasti esineva loodetormi puhul (26.03 kuni 28.03.2018).

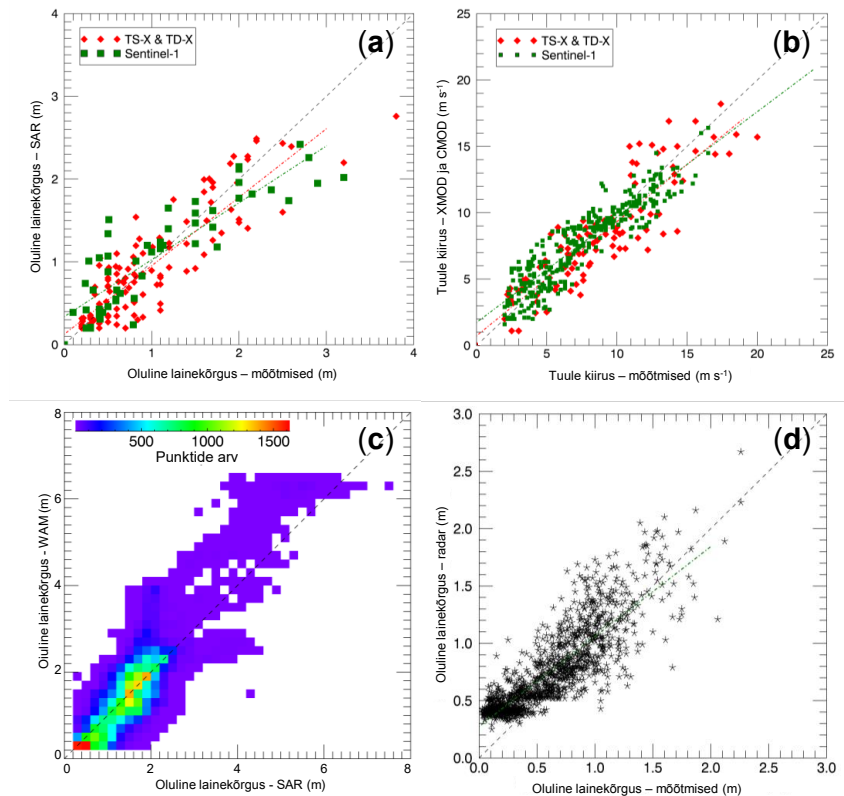


Joonis 4. a) keskmine oluline lainekõrgus perioodil 26.03–28.03.2018 esinenud loodetormi jaoks; b) mõõdetud oluline lainekõrgus (sinine), kaldaradarilt arvatud oluline lainekõrgus (must) ja Rohuneeme jaamas mõõdetud tuule kiirus (punane) tormi perioodil.

Võrdlusstatistika erinevate radariandmete alusel arvatud olulise lainekõrguse ja tuule kiiruse ning vastavate *in situ* mõõtmiste või lainemudeli andmetega on toodud tabelis 2 ja joonisel 5.

Tabel 2. Ülevaade olulise lainekõrguse ja tuule kiiruse võrdlusstatistikutest eri andmekogumite vahel: korrelatsioonikordaja (r), ruutkeskmine hälve (RMSE), hajuvuse indeks (SI) ja kollokatsioonide arv (n).

Võrdluspaar	TS-X TD-X vs. <i>in situ</i>	TS-X TD-X vs. <i>in situ</i>	Sentinel-1 vs. <i>in situ</i>	Sentinel-1 vs. <i>in situ</i>	Sentinel-1 vs. WAM	Kaldaradar vs. <i>in situ</i>
Meetod	XWAVE_C	XMOD-2	CWAVE_S1-IW	CMOD4 CMOD5.N	CWAVE_S1-IW	-
Joonis 5	(a)	(b)	(a)	(b)	(c)	(d)
Parameeter	H_s	U_{10}	H_s	U_{10}	H_s	H_s
r	0,88	0,90	0,88	0,91	0,86	0,86
RMSE (m)	0,32	2,02	0,40	1,43	0,47	0,25
SI	0,33	0,24	0,37	0,19	0,33	0,46
n	117	102	52	357	49 314	1464



Joonis 5. a) hajuvusdiagramm SARi signaalist (TS-X, TD-X, Sentinel-1) arvutatud olulise lainekõrguse ja *in situ* mõõdetud lainekõrguse vahel; b) hajuvusdiagramm SARi signaalist arvutatud tuule kiiruse ja mõõdetud tuule kiiruse vahel; c) histogramm Sentinel-1 andmete põhjal arvutatud olulise lainekõrguse ja WAM-lainemudeli tulemuste vahel; d) hajuvusdiagramm kaldaradari andmete põhjal leitud olulise lainekõrguse ja mõõdetud lainekõrguse vahel.

Kokkuvõte

Töö käigus selgus, et Läänemeri on väga keeruline piirkond lainekõrguse arvutamiseks radarmeedodite abil. Varasematest uuringutest nähtub, et SAR-meetodid töötavad täpselt avatud ookeanipiirkonnas, kus ummiklainetus on oluline tegur kogu lainekõrguse spektris [11, 25, 26]. Läänemere lainetus on seevastu mõjutatud peamiselt lokaalsest tuulest, see on häiritud veel paljudest madalatest aladest ja saartest, mis tähendab, et lainekõrgust tuleb hinnata enamasti muraandmete põhjal. Selleks kasutati empiirilisi funktsioone, et hinnata integreeritud laineparameetreid otse radaripiltide spektritest ilma lainete spektritesse transformeerimata.

Uuring näitab, et nimetatud allikate kasutamine laineparameetrite määramiseks annab väärtuslikku teavet Läänemere lainete operatiivseks ja/või statistiliseks jälgimiseks. Näiteks Sentinel-1A/B SARi signaalist tuletatud laineandmed annavad lisaväärtust sellise rannikupiirkonna jälgimisel, mille kohta altimeetria andmeid pole või need on ebausaldusväärsed. SARi laineandmed on väärtuslikud ka mudeli tulemuste valideerimisel ja tõlgendamisel piirkondades, kus ja siis, kui *in situ* mõõtmised puuduvad.

Radariandmete põhjal arvutatud laine- ja tuuleväljad annavad kokkuvõttes parema info ruumilise varieeruvuse kohta, võrreldes *in situ* mõõtmistega, altimeetria tulemustega või mudelprognoosiga.

Tänuavaldus

Tööd on toetanud institutsionaalne teadustöö fond IUT (19-6), personaalne uurimistoetus (PUT1378), Euroopa Regionaalarengu Fond ja Copernicuse CMEMSi projekt WAVE2NEMO.

Viidatud kirjandus

1. Beal, R.C., D.G. Tilley, and F.M. Monaldo, Large-And Small-Scale Spatial Evolution of Digitally Processed Ocean Wave Spectra from SEASAT Synthetic Aperture Radar. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1983. **88**(C3): p. 1761-1778.
2. Masuko, H., et al., Measurement of Microwave Backscattering Signatures of the Ocean Surface Using X Band and Ka Band Airborne Scatterometers. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1986. **91**(C11): p. 13065-13083.
3. Hasselmann, K. and S. Hasselmann, On the Nonlinear Mapping of an Ocean Wave Spectrum into a Synthetic Aperture Radar Image Spectrum and Its Inversion. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1991. **96**(C6): p. 10713-10729.
4. Hasselmann, S., et al., An Improved Algorithm for the Retrieval of Ocean Wave Spectra from Synthetic Aperture Radar Image Spectra. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1996. **101**(C7): p. 16615-16629.
5. Schulz-Stellenfleth, J., S. Lehner, and D. Hoja, A Parametric Scheme for the Retrieval of Two-Dimensional Ocean Wave Spectra from Synthetic Aperture Radar Look Cross Spectra. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2005. **110**(C5): p. C05004.
6. Alpers, W.R., D.B. Ross, and C.L. Rufenach, On the Detectability of Ocean Surface Waves by Real and Synthetic Aperture Radar. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1981. **86**(C7): p. 6481-6498.
7. Lyzenga, D.R., Unconstrained Inversion of Waveheight Spectra from SAR Images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2002. **40**(2): p. 261-270.
8. Bruck, M., Sea State measurements using TerraSAR-X/TanDEM-X data. 2015, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
9. Li, X.M., S. Lehner, and T. Bruns, Ocean Wave Integral Parameter Measurements Using ENVISAT ASAR Wave Mode Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2011. **49**(1): p. 155-174.
10. Pleskachevsky, A., et al., Sea State from Sentinel-1 Synthetic Aperture Radar Imagery for Maritime Situation Awareness. *International Journal of Remote Sensing*, (Submitted).
11. Pleskachevsky, A.L., W. Rosenthal, and S. Lehner, Meteo-Marine Parameters for Highly Variable Environment in Coastal Regions from Satellite Radar Images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2016. **119**: p. 464-484.
12. Rikka, S., et al., Meteo-Marine Parameters from Sentinel-1 SAR Imagery: Towards Near Real-Time Services for the Baltic Sea. *Remote Sensing*, 2018. **10**(5): p. 757.
13. Rikka, S., et al., Sea state in the Baltic Sea from space-borne high-resolution synthetic aperture radar imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2018. **39**(4): p. 1256-1284.
14. Schulz-Stellenfleth, J., T. König, and S. Lehner, An Empirical Approach for the Retrieval of Integral Ocean Wave Parameters from Synthetic Aperture Radar Data. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2007. **112**(C3): p. C03019.
15. Rikka, S., et al., A Method for Significant Wave Height Estimation from Circularly Polarized X-band Coastal Marine Radar Images. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, (submitted).
16. Schwarz, E., et al., Near Real Time Applications for Maritime Situational Awareness. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 2015. **40**(7): p. 999-1003.
17. Soomere, T. and A. Räämet, Spatial Patterns of the Wave Climate in the Baltic Proper and the Gulf of Finland. *Oceanologia*, 2011. **53**(null): p. 335-371.
18. Rikka, S., R. Uiboupin, and V. Alari, Applicability of SAR-based Wave Retrieval for Wind-Wave Interaction Analysis in the Fetch-Limited Baltic. *International Journal of Remote Sensing*, 2017. **38**(3): p. 906-922.
19. Booij, N., R.C. Ris, and L.H. Holthuijsen, A Third-Generation Wave Model for Coastal Regions: 1. Model Description and Validation. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1999. **104**(C4): p. 7649-7666.
20. Group, T.W., The WAM model—A third generation ocean wave prediction model. *Journal of Physical Oceanography*, 1988. **18**(12): p. 1775-1810.

21. Hersbach, H., A. Stoffelen, and S. de Haan, An improved C-band scatterometer ocean geophysical model function: CMOD5. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2007. **112**(C3).
22. Stoffelen, A. and D. Anderson, Scatterometer data interpretation: Estimation and validation of the transfer function CMOD4. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1997. **102**(C3): p. 5767-5780.
23. Li, X.M. and S. Lehner, Algorithm for Sea Surface Wind Retrieval from TerraSAR-X and TanDEM-X Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2014. **52**(5): p. 2928-2939.
24. Ren, Y., et al., An algorithm for the retrieval of sea surface wind fields using X-band TerraSAR-X data. *International Journal of Remote Sensing*, 2012. **33**(23): p. 7310-7336.
25. Lehner, S., et al., Meteo-Marine Parameters and Their Variability Observed by High Resolution Satellite Radar Images. *Oceanography*, 2013. **26**(2): p. 80-91.
26. Li, X.M., S. Lehner, and M.X. He, Ocean wave measurements based on satellite synthetic aperture radar (SAR) and numerical wave model (WAM) data—extreme sea state and cross sea analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 2008. **29**(21): p. 6403-6416.

Application of remote sensing radar systems for estimating wave dynamics, swell and wind field conditions

Summary

In this work, data from remote sensing radar systems, such as Synthetic Aperture Radar (SAR) from X-band TerraSAR-X (TS-X) and TanDEM-X (TD-X) and C-band Sentinel-1 A/B, as well as from coastal marine radar, have been used to adopt, validate and develop the algorithms for estimating sea state parameters in the specific wave field conditions of the Baltic Sea, its archipelago islands and short steep sea state dominated areas included. Since the moving targets can be defocused and shifted in SAR images, sea state consisting of short windsea waves with strong local orbital velocities and wave breaking needs additional effort for accurate estimation of the total significant wave height that consists of swell and windsea parts.

The total significant wave height is retrieved by empirical algorithms XWACE_C and CWAVE_S1-IW for TS-X/TD-X and Sentinel-1 SAR data correspondingly. Methods are based on the spectral analysis of subscenes as well as on local wind information. An additional term was incorporated to the XWAVE_C model function to assess the minimal windsea significant wave height by applying JONSWAP wave spectra. A second term to compensate spectral distortions triggered by windsea waves moving in SAR flight direction has also been introduced. Newly developed empirical algorithm for marine radar data has been developed for the short steep wind sea dominating in the Tallinn Bay using image spectrum parameters in addition to Grey Level Co-occurrence Matrix (GLCM) statistics of the radar signal intensity.

For the thesis, 95 TS-X/TD-X StripMap scenes between 2012 and 2017 were acquired in the Eastern Baltic Sea, they were processed and analysed. 15 Sentinel-1A/B scenes (116 acquisitions) over the Baltic Sea were processed for comparison with off-shore sea state measurements (52 collocations) and coastal wind measurements (357 collocations). 1678 sea state collocations have been used for the algorithm parametrization process to estimate total significant wave height from marine radar data. All analysed data include both high (up to about WMO-6) and low (WMO-1 to WMO-3) wind-sea conditions.

Radar-derived wave height results were compared with collocated *in situ* data from available sea state measurement stations. The spatial comparison with SAR data was carried out using WAM or SWAN wave model results. The comparison of SAR-derived wave heights with the measured wave heights shows high agreement with a correlation coefficient r of 0.88 (both TS-X/TD-X and Sentinel-1). The accuracy of the empirical algorithm for marine radar data is comparable with SAR data counterparts with r of 0.86. The wind speed estimated from SAR images also yields good agreement with *in situ* data (r over 0.90).

The thesis is mainly focused on the algorithm developments; however, it also demonstrates that the sea state retrievals from radar data provide valuable information for operational and statistical monitoring of wave conditions in the Baltic Sea. The radar-derived sea state results provide additional information about spatial variability of the wave field in the coastal zone compared to *in situ* measurements, altimetry wave products and model forecast.

Heljumi omaduste ja dünaamika varieerumine Pärnu lahes

Mirjam Randla¹, Kristi Uudeberg¹, Martin Ligi¹, François Bourrin²

¹ Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

² CEFREM, de l'Université de Perpignan, Prantsusmaa

Kokkuvõte

Pärnu laht, mida mõjutavad nii tuuled, Pärnu jõe sissevool kui ka inimtegevus, on suurepärane ala, kus tundma õppida heljumi dünaamikat ja omadusi. Heljum, mis koosneb eri suuruses mineraalsetest ja orgaanilistest aineosakestest, hajutab tugevalt valgust ja seetõttu on seda võimalik tuvastada satelliidipiltidel. Optiliselt keerulistes vetes on see aga raskendatud ja nii rakendati satelliidi Sentinel-3 sensori OLCI andmetele optilistel veetüüpidel põhinevaid heljumi algoritme. See lähenemine aitas kaardistada Pärnu lahes toimuvaid optilise veemassi ja heljumi kontsentratsiooni kiireid ajalisi ja ruumilisi muutusi, mis seni traditsiooniliste välitöödega pole alati võimalik olnud. Peale selle uuriti heljumi koostise muutlikkust osakeste suurusklasside kaudu ja selle võimalikku mõju satelliiditulemite rakendamisele tagasihajumiskoeffitsiendi ja hajumiskoeffitsiendi suhte kaudu, mis varieerus nii spektraalselt (0,007 kuni 0,035) kui ka asukohati.

Märksõnad: heljum, optiliste veetüüpide klassifikatsioon, tagasihajumine, heljumi suurusklassid.

Sissejuhatus

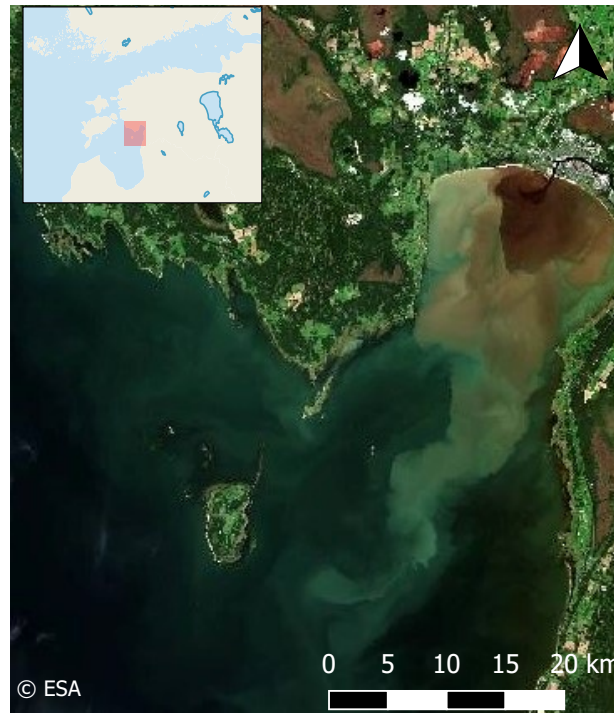
Inimestele on alati meeldinud elada seal, kus maa ja vesi kohtuvad. See on vaimule kosutav ja ilus ning samal ajal on vesi tähtis elutegevuseks. Aga sellega pannakse järjest suurenev surve ökosüsteemile. Mõnikord on surve liiga tugev, nii et mõjutab vee- ja elukvaliteeti. Veekogude seisund vajab pidevat kaardistamist, et hinnata inimtegevuse mõju ulatust ja vajadusel reageerida. Kuigi arendatakse üha uudsemaid ja paremaid kontaktmõõteriistu, annavad need infot vaid teatud punktis ja teatud ajal toimuvast ning nendega mõõtmine on nii ajaliselt kui ka rahaliselt kulukas. Veekeskonnad on enamasti kompleksed ja tegelik muutlikkus tuleb esile vaid siis, kui kogu süsteemi jälgitakse pidevalt. Copernicuse programmi raames orbiidile saadetud Sentineli seeria satelliitide kõigile vabalt kättesaadavad tulemid oma spektraalse, ajalise ja ruumilise lahtusega pakuvad kontaktmõõtmiste täiendamiseks suurepärasest võimalust.

Vee kaugseires registreeritakse satelliitidega vee peegeldumisspektri nähtavat osa ja seetõttu saab seirata aineid, mis hajutavad või neelavad kiirgust. Neid nimetatakse optiliselt aktiivseteks aineteks, millest ranniku ja järvede kaugseire puhul on kolm olulisemat heljum, fütoplankton ja värvunud lahustunud orgaaniline aine. Selles töös keskendutakse heljumile, mis on üks veekvaliteedi parameetreid ja mõjutab suuresti veealust valgusvälja, millel on otsene mõju elukeskkonnale (Newcombe jt, 1991). Heljum ei ole üks konkreetne aine, vaid ainete kogum, milles orgaaniliste ja mineraalsete tahkete osakeste osakaal, suurus ja päritolu võivad märkimisväärselt varieeruda. Heljum on ruumiliselt mittehomoogeenne parameeter (Dekker, 2002) ning seetõttu on heljumi kohta tervet veekogu kirjeldava info hankimine kontaktmõõtmistega raskendatud. Satelliidid pakuvad head täiendust, kuid satelliitide standardsed algoritmid optiliselt keerukates vetes tihti ei tööta.

Artikli eesmärk on näidata optiliste veetüüpide klassifikatsiooni kaudu Pärnu lahe veemassi optilist muutlikkust ja heljumi dünaamikat. Selleks kasutati satelliidi Sentinel 3 sensori OLCI 2017. ja 2018. aasta satelliidipilte ning heljumi kontsentratsiooni leidmiseks rakendati uudset optilistel veetüüpidel põhinevaid algoritme. Lisaks õpiti Pärnu lahe näitel tundma heljumi seni Eestis uurimata detailseid omadusi (kuidas heljumi suurused jaotuvad, kas tegemist on üksikute osakestega või üheks liitunud väikeste saviosakestega, kuidas on see mõjutatud keskkonnatingimustest).

Piirkonna kirjeldus

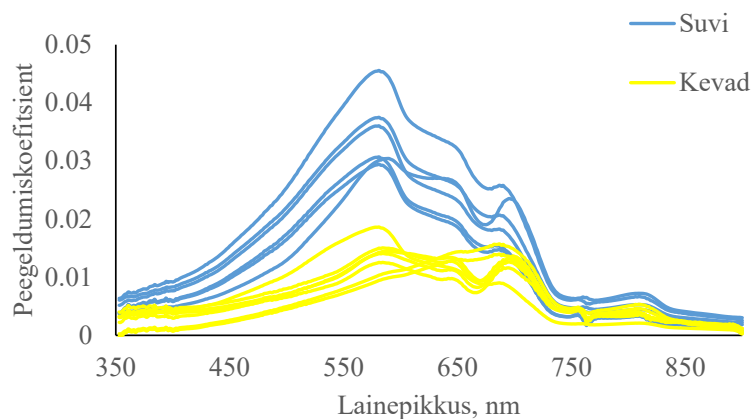
Pärnu laht, mis asub Läänemerega ühenduses oleva Liivi lahe kirdeosas (joonis 1), on avatud läänetuultele ning seda mõjutab turism ja laevaliiklus. Asendi tõttu on lahele iseloomulikud suured ebaregulaarsed veetaseme tõusud ja soolsuse muutlikkus. Lahe keskmine sügavus on 4,7 m (suurim 8 m), keskmine soolsus on 3–5 psu ja keskmine hoovuste kiirus on 4–11 cm s⁻¹ (maksimaalselt 90 cm s⁻¹). Pärnu lahte suubub Eesti suurima valgalaga Pärnu jõgi, mille pikkus on 144 km ning keskmine vooluhulk 64 m³/s. Jõgi kannab Pärnu lahte nii setteid kui ka orgaanilist ainet (eelkõige turvast). Lahe põhja iseloomustavad pehmed setted, nagu savi, saviliiv ja peenliiv, ning üksikud kivised alad.



Joonis 1. Uurimisala, Pärnu lahe asukoht Sentinel-2 MSI pildil.

Vee peegeldumisspektri varieerumine Pärnu lahes

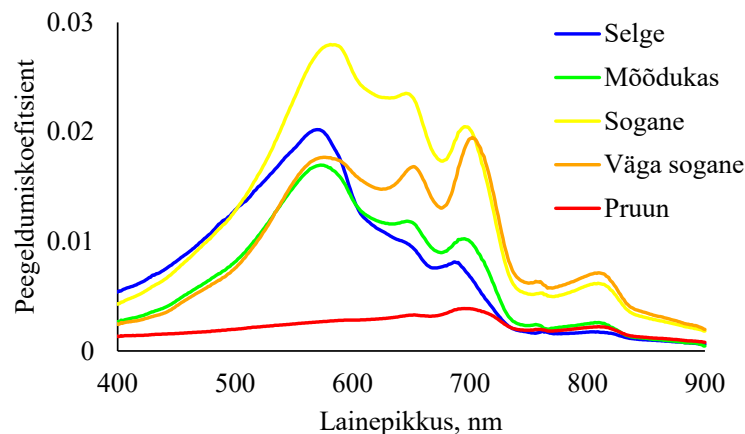
Vee peegeldumisspektrite varieerumine Pärnu lahes on näidatud joonisel 2. Andmed on kogutud 2017. aasta juulis ja 2018. aasta aprillis tehtud *in situ* mõõtmistel veepinna kohal mõõtvast kolmest TriOS RAMSES hüperspektraalsest radiomeetrist koosneva süsteemiga. Peegeldumisspektritest eristuvad suvised ja kevadised mõõtmised ja selgelt on näha, et on mõõdetud erinevate optiliste omadustega veemasse. Kevadel, kui Pärnu jõe vooluhulk on suurenenud ja lahte kantakse rohkelt lahustunud orgaanilist ainet, on peegeldumisspektrite väärtused väikesed ja spektrimaksimum on nihkunud punasesse spektriossa. Nende vete korral standardsed algoritmid tihti ei tööta, sest värvunud lahustunud orgaanilise aine (CDOM) mõju spektrile on suur ja vajab spetsiifilist lähenemist. Samalaadset olukorda võib märgata ka pärast tugevaid sademeid, kui jõe sissevool suureneb. Suvistel mõõtmistel on vees sisalduv CDOMi hulk vähenenud ning teiste optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonid suurenenud. Peegeldumisspektri maksimum on spektri rohelises osas, arväärtused on suurenenud. Pärnu lahe vee peegeldumisspektrist leitavad heljumi kontsentratsioonid mõnikord korreleeruvad *in situ* mõõdetud heljumi kontsentratsioonidega ja mõnikord mitte, sest erinevate optiliselt aktiivsete ainete suhe veemassis varieerub. Kuigi antud juhul *in situ* mõõtmised kirjeldavad hästi üldist arusaama vee peegeldumisspektri sesoonsest dünaamikast, siis tegelikult on Pärnu lahe olukord keerulisem ja muutlikum, aga seda ei ole *in situ* mõõtmistega tabatud.



Joonis 2. Peegeldumiskoeffitsientide varieeruvus Pärnu lahes kevad- ja suveperioodil.

Vee peegeldumisspektritel põhinev optiliste veetüüpide klassifikatsioon

Optiliste veetüüpide klassifikatsioon võimaldab kaardistada veekeskkonna ajalisi ja ruumilisi optilisi muutusi ning parandada optiliselt keeruliste siseveekogude ja rannikuvete seireks kasutatavaid satelliiditulemeid. Klassifikatsioon selgitab klassisisesid seoseid optiliste omaduste vahel ja kvantifitseerib klassidevahelist erinevust. Samuti kasutatakse veetüüpe ökoloogilise mitmekesisuse ja ökoloogiliste mudelite tõlgendamisel, mil üksiku optilise parameetri analüüs ei annaks tulemust, või näiteks ühe konkreetse fütoplanktoni fenomeni uurimisel. Antud töös kasutatakse optilisi veetüüpe, et uurida veemasside optilist muutlikkust ja rakendada optilistel veetüüpidel põhinevaid heljumialgoritme meie keerukates rannikuvetes.



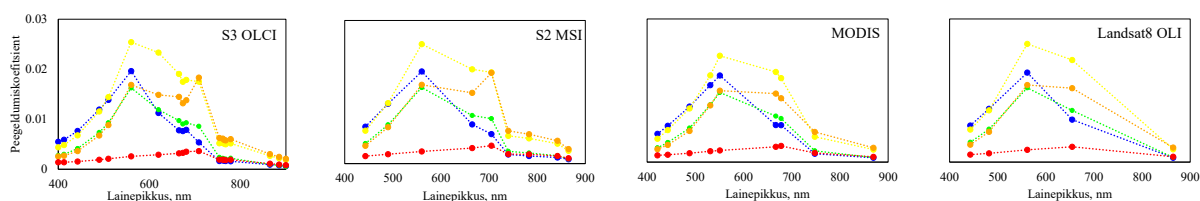
Joonis 3. Vee peegeldumisspektril põhineva optiliste veetüüpide klassifikatsiooni viie veetüübi peegeldumisspektrid.

Vee peegeldumisspektritel põhinev optiliste veetüüpide klassifikatsioon näitab, et Eesti järvi ja rannikuala on võimalik jagada viide veetüüpi: *Selge*, *Mõõdukas*, *Sogane*, *Väga sogane* ja *Pruun* (Uudeberg jt, 2017). Igal veetüübil on erinev peegeldumisspekter ja iga veetüüp on seotud konkreetse bio-optilise seisundiga (joonis 3). Klassifikatsiooni aluseks on Reinarti jt (2003) optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonil põhinevas veetüüpide klassifikatsioonis kirjeldatud peegeldumisspektrite võtmeomadused (maksimumkohad, intensiivsus). *Selges* veetüübis on optiliselt aktiivsete ainete

kontsentratsioonid kõige väiksemad ja vesi on kõige läbipaistvam. Peegeldumisspektri maksimum on 550–580 nm vahel ja spektri väärtused vähenevad kiiresti mõlemal pool maksimumi, aga pikematel lainepikkustel kiiremini. *Mõõdukas* veetüübis on kontsentratsioonid tõusnud ja vee läbipaistvus vähenenud. Peegeldumisspektri maksimum on jätkuvalt 550–580 nm vahel. *Sogane* veetüüp iseloomustab heljumirikast veemassi. Peegeldumisspektri maksimum on nihkunud 600 nm ümbrusesse ja heljumi tugevalt tagasihajutavate omaduste tõttu on vee peegeldumisspektri intensiivsus sel veetüübil suurim. *Väga sogases* veetüübis on kõrged klorofüllü väärtused, mis tihti iseloomustavad ka veemassi õitsenguid. Peegeldumisspektri maksimum on nihkunud spektri punasesse ossa. *Pruunis* veetüübis domineerib lahustunud orgaaniline aine, mis neelab tugevalt valgust. Peegeldumisspektri maksimum on punases spektriosas ja spektri väärtused on madalad.

Optiliste veetüüpide hindamine satelliidipiltidelt

Satelliidipildilt optiliste veetüüpide hindamise võimekus sõltub satelliidi karakteristikutest. Satelliidi sensoritel on erinev spektraalne ja radiomeetriline lahutusvõime. Joonisel 4 on iga optilise veetüübi peegeldumisspekter arvatud sensori spetsiifilise spektraalse reageerimisvõime funktsiooniga Sentinel-3 OLCI, Sentinel-2 MSI, MODIS ja Landsat 8 OLI kanalitele. Siseveekogude ja rannikuala seireks loodud satelliidi Sentinel-3 sensori OLCI kanalitele arvatud spektrid on kõige detailsemad. Satelliidi Landsat-8 viie kanaliga sensori OLI spektri punase spektriosa erinevused on kadunud. Mõõdetud vee peegeldumisspektri optilise veetüübi hindamiseks rakendati individuaalse spektri maksimaalset tõenäosust, kasutades SCS (*Spectral Correlation Similarity*) ja MSAS (*Modified Spectral Angle Similarity*) meetodeid (Homayouni ja Roux, 2004). 189 *in situ* mõõdetud hüperspektraalse peegeldumisspektri põhjal leitud optilised veetüübid erinesid OLCI puhul kaheksas punktis, kus *Sogase* veetüübi spekter oli neljal juhul määratud *Mõõdukasse* veetüüpi. MSI puhul erines tulemus kaheksal juhul, suurim mure oli *Sogase* veetüübi spektri määramine *Väga sogasesse* veetüüpi. Sensorite MODIS ja OLI puhul määrati samuti tihti *Sogase* veetüübi spekter *Väga sogasesse* veetüüpi ning OLI puhul eksiti lausa 42 spektri veetüübi määramisel. Edasises töös kasutati Sentinel-3 OLCI pilte, millel veetüüpide hindamise võimekus oli hea.

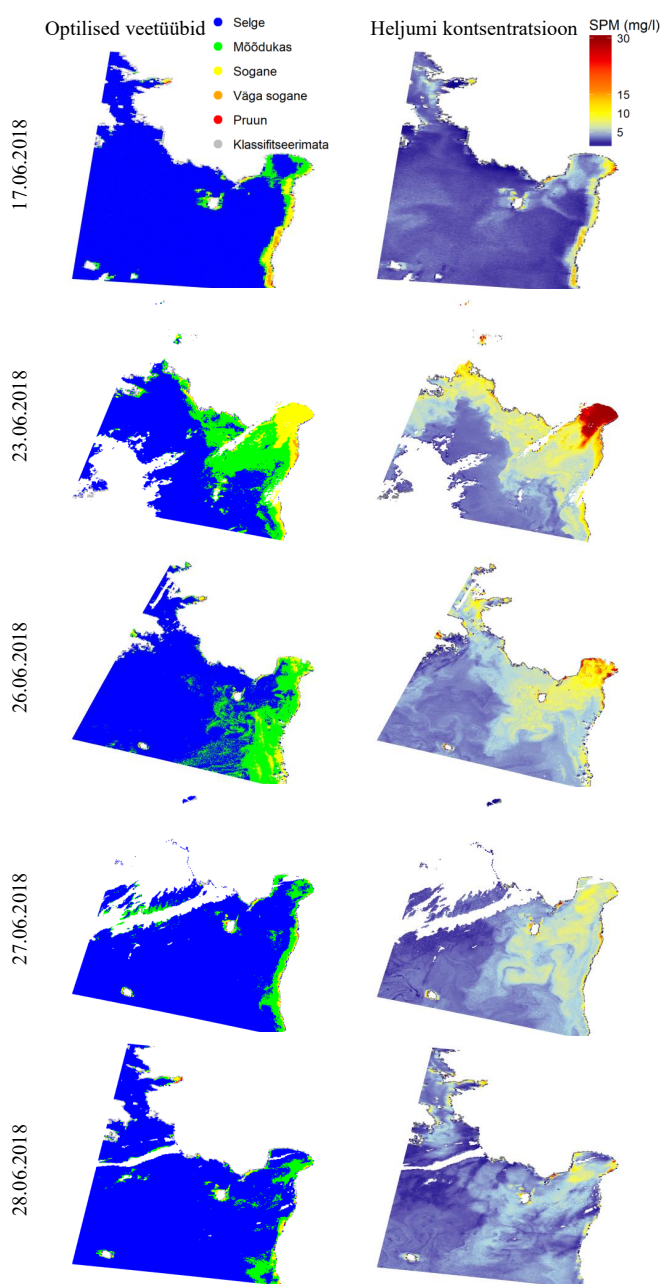


Joonis 4. Optiliste veetüüpide peegeldumisspektrid, arvatud sensorite Sentinel-3 OLCI, Sentinel-2 MSI, MODIS ja Landsat-8 OLI kanalitele.

Heljumi varieerumine Pärnu lahes

Heljumi kontsentratsiooni varieeruvuse dünaamika ajalist ja ruumilist muutlikkust võimaldavad analüüsida satelliidipildid. Kasutati 2017. ja 2018. aasta Sentinel-3 sensori OLCI jää- ja pilvevabasid esimese tasandi pilte, mis sisaldavad andmeid atmosfääri ülemisel piiril mõõdetud kirkuse kohta. Kuna standardsed tulemid ei töötanud, siis rakendati piltidele esmalt C2RCC (versioon 1.0) atmosfäärikorrektsiooni, et saada vee peegeldumisspekter. Leitud vee peegeldumisspektri põhjal määrati satelliidipildi igale veepikslile optiline veetüüp. Kui vee peegeldumisspekter ei olnud klassikaline Eesti veekogudes mõõdetav peegeldumisspekter ja võis kahtlustada kas taimestiku või kalda mõju, siis jäeti piksli veetüüp määramata. Heljumi kontsentratsiooni arvutamiseks OLCI satelliidipiltidelt rakendati optilisel veetüübil põhinevaid heljumi algoritme, mida kirjeldas Kõks 2018.

Pärnu lahe kahe aasta heljumi kontsentratsiooni satelliidikaartidest joonistub välja kolm dünaamikat. Esimesel juhul on lahe keskosas madalad kontsentratsioonid ja kitsalt kalda ääres üle kolme korra kõrgemad. Teisel juhul on lahe dünaamika mõjutatud jõe sissevoolust ja kõrgemad kontsentratsioonid on jõe suudme juures ning selgesti on jälgitav väljajoonistunud settepilve liikumine lõuna suunas. Viimasel juhul on kogu lahe heljumi kontsentratsioonid kõrged ja neil juhtudel on alati eelnenud tugevad, üle 11 m/s tuuled. Joonisel 5 on näha, kuidas heljumi kontsentratsioonid muutusid Pärnu lahte 22.06.2018 tabanud tormi paiku, mille ajal tuulepuhangud küündisid 21 m/s. Enne tormi oli heljumi kontsentratsioonide üldine tase lahes madal, vaid idakaldas võis näha üksikuid kõrgema kontsentratsiooniga alasid. Tormile järgneval päeval on kogu lahe veemass läbi segatud ja põhjaseteid tugevalt üles keerutatud ning heljumi kontsentratsioonid on ühtlaselt kõrged. Järgmise viie päeva jooksul heljumi kontsentratsioonid alanevad kiiresti ning lõpuks on olukord taas sarnane sellega, mis oli enne tormi. Traditsioonilised *in situ* mõõtmised ei ole üldjuhul piisavalt sagedad, et selliseid olukordi tabada, aga meie laiuskraadidel tuleb optilise kaugseire puhul arvestada ka sellega, et tihti on taevas pilvine ja andmeid veekogu kohta siis koguda ei saa.



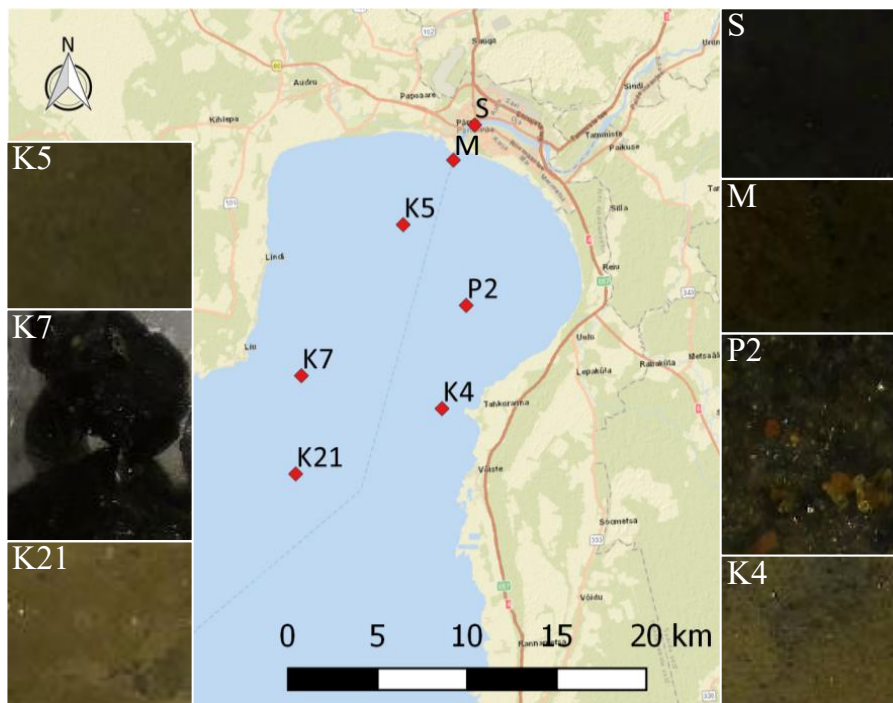
Heljumi *in situ* mõõdetud kontsentratsioone, mis koguti kolmel välitööpäeval 2017. ja 2018. aastal ning jäid 4,25 ja 19,6 mg/l vahele, võrreldi kirjanduse andmetega. Paavel jt (2011) näitasid, et 2006. ja 2007. aastavälitöödel varieerus heljumi kontsentratsioon 3,7 ja 49 mg/l vahel, võrdluseks on toodud 1991. aasta heljumi kontsentratsioonid 11 ja 38 mg/l vahel. Analoogset varieerumist näitavad aastatel 2008–2010 mõõdetud keskmised heljumi kontsentratsioonid 9,3–24,3 mg/l. 2012. aasta aprillist kuni novembrini tehti neljas kaldalähedases mõõtmispunktis mõõtmisi, mille puhul heljumi kontsentratsioonid tõusid ka üle 90 mg/l (SLOMI11121, 2013). On selge, et heljumi kontsentratsioonid varieeruvad Pärnu lahes nii ruumiliselt kui ka ajaliselt ning sõltuvad tugevalt ilmastikuoludest, mistõttu üksikute *in situ* mõõtmistega ei ole võimalik olukorda adekvaatselt kirjeldada.

Joonis 5. Pärnu lahe optiliste veetüüpide (vasakul) ja heljumi kontsentratsiooni (paremal) muutumine enne ja pärast 22.06.2018 tormi Sentinel-3 OLCI piltide põhjal.

Heljumi koostise varieerumine Pärnu lahes

Heljum ei tähenda ühte kindlat ainet, vaid koosneb erinevatest tahketest mineraalsetest ja orgaanilistest osakestest (IOCCG, 2000). Mineraalsed osakesed jaotuvad kiveks, liivaks, saviks ja mudaks ning neil on erinevad suurusklassid: muda on väiksem kui 0,63 µm, savi vahemikus 0,63 µm kuni 0,2 mm ning liiv suurem kui 0,2 mm. Orgaanilise osa moodustavad elusorganismide biodegratsiooni tahked osakesed, mis kuuluvad samuti eri suurusklassidesse. Heljum jõuab Pärnu lahte lainetuse tagajärjel põhjakihtidest, kaldaerosioonist ning sissekandel valgalalt.

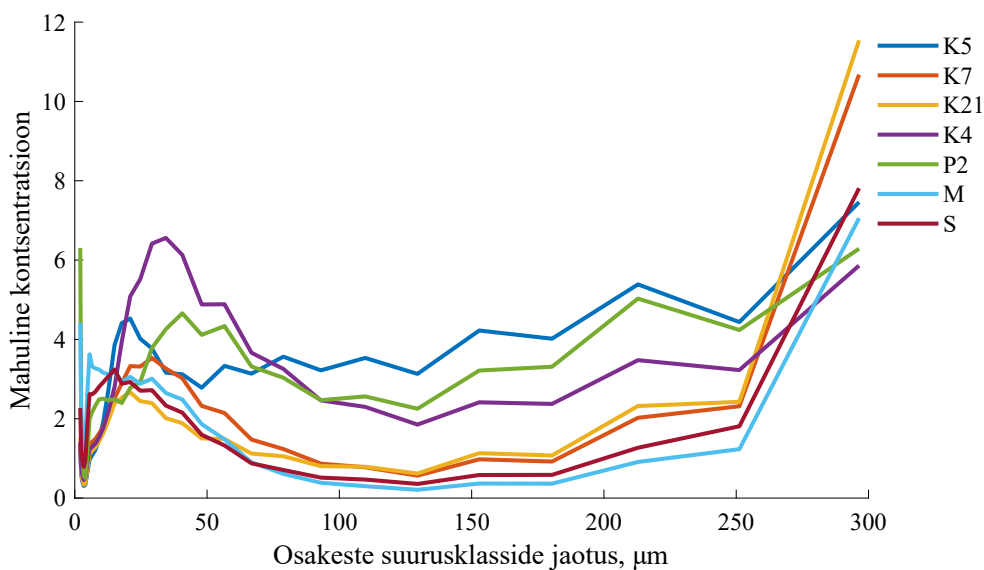
Pärnu lahes 28.08.2018 toimunud välitöödel võeti ka igas mõõtmispunktis põhjast setteproov. Tulemused on kujutatud joonisel 6, kust on näha, et Pärnu lahe põhjasetted varieeruvad. Pärnu jões (S) ja suudme läheduses (M) on põhi mustjalt mudane, mis on põhjustatud hapnikuvaesuses olevast orgaanilisest aineest. Lahe kaguosas on kaadamisala (P2), kuhu laaditakse maha laevateede süvendamisel kaevandatud setted. Seal on põhjas suureteraline liiv. Lõuna poole liikudes on põhjasetteks peeneteralisem liiv (K4). Õnnestus tabada ka üks kivise põhjaga mõõtmispunkt (K7). Kuna üldiselt on Pärnu lahe põhjasetted pehmed, on lainetuse ja hoovuste mõju tõttu nende kohal alati palju heljuvaid osakesi.



Joonis 6. Välitöödel määratud põhjasetete tüübid Pärnu lahes. Mõõtmispunktides S, M, K5 ja K21 on põhjasetteks muda, punktis P2 suureteraline liiv, punktis K4 peeneteraline liiv ja punkti K7 põhi on kivine.

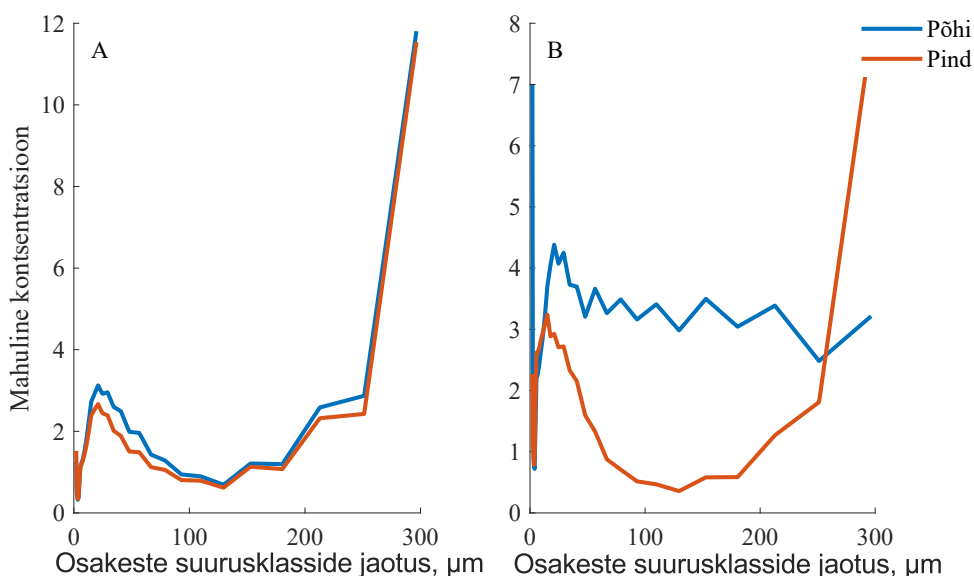
Heljumi osakeste suurusklassid Pärnu lahes

Heljum peamiselt hajutab ja vähesel määral ka neelab valgust. Hajumise tõenäosust mingis suunas iseloomustab hajumisindikaator, mis sõltub osakeste suurusklassidest. Pärnu lahe välitöödel (28.08.2018) kasutati esmakordselt instrumenti LISST-100X, mis mõõdab laseri abil 32 osakeste suurusklassi vahemikus 2,5–500 µm. Joonis 7 näitab, et heljumi osakeste suurusklasside jaotus on mõõtmispunktides erinev. Pärnu jõe ja suudmeala tulemused sarnanevad: enim on üle 250 µm osakesi ja samuti väikseid 50 µm osakesi. Sarnast mustrit jälgivad ka K21 ja K7. Ühtlaselt on osakeste suurus jaotunud punktides P2 ja K5. Kaadamisalast lõunas peeneteralise liivase põhjaga punktis (K4) domineerivad heljumi osakesed, mille suurusklassid on 50 µm ümbruses.



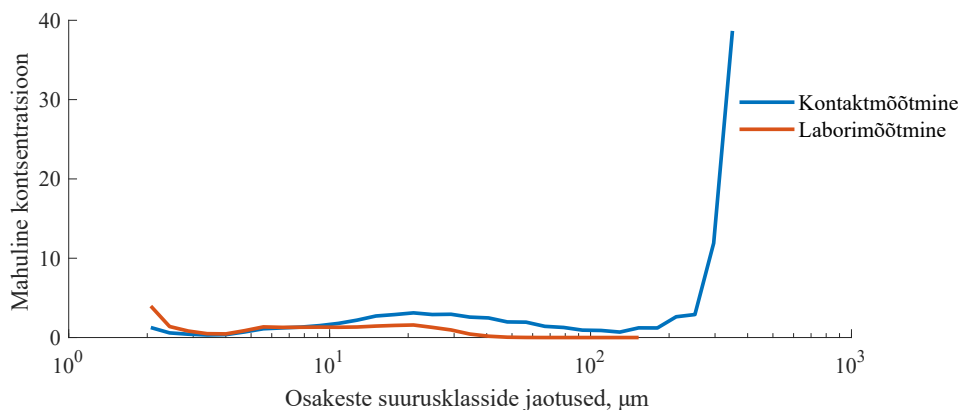
Joonis 7. Heljumi osakeste suurusklasside jaotumine Pärnu lahe mõõtmispunktides.

Kaugseirega saab vaadelda pindmiste kihtide heljumi dünaamikat, aga veekogu mõjutavad kogu veemassis toimuvad protsessid, mis võivad erineda pinnakihi protsessidest. Erinevuste tuvastamiseks tehti heljumi osakeste suurusklasside mõõtmisi igas mõõtmispunktis veepinna all ja põhja lähedal. Kuna mõõtmistele eelnenud päeval oli puhunud tugev edelatuul, siis oli Pärnu lahe veemass segunenud ja lahe eri mõõtmispunktides pinna- ja põhjamõõtmistes märgatavaid erinevusi ei olnud (joonis 8A) ning suurusklasside dünaamika jälgis samasugust käiku. Pinna- ja põhjamõõtmistes esines erinevusi Pärnu jõe mõõtmispunktis (joonis 8B), mis oli tuulte eest kaitstud. Pinnamõõtmistel oli rohkem üle 250 µm suurusklassidesse kuuluvaid osakesi ning põhjamõõtmiste suurusklassid olid jaotunud ühtlasemalt.



Joonis 8. Heljumi osakeste suurusklasside jaotumine pinna- ja põhjamõõtmistel (A) Pärnu lahe mõõtmispunktis K21 ja (B) Pärnu jões.

In situ mõõdetud heljumi suurusklasside jaotus näitab ka saviste ja mudaste põhjasetetega mõõtmispunktides heljumas rohkelt suuri 200–300 µm vahemikku kuuluvaid osakesi, mis ei ole realistlik. Võib arvata, et tegemist on liitunud üksikute väikeste osakestega, ja selle kindlakstegemiseks tehti osakeste eraldamise eksperiment. Enne LISST-100X instrumendiga mõõtmist kogutud veeproovid töödeldi osakeste eraldamiseks ultrahelivannis. Joonis 9 näitab, et laboris kordusmõõtmisel suuri osakesi ei ole ning on suurenenud just väikeste 8–20 µm osakeste osakaal. Eksperiment kinnitas hüpoteesi ja seda tuleb arvesse võtta kaugseire algoritmides hajumise indikaatorite kasutamisel.

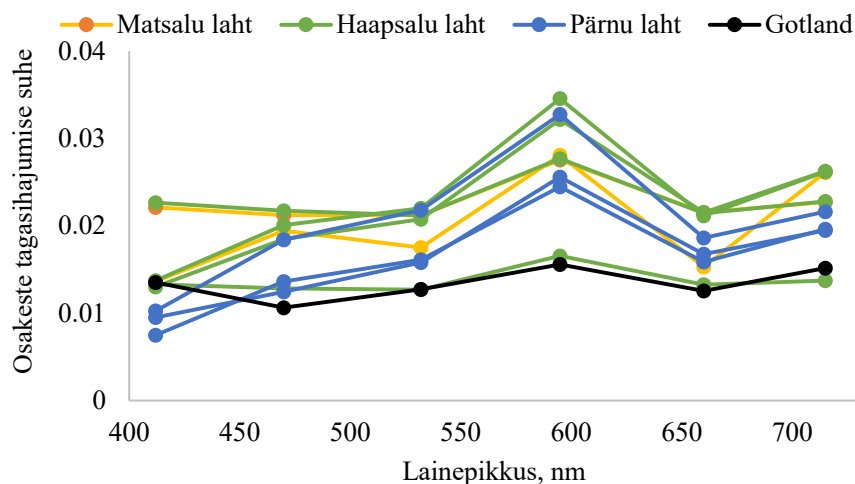


Joonis 9. Osakeste suurusklasside jaotumine Pärnu lahe mõõtmispunktis K21 *in situ* ja laboratoorsel mõõtmisel.

Tagasihajumise ja hajumise suhte varieerumine Lääne-Eesti rannikuvetes

Tagasihajumine mõjutab satelliidini tagasi jõudva signaali tugevust ja on üks oluline sisend bio-optilistele mudelitele. Praegu ei ole lihtsat viisi, kuidas kogu spektraalset tagasihajumiskoeffitsienti otse mõõta, ja tihti tuletatakse see mõõdetud hajumisspektri ning tagasihajumis- ja hajumiskoeffitsiendi suhte (bbp/bp) kaudu. Kuigi suhte väärtus on lainepikkustundlik, kasutatakse seda rakendustes üldiselt konstandina. Tavaliselt kasutatakse rannikualade ja mõõdukalt sogaste siseveekogude kohta väärtust 0,019 (Kirk, 1981), samas Aas jt (2005) näitasid, et see suhe sõltub ka osakeste suurusel. Üldiselt, mida väiksemad on osakesed, seda suurem on tagasihajumis- ja hajumiskoeffitsiendi suhte ning ülemine piir on 0,5.

Lääne-Eesti rannikuvete hajumise ja tagasihajumise koeffitsiendi suhte leidmiseks kasutati välitöödel WetLabs AC-S sensori neeldumis- ja nõrgenemisspektrite andmeid hajumisspektri leidmiseks ning instrumente ECO-BB3 ja ECO-VSF eri lainepikkustel tagasihajumise koeffitsientide leidmiseks. Joonisel 10 on kolme Lääne-Eesti lahe – Pärnu, Matsalu ja Haapsalu lahe – tagasihajumis- ja hajumiskoeffitsiendi suhted ja võrdluseks tunduvalt läbipaistvama veega Gotlandi ranniku lähedane punkt. Tulemused näitavad, et kuigi tavaliselt kasutatud suhte väärtus 0,019 sobiks ka Lääne-Eesti vetes, siis tegelikult peab arvestama, et tegemist on lainepikkusest sõltuva parameetriga, mille spektri eri osade väärtus võib muutuda näiteks Pärnu lahe punkti näitel 0,01 (spektri sinises osas) kuni 0,03 (punases osas). Samuti tasub silmas pidada, et spektraalne käik ei ole ühesugune ning võib erineda nii veekoguti kui ka ruumiliselt ja ajaliselt isegi samas veekogus. Selline tagasihajumis- ja hajumiskoeffitsiendi suhte muutlikkus näitab, et heljumi koostis on varieeruv. Kui soovida tulevikus edukalt rakendada spetsiifilisemaid lähenemisi satelliiditulemitele, on vaja täiendavaid ja süstemaatilisemaid uuringuid heljumi omaduste kohta.



Joonis 10. Tagasihajumis- ja hajumiskoeffitsiendi suhte varieerumine Matsalu, Haapsalu ja Pärnu lahes ning Gotlandi saare lähistel.

Järeldused

Töö tulemused näitavad, et Pärnu lahes heljum varieerub tugevasti nii ruumiliselt kui ka ajaliselt, samuti varieerub heljumi koostis ning muutused võivad toimuda kiiresti. Traditsioonilised *in situ* mõõtmised ei ole piisavad muutuste ja dünaamika täielikuks kaardistamiseks ja ekstreemolud võivad jääda tihti tähelepanuta. Satelliitidel põhinev kaugseire on täiendav võimalus ajalist ja ruumilist muutlikkust jäädvustada, kuid Eesti rannikualade optiliselt keerulistes vetes standardsed lahendused ei tööta piisavalt täpselt ning on vaja rakendada spetsiifilisemat lähenemist. Näiteks veetüüpide klassifikatsioonile tuginevate heljumi algoritmide rakendamine on heametoodika heljumi dünaamika uurimiseks, kuid kindlasti on arenguruumi, et tuletada täpsemaid kontsentratsiooniväärtusi ning välja töötada mõõtemääramatused. Selleks on vaja detailsemalt tundma õppida meie vete optilisi omadusi ja dünaamikat. Kirjeldatud töös tehti algust heljumiga ning tulemused näitasid, et ainult kontsentratsiooni teadmised jääb väheks. Oluline on ka heljumi koostis, mis mõjutab just hajumisindikatritsi, mis on aluseks kaugseires. Tulemuslikumale algoritmide rakendamisele aitaks tulevikus kaasa, kui oskaksime kokku viia tagasihajumise parameetrid ja osakeste suurusklasside jaotused ning peale selle kasutaksime edaspidistel mõõtmistel instrumenti (LISST-HOLO), mis annaks infot ka osakeste kuju kohta, mis mõjutab valguse hajutamist eri suundades.

Tänuavaldus

Uurimistööd on finantseerinud Euroopa Liidu teadus- ja innovatsiooniprogrammi Horisont 2020 grant nr 730066 ja Eesti Teadusagentuur (PSG10 ja PUTJD719). Autorid tänavad Evi Lille veeproovide laborianalüüside eest ja Tartu observatooriumi veekaugseire töörühma.

Viidatud kirjandus

Aas, E., Hokedal, J. and Sorensen, K., Spectral backscattering coefficient in coastal Waters, International Journal of Remote Sensing, 26, 331–343, 2005.

Dekker, A. G., Vos, R. J., Peters, S. W. M., Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data, International Journal of Remote Sensing, 23(1), 15–35, 2002.

Homayouni, S., Roux, M., Hyperspectral image analysis for material mapping using spectral matching, International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science, 35, 49-54, 2004.

- IOCCG, Remote sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters, Sathyendranath, S. (Ed.), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, nr. 3 IOCCG, Dartmouth, Kanada, 2000.
- Kirk, J.T.O., Estimation of the scattering coefficient of natural waters using underwater irradiance measurements, *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 32, 533–539, 1981.
- Kõks, L., Järvede optilise klassifikatsiooni põhised heljumi algoritmid, Bakalaureusetöö, Tartu Ülikool, 2018.
- Newcombe, C.P., Macdonald, D.D., Effects of suspended sediment on aquatic ecosystems, *North American Journal of Fisheries Management*, 11(1), 72-82, 1991.
- Paavel et al., 2011 [1] Paavel, B., Arst, H., Metsamaa, L., Toming, K., Reinart, A., Optical investigations of CDOM-rich coastal waters in Pärnu Bay, *Est. J. Earth Sci.*, 60 (2), 102–112, 2011.
- Reinart, A., Herlevi, A., Arst, H., Sipelgas, L., Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and south Finland, *Journal of Sea Research*, 49, 357-366, 2003.
- Uudeberg, K., Põru, G., Ansko, I., Ansper, A., Ligi, M., Estimation of the lakes optical water types from satellites', esitletud HIGHROC Science Conference, Belgia, 2017.
- SLOMI11121, Pärnu lahe seisundi parandamine tehislake riffide abil 1. etapp, lõpparuanne, <https://www.kik.ee/sites/default/files/878.pdf>, külastatud 21.09.2018, 2013.

Properties and dynamics of SPM (Suspended Particulate Matter) variability in the Pärnu Bay

Summary

It is complicated to study large water surfaces frequently with *in situ* measurements/Frequent studies of large water surfaces with *in situ* measurements are complicated. This is where remote sensing proves a powerful complementary method, especially now when new Sentinel satellite instruments (OLCI, MSI) have been developed and their products are freely accessible. This article deals with the studies of suspended particulate matter's (SPM) dynamics and properties in the Pärnu Bay (in the northeastern part of the Gulf of Riga). The bay is shallow and open to westerly winds, so the SPM is resuspended by winds and waves, but also by the inflow of the Pärnu River, which has the biggest catchment area in Estonia. The SPM situation may change fast (after the storm, snowmelt and rainy period). To retrieve SPM concentrations from satellite images, optical watertype based SPM algorithms were used. The concentrations were high near coastal areas and correlated well with *in situ* measurements. After storm events, the concentrations all across the bay were high; in case the river inflow was dominating the resuspension of particles, the plume was well delimited.

The signal detected by satellites in complex waters is often affected by the backscattering ratio of SPM that is influenced by particle shape and size. This parameter is often taken as a constant; however, the research performed in the Pärnu Bay revealed that the backscattering ratio changes in space and time. The backscattering ratio is wavelength-dependent and varies, for example, between 0.01 (blue part) and 0.03 (red part) in one Pärnu Bay station. Particle size distributions varied also in space and time, although the majority of particles were bigger than 250 μm even on top of the muddy bottom (size smaller than 63 μm). The hypothesis was set that small unique particles were flocculated, which was later confirmed by the laboratory measurements after degradation experiment of particles in ultrasound bath. Due to these variabilities the particles in complex waters need to be studied in greater detail (size distribution and shape) to generate better SPM retrieving algorithms.

Madala eutroofse järve klorofüllisisalduse määramiseks sobivad algoritmid Sentinel-3/OLCI andmete alusel Ülemiste järve näitel

Kersti Kangro^{1,2}, Krista Alikas¹, Kristel Panksep²

¹Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

²Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut, limnoloogiakeskus, 61117 Tartumaa

Kokkuvõte

Otsisime sobivaimat algoritmi Sentinel-3/OLCI abil madala eutroofse järve klorofüllisisalduse kirjeldamiseks. Klorofüll-a on kõigile fotosünteesivatele vetikatele iseloomulik pigment ning seetõttu selline näitaja, mille alusel otsustatakse veekvaliteedi üle. Ülemiste järvest mõõdetakse klorofüll-i hulka sageli ja seetõttu olid empiiriliste seoste loomiseks olemas ajaliselt kokkulangevad kohtmõõtmiste andmed ja satelliidipildid. Kuus valitud algoritmi kasutasid punast ja lähisinfrapunast spektriala. Ülemiste puhul osutus klorofüll-a sisalduse kirjeldamisel sobivaimaks kolme kanalit kasutav 3BDA ($R^2=0,76$), kusjuures paremini kirjeldati suviseid kõrgemaid klorofülliväärtusi. Üldse ei sobinud 4BDA, mis on ka välja töötatud märksa suurema hõljumisaldusega järvede jaoks.

Märksõnad: veekogude kaugseire, Sentinel-3A/OLCI, klorofüll-a, algoritmid.

Sissejuhatus

Copernicuse missiooni raames on alates 2016. aastast võimalik saada andmeid spetsiaalselt veekogude jälgimiseks mõeldud satelliidilt Sentinel-3A, millele lisandus 2018. aastal Sentinel-3B. Need satelliidid võimaldavad peaaegu igapäevast ülevaadet peale merealade ka siseveekogudest. Optilise kaugseire probleem on küll piltide puudumine pilvkatte korral, aga sellest hoolimata on saadavate andmete hulk enamasti suurem kui tavaseire käigus kogutava andmestiku hulk (Alikas jt, 2014). Lisaväärtuseks on ülevaade ruumilisest varieeruvusest, mis võimaldab jälgida vetikaõitsengute kujunemist ja liikumist eriti suurematel järvedel ja Läänemerel (Kutser, 2009; Wynne jt, 2010; Matthews jt, 2012). Sentinel-3/OLCI pikslisuurus on 300 m, mis tähendab, et väga väikesi järvi OLCI sensori abil uurida ei saa. Ülemiste järv on aga piisavalt suure veepeegli pindalaga (4,1 x 3,2 km), et sobida Sentinel-3/OLCI kasutamiseks.

Ülemiste järv on 90% Tallinna inimeste joogiveeallikas (Keskkonnaaruanne, 2016). Tegu on loodusliku madala järvega, kus mõningased sinivetikaõitsengud on juba järvetüübile iseloomulikud. Samasonliigsed õitsengud probleemiks, jaminevikust on teada, et eriti kiirenes eutrofeerumisprotsess 1960. aastatel (Pork jt, 1980). Hiljem fosforisisaldus vähenes eelkõige hüdroloogiliste muutuste tõttu (Pedusaar jt, 2008, 2010a). Sellest siiski vetikaõitsengute vähendamiseks ei piisanud ning 2000. aastate keskpaigas üritati Ülemiste järve seisundit parandada biomanipulatsioonivõtete koostöös Soome teadlastega. Peamiselt püüti välja lepiskalu, näiteks latikat, ja ajavahemikus 2004–2006 püüti välja 165 t (Pedusaar jt, 2008). Biomanipulatsiooni põhiideeks ongi röövkalade hulga suurendamine ning lepiskalade hulga vähendamine, mille tulemuseks peaks olema suuremate zooplankterite domineerimise ja fütoplanktoni hulga vähenemise tõttu suurem läbipaistvus (Cooke jt, 2005; Wagner ja Erickson, 2017). Ülemiste järves oodatud pikaajalist zooplanktoni efekti fütoplanktoni biomassi vähendamisel paraku ei järgnenud (Pedusaar jt, 2010b), sest suured taimtoidulised zooplankterid ei hakanud domineerima. Siiski, kui 1997.–1998. aastal oli klorofüll-a (Chl-a) maksimumväärtus 107 mg/m³ (Erm jt, 2008), siis näiteks perioodil 2010–2017 klorofüllisisaldus üle 47 mg/m³ ei kerkinud.

Kuna praegu on fütoplanktoni hulk Ülemistes siiski eutroofse järve tasemel, saab järve klorofüllisisaldust kirjeldada selliste algoritmidega, mille tööpiirkond on alates klorofüllisisaldusest

10 mg/m³. Võrdlesime kuue algoritmi sobivust Ülemiste järve taoliste järvede klorofüllüüli määramiseks. VRD tüüp II (madal keskmise karedusega heleda veega segunenud järv) on Eestis üks domineeriv järvetüüp (Ott, 2018). Kuigi Peipsi on VRD klassifikatsiooni järgi VII tüübi ainuesindaja suure pindala tõttu, sobivad II veetüübile väljatöötatud algoritmid selle klorofüllisisalduse iseloomustamiseks samuti. Kuna algoritme on tarvis valideerida kohapeal mõõdetud (*in situ*) väärtustega, saab neid hästi testida järvedel, mille kohta on võimalikult palju kattuvaid satelliidi ja kohapealse mõõtmise andmeid. Hiljem saab tulemusi rakendada sarnastel järvedel, mille kohta kohapealseid mõõtmisi napib. Varem ENVISAT/MERISE tarbeks välja töötatud algoritme saab kasutada ka Sentinel-3/OLCI jaoks.

Materjal ja meetodid

Ülemiste järv: lühiülevaade

Järve pindala on 9,44 km², valgala pindala 99,2 km², suurim sügavus 4,2 m ning keskmine sügavus 2,5 m (EELIS). Ülemiste on suuruselt Eesti kolmas looduslik järv Peipsi ja Võrtsjärve järel. Kuna tegu on joogivee võtukohaga, ei ole järv avalikult kasutatav. Veepoliitika raamdirektiivi klassifikatsiooni järgi on Ülemiste II tüübi järv: < 10 km², keskmise karedusega kloriidivaese ning kihistumata veega.

In situ andmed

Veeproovid koguti järve keskelt. Klorofüllisisaldusi mõõdeti AS Tallinna Vesi veepuhastusjaamas rutiinse veeanalüüsi käigus spektrofotomeetriliselt, kasutades ekstraheerimiseks etanooli ning Chl-a sisalduse arvutamiseks Jeffrey ja Humphrey (1975) võrrandit.

Satelliidiandmed

Sentinel-3A/OLCI täislahutusega esimese taseme pildid laaditi alla ESA Copernicuse andmearhiivist.

Edasine töötlus toimus programmi *Sentinel Application Platform* (SNAP) versioonis 5.0, kus valitud algoritmid rakendati erinevatel lainepikkustel mõõdetud atmosfääri ülapiiri kirkuse kanalitele (L(x), tabel 1).

Tabel 1. Kasutatud algoritmid

Mudel	Kelle poolt tuletatud	Arvutuskäik
2BDA	Dall'Olmo ja Gitelson (2005)	$\frac{L(709)}{L(665)}$
NDCI	Mishra ja Mishra (2012)	$\frac{L(709) - L(665)}{L(709) + L(665)}$
MCI	Gower jt (2008)	$L(709) - L(681) - \left[\frac{709-681}{753-681} * (L(753) - L(681))\right]$
FLH	Gower jt (1999)	$L(681) - 1.005 * [L(665) + ((L(709) - L(665)) \cdot \frac{681-665}{709-665})]$
4BDA	Le jt (2009)	$\left[\frac{1}{L(665)} - \frac{1}{L(681,25)}\right] / \left[\frac{1}{L(753,75)} - \frac{1}{L(708,75)}\right]$
3BDA	Gitelson jt (2003)	$(L(665)^{-1} - L(709)^{-1}) * L(753)$

2016. aastal oli Ülemiste järve kohta aprillist septembri lõpuni 58 pilvevaba pilti, sealhulgas 19 kokkulangevat samal päeval *in situ* mõõdetud Chl-a väärtustega. 2017. aastal oli aprillist septembri lõpuni 170 pilti, *in situ* mõõtmisi tehti mõlemal aastal 26 korral. 2018. aastast on näiteks toodud 2 pilvevaba pilti (07.05.2018 ja 01.08.2018).

Empiirilised seosed algoritmi väärtuste ja Chl-a vahel leiti lineaarse regressiooniga, arvestades determinatsioonikordaja R^2 suurust, lisaks kasutati hindamiseks ruutkeskmist viga (RMSE), mis kirjeldab erinevust satelliidipiltide alusel arvatud ja tegelikult veekogust mõõdetud klorofülliväärtuste vahel.

x_{sat} ja x_{insitu} on vastavalt satelliidipildi alusel arvatud ja *in situ* mõõdetud klorofüllihulk iga i -nda proovi jaoks. N on üheaegsete satelliidipiltide ja *in situ* mõõtmiste hulk.

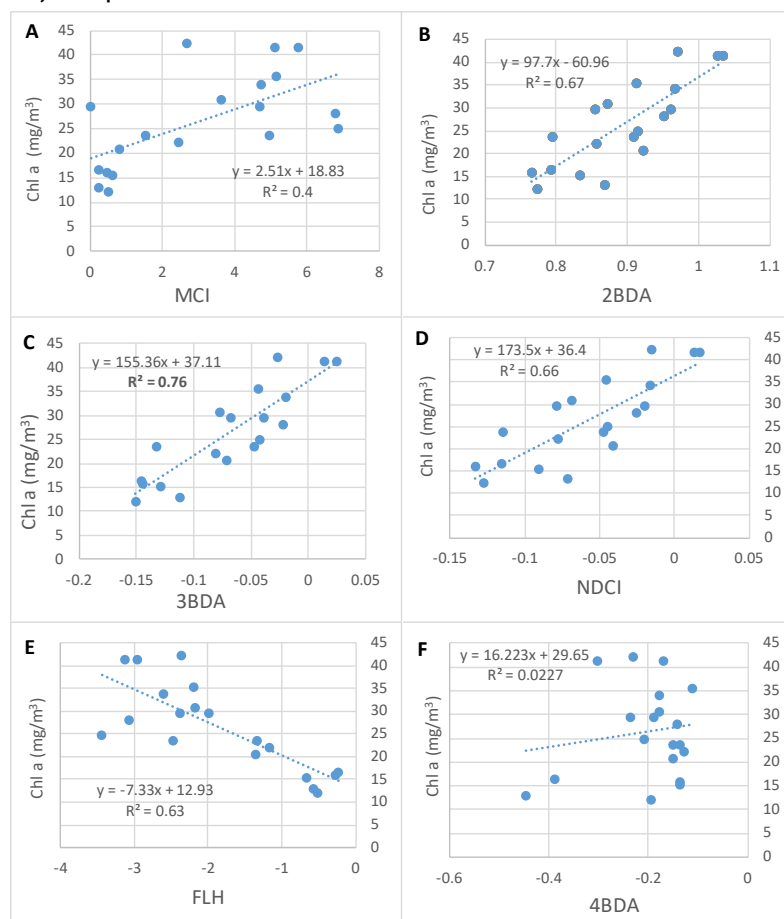
$$MSE = \frac{\sum_{i=1}^N (x_{sati} - x_{insitu})^2}{N} \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{MSE} \quad (2)$$

$$NRMSE (\%) = \frac{RMSE}{\max(x_{insitu}) - \min(x_{insitu})} \times 100 \quad (3)$$

Tulemused ja arutelu

Esimese taseme piltide kasutamisel ei arvutata klorofüll-i mitte peegeldustegurist, vaid atmosfääri ülapiiri kirkusest, mis tähendab, et atmosfäärikorrektsiooni ei rakendata. Atmosfäärikorrektsioonide rakendamisel esineb suuri ebatapsusi just eutroofsete järvede puhul. Atmosfäärikorrektsiooni protsessorite rakendatavus sõltub nii atmosfäärioludest kui ka veetüübist (GLaSS, D3.2). Samas saab klorofüll-i määramiseks esimese taseme piltidelt kasutada valdavalt punast ja lähisinfrapunast spektripiirkonda, kus kõrge Chl-a kontsentratsioonile ($> 10 \text{ mg/m}^3$) omased neeldumis- ja hajumispiirkonnad on detekteeritavad.

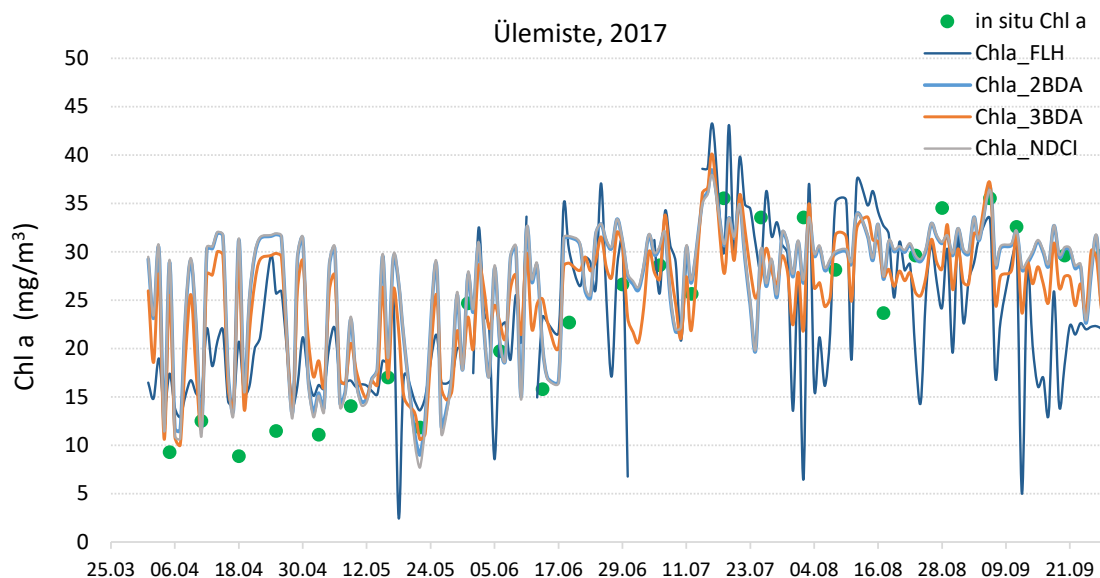


Joonis 1. Eri indeksite ja klorofüll-a sisalduse seosed Ülemiste järves 2016. aasta üheaegsete satelliidipiltide ja *in situ* mõõdetud klorofüllisisalduste alusel.

Tabel 2. 2016. aasta kokkulangevuste alusel saadud empiirilised seosed klorofüll-a arvutamiseks ning veahinnangud

	Kordaja	Vabaliige	R ²	MSE	RMSE	NRMSE%
MCI	2,51	18,82	0,4	52,41	7,24	24,03
FLH	-7,32	12,93	0,63	32,33	5,69	18,88
2BDA	97,7	-60,96	0,67	29,01	5,39	17,88
3BDA	155,36	37,11	0,76	21,00	4,58	15,21
NDCI	173,5	36,41	0,66	29,84	5,46	18,14

Ülemiste järve jaoks sobis kõige paremini 3 kanali algoritm (3BDA) (joonis 1, C), järgmised olid NDCI ja 2 kanali algoritm (2BDA) (joonis 1, B ja D). 2BDA ja NDCI alusel arvatud klorofülliväärtused on väga sarnased (joonis 2). FLH alusel arvatud klorofülliväärtuste varieeruvus on suurem ning ka liiga väikesi väärtusi on rohkem kui ülejäänud kolme algoritmi puhul (joonis 2). Kevadisi madalaimaid väärtusi (umbes 10 mg/m³ ja alla selle) ei kirjelda hästi ükski kasutatud algoritm, suvisel ajal ning kõrgemate Chl-a väärtuste korral on kokkulangevus parem.

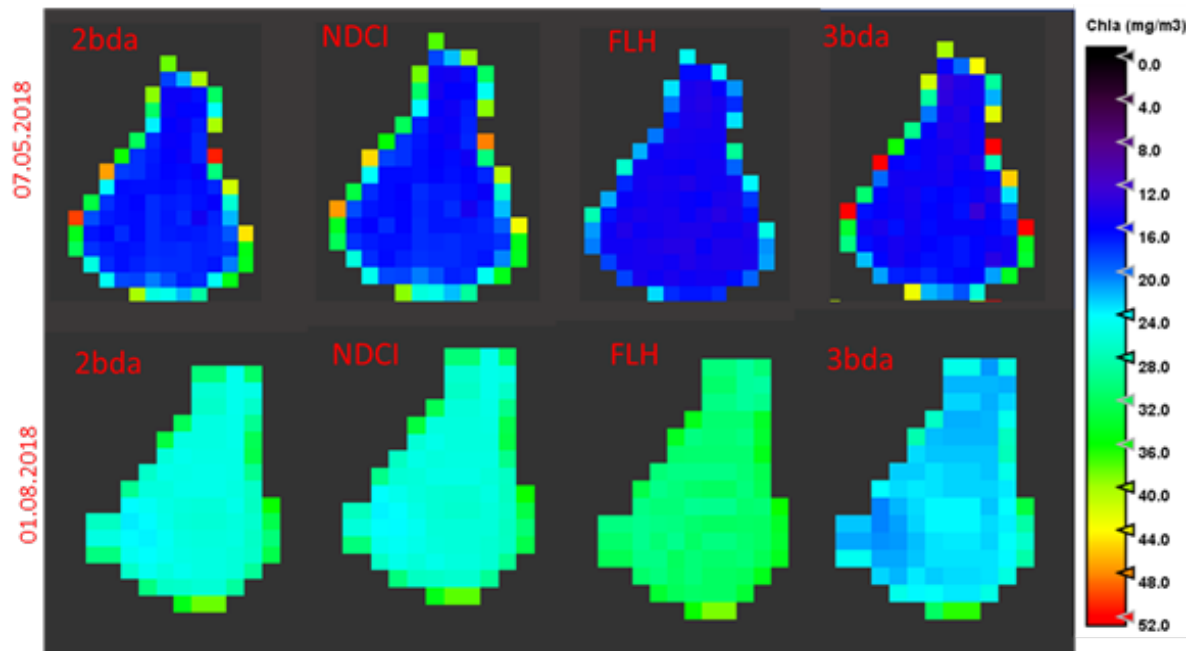


Joonis 2. Klorofüll-a sisalduse sesoonne dünaamika aprillist septembrini 2017. aastal, arvatud nelja sobivaima algoritmiga.

2018. aasta 1. augusti piltidelt (joonis 3) on näha, et FLHga arvatud väärtused on kõrgeimad ning 3BDAGA arvatud väärtused on madalaimad, aga erinevused algoritmide vahel ei ole märkimisväärsed. Kevadised klorofülliväärtused on kõigi algoritmide järgi sarnased ning madalamad kui suvel. Kuna Sentinel-3/OLCI-le pole veel tehtud naabrusefekti korrektsiooni, on eriti kevadisel ajal kaldaaladel näha klorofüll-a kõrgemaid väärtusi, mis tegelikult ei ole tõesed.

Kui selgetes ookeanivetes sobivad klorofüllisisalduse kirjeldamiseks rohelisi ja siniseid lainepikkusi kasutavad algoritmid (Mishra ja Mishra, 2012), siis Eesti siseveekogud ja kaldapiirkonnad on valdavalt sellised, kus rohke humiainete (CDOM), detriidi ja hõljumi tõttu on sellisel viisil klorofüll-i signaali eristamine keeruline, kuna nii Chl-a kui ka CDOM neelavad sinises lainelas tugevalt. Optiliselt keerukate vete jaoks, kus tavaline roheline/sinise lainepikkuse suhte kasutamine ei toimi, rakendatakse pigem punaseid ja lähisinfapunaseid lainepikkusi kasutavaid algoritme, näiteks FLH ja MCI (Gower jt, 1999). Neid algoritme on varem edukalt rakendatud klorofüll-a kontsentratsiooni määramiseks ning vetikaõitsengute tuvastamiseks (Gower jt, 2005; Gower jt, 2014; Palmer jt, 2015) ning on leitud, et nii MCI kui ka FLH sobivad eelkõige selliste veekogude puhul, kus klorofüll-a väärtus on suurem kui 10 mg/m³ (Binding jt, 2013). Paraku on kevadel sageli

muidu rohketoiteliste veekogude klorofülliväärtused alla 10 mg/m^3 , nii et nende algoritmidega sel ajal korrektset tulemust saada ei pruugi. MCI algoritmi on Eestis varem edukalt kasutatud Peipsi ja Võrtsjärve klorofüll-a hulga hindamiseks (Alikas jt, 2010, 2015). Palmer jt (2015) leidsid, et FLH sobib näiteks Balatoni järve klorofüllisisalduse määramiseks Envisat/MERISE-lt paremini kui MCI. Võrreldes MCI, FLH ja MPH (*Maximum Peak Height* (Matthews jt, 2012)) tulemusi, sobis MCI Peipsi järve puhul klorofüll-a sisalduse hindamiseks kõige paremini ($R^2=0,5$) (Põldma, 2016). MPH eeliseks on küll tsüanobakterite esinemise tõenäosuse hinnang, mida teised kaks algoritmi ei paku, aga samas võivad MPH väärtused olla väga varieeruvad, isegi selgelt valed (nt GLaSS, 5.2, Ijsselmeeri näide, kus Chl-a väärtus MPH kaudu oli $>1000 \text{ mg/m}^3$), mistõttu teised algoritmid on sobivamad.



Joonis 3. Ülemiste järve klorofüll-a sisaldus kevadel (07.05.2018) ja suvel (01.08.2018), arvatud algoritmidega 2BDA, NDCI, FLH ja 3BDA.

Augusto-Silva jt (2014) kasutasid kolme algoritmi (2BDA, 3BDA ja NDCI) Brasiilia reservuaari klorofüllisisalduse määramiseks simuleeritud OLCI andmetelt ning said NDCI puhul kõige väiksema normaliseeritud ruutkeskmise vea. Erinevalt Gitelsonist jt (2008), kelle töö alusel sobis 2BDA paremini järvedele, kus klorofüllisisaldus oli $> 20 \text{ mg/m}^3$, sobis Brasiilia reservuaaris 2BDA klorofüllisisalduse hindamiseks ka juhul, kui selle kogus oli $< 20 \text{ mg/m}^3$. 3BDA puhul oli selles uuringus normaliseeritud ruutkeskmise viga suurim, mille põhjuseks toodi, et kolmas kanal (753 nm) vähendab triptoni hajutavat mõju. Seega kui mineraalset setet on vees vähe, sobib 2BDA klorofüll-i hindamiseks paremini (Augusto-Silva jt, 2014). Ülemiste järves oli just 3BDA kõige väiksema ruutkeskmise veaga. 2 kanali algoritm ja NDCI mõlemad eeldavad, et 1) punastel lainepikkustel on domineerivaks fütoplanktoni neeldumine; 2) lähisinfrapunases domineerib vee neeldumine; 3) tagasihajumine ei sõltu lainepikkusest valitud kanalite vahemikus. Samas väga sogastes vetes ei pruugi need eeldused tõesed olla (Zhang jt, 2015), mistõttu 3 kanali algoritm sobib sogasematele vetele paremini.

2016. aasta kohta *in situ* mõõdetud hõljumiandmeid pole, aga 2014. aasta juulikuus oli Ülemiste järve integraalses vees (kogutud 0,5 m sammuga pinnast põhjani ja läbi segatud) koguhõljumi hulk 21 g/m^3 (sh mineraalset hõljumit $8,5 \text{ g/m}^3$), mis on võrreldav Lämmijärve mõõtepunktide väärtuste või Võrtsjärve avaosa punktide väärtustega. MCI indeksi kohta on Binding jt (2013) leidnud, et seda CDOMi hulk ei mõjuta, küll aga on indeks tundlik mineraalse hõljumi suhtes, mis tõstab peegeldust 700 nm juures ja põhjustab seeläbi MCI liiga kõrgeid

väärtusi eriti madala klorofüllisisalduse puhul (387%, kui Chl-a oli 10 mg/m³ ja mineraalse hõljumi sisaldus oli 20 g/m³), aga omab mõju ka kõrgema Chl-a puhul (21%, kui mineraalse hõljumi sisaldus oli 20 g/m³ ja Chl-a sisaldus 100 mg/m³). Kuna Ülemiste on madal järv, siis ei saa välistada mineraalse hõljumi suuremaid koguseid veesambas pärast tuuliseid ilmu ning tulemusena liiga kõrget MCI indeksit.

NDCI sobib kasutamiseks Chl-a vahemikus 1–60 mg/m³ (Mishra ja Mishra, 2012), seega eeldaks, et selle algoritmiga saab ära kirjeldada ka kevadised madalamad väärtused, kuid Ülemiste puhul see nii ei olnud. Põhjus võib olla selles, et OLCI L1 pildid sobivad paremini kõrgemate klorofülliväärtuste kirjeldamiseks, seega ei pruugi toimimatus olla algoritmi viga.

4BDA, mis Ülemiste klorofülliväärtuste kirjeldamiseks ei sobinud (joonis 1), on tuletatud Taihu järve andmete põhjal. Samas peab arvestama, et Taihu on suur ja sealjuures väga madal järv (suurim sügavus 2,5 m), kus tuulel on oluline mõju sogasusele ja hõljuvainete hulga ning osakeste suurusel veesambas (Zheng jt, 2015). Võrreldes Ülemistega on seal läbipaistvus väiksem ja hõljuvainete osakaal võib olla väga palju suurem (läbipaistvus võib olla alla 0,1 m ja hõljuvainete hulk kuni 499 g/m³ (Chen jt, 2003), mistõttu seal välja töötatud algoritmid meie palju puhtamatele järvedele ei sobi. Võrreldes viit kasutatud algoritmi (sh 2 ja 3 kanali algoritmid), sobis Taihu järvele peale 4BDA ka NDCI (Zhang jt, 2015).

2BDA, 3BDA ja NDCI sobivad ka teiste satelliitide (Sentinel-2 ning WorldView-seeria satelliidid) abil klorofüllit määramiseks, aga Landsati seeria satelliitide tarbeks on liiga väheste kanalite tõttu vaja teistsuguseid algoritme (Beck jt, 2016).

Tänuavaldus

Täname AS Tallinna Vesi *in situ* andmete eest. Tööd finantseeris Eesti Teadusagentuur (grant PSG10).

Viidatud kirjandus ja internetiallikad

- Alikas, K., Kangro, K., Reinart, A. 2010. Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using the Maximum Chlorophyll Index. *Oceanologia*, 52: 2, 237-257.
- Alikas, K., Kangro, K., Randoja, R., Asuküll, E., Reinart, A. 2014. Satelliidi-info kasutamise võimalused veekogude seisundi määramiseks Eesti suurtes järvedes. A. Aan, K. Narusk (toim). *Kaugseire Eestis 2014* (59–68). Keskkonnaagentuur.
- Alikas, K., Kangro, K., Randoja, R., Philipson, P., Asuküll, E., Pisek, J. & Reinart, A. 2015. Satellite-based products for monitoring optically complex inland waters in support of EU Water Framework Directive. *International Journal of Remote Sensing* 36: 17, 4446-4468, DOI: 10.1080/01431161.2015.1083630
- Augusto-Silva, P.B., I. Ogashawara, C.C.F. Barbosa, L.A.S. de Carvalho, D.S.F. Jorge, C.I. Fornari, J.L. Stech 2014. Analysis of MERIS reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a concentration in a Brazilian Reservoir. *Remote Sensing* 6: 11689-117077
- Beck, R., Zhan, S., Liu, H, Tong, S., Yang, B., Xu, M., Ye, Z., Huang, Y., Shu, S., Wu, Q., Wang, S., Berling, K., Murray, A., Emery, E, Reif, M., Harwood, J., Young, J., Nietch, Ch., Macke, D., Martin, M., Stilling, G., Stump, R., Su, H. 2016. Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. *Remote Sensing of Environment* 178: 15-30.
- Binding, C.E., T.A. Greenberg, R.P. Bukata 2013. The MERIS Maximum Chlorophyll Index: its merits and limitations for inland water algal bloom monitoring. *Journal of Great Lakes Research* 39, Supplement 1: 100-107.
- Chen, Y, Qin, B., Teubner, K., M.T. Dokulil 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: Microcystis-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China . *Journal of Plankton Research* 25: 445–453, <https://doi.org/10.1093/plankt/25.4.445>
- Cooke, D.G., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs, 3 ed. Taylor & Frances, 616 pg.

- Erm, A., Arst, H., Trei, T., Reinart, A., Hussainov, T. M. 2008. Optical and biological properties of Lake Ülemiste, a water reservoir of the city of Tallinn I: Water transparency and optically active substances in the water. *Lakes & Reservoirs Research & Management* 6: 63 – 74.
- Dall’Olmo, G. & A. A. Gitelson 2005. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. *Applied Optics* 44: 412–422.
- Gitelson, A. A., Gritz, U., & M. N. Merzlyak 2003. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of Plant Physiology* 160: 271–282.
- Gitelson A. A., G. Dall’Olmo, W. Moses, D. C. Rundquist, T. Barrow, T. R. Fisher, D. Gurlin & J. Holz 2008. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment* 112(9): 3582–3593.
- Gower, J. F. R., R. Doerffer & G. A. Borstad 1999. Interpretation of the 685nm peak in water-leaving radiance spectra in terms of fluorescence, absorption and scattering, and its observation by MERIS. *International Journal of Remote Sensing* 20: 9, 1771-1786, DOI: 10.1080/014311699212470
- Gower, J., S. King, G. Borstad & L. Brown 2005. Detection of intense plankton blooms using the 709 nm band of the MERIS imaging spectrometer. *International Journal of Remote Sensing* 26:9, 2005-2012, DOI: 10.1080/01431160500075857
- Gower, J. F. R., S. King & P. Goncalves 2008. Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI. *International Journal of Remote Sensing* 29: 6209-6216.
- Gower, J., S. King & E. Young 2014. Global remote sensing of *Trichodesmium*. *International Journal of Remote Sensing* 35: 5459-5466, DOI: 10.1080/01431161.2014.926422
- Jeffrey, S. W., and G. F. Humphrey 1975. New Spectrophotometric Equation for Determining Chlorophyll A, B, C1 and C2. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167: 194–204.
- Kutser, T. 2009. Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters. *International Journal of Remote Sensing* 30: 4401 - 4425.
- Le, C.; Li, Y.; Zha, Y.; Sun, D.; Huang, C.; Lu, H. 2009. A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China. *Remote Sensing of Environment* 113: 1175–1182.
- Matthews, M.W., Bernard, S., L. Robertson 2012. An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 124: 637-652. DOI: 10.1016/j.rse.2012.05.032
- Mishra, S. & D. Mishra 2012. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment* 117: 394-406. DOI: 10.1016/j.rse.2011.10.016
- Palmer, S., Hunter, P., Lankester, T., Hubbard, S., Spyrakos, E., Tyler, A., Presing, M., Horvath, H., Lamb, A., Balzter, H. & V. Toth 2015. Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. *Remote Sensing of Environment* 157: 158-169.
- Pedusaar, T., I. Sammalkorpi, A. Hautala & A. Järvalt 2008. Biomanipulating the drinking water reservoir of Estonia’s capital city: Prospects for success. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 13: 289-300.
- Pedusaar, T., E., Loigu, A. Pyrh & M. Pihlak 2010a. The influence of city water consumption on the water balance and quality of drinking water supply with implications for altered operating rules. *Water Science and Technology* 10: 376-382; DOI: 10.2166/ws.2010.094
- Pedusaar, T., Sammalkorpi, I., Hautala, A., Salujõe, J., Järvalt, A., Pihlak, M. 2010b. Shifts in water quality in a drinking water reservoir during and after the removal of cyprinids. *Hydrobiologia* 649: 95–106.
- Pork, M., N. Schönberg & E. Mirme 1980. Ülemiste järve fütoplanktoni muutused aastail 1956-1976. Mäemets, A. (Toim.) Eesti NSV pinnavee kasutamise ja kaitse. Valgus, Tallinn: 138–46.
- Põldma, S., Kangro, E., Kangro, K. 2016. Tsüanobakterite biomassi hindamine optiliselt keerukast ja madalast siseveekogust MERISe satelliiditulemite põhjal. Urmas Peterson, Tiia Lillemaa (toim). Kaugseire Eestis 2016, artiklikogumik. Lk 108–119. Tartu observatoorium, Tõravere.

- Wagner, T. & Erickson, L.E. 2017. Sustainable Management of Eutrophic Lakes and Reservoirs. *Journal of Environmental Protection* 8: 436-463.
- Wynne, T. T., Stumpf, R. P., Tomlinson, M. C., & Dyble, J. 2010. Characterizing a cyanobacterial bloom in western Lake Erie using satellite imagery and meteorological data. *Limnology and Oceanography* 55: 2025–2036.
- Zhang, F., Li, J., Shen, Q., Zhang, B., Wu, Ch., Wu, Y., Wang, G., Wang, Sh., Lu, Zh. 2015. Algorithms and Schemes for Chlorophyll a Estimation by Remote Sensing and Optical Classification for Turbid Lake Taihu, China. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*. 8: 350-364.
- Zheng, S.-S., Wang, P., Wang, Ch., Hou, J. 2015. Sediment resuspension under action of wind in Taihu Lake, China. *International Journal of Sediment Research* 30: 48-62.
- EELIS: http://loodus.keskkonnainfo.ee/eelis/default.aspx?state=6;-668549228;est;eelisand;;&comp=objresult=veekogu&obj_id=886568061, päritud 02.04.2018
- ESA, Copernicus and mearhiiv <https://www.eumetsat.int/website/home/Data/DataDelivery/CopernicusOnlineDataAccess/index.html>, päritud 03.08.2018
- GLaSS, 2015 WP.5. Innovation and Application through Use cases. Deliverable 5.2. Shallow lakes with high eutrophication and potentially toxic algae. 70 pg. <http://www.glass-project.eu/assets/Deliverables/GLaSS-D5.2.pdf>, päritud 06.09.2018
- GLaSS, 2014. WP3 Algorithm development S2 and S3. Task 3.2: Harmonized atmospheric correction method. 65 pg. <http://www.glass-project.eu/assets/Deliverables/GLaSS-D3.2.pdf>, päritud 06.09.2019
- Keskkonnaaruanne, 2016. AS Tallinna Vesi, 42 lk. <https://www.tallinnavesi.ee/wp-content/uploads/2016/10/Keskkonnaaruanne-2016.pdf>, vaadatud 15.08.2018
- Ott, I. Eesti järvede seisund ja ettepanekud tervendamiseks: ettekanne Veepäeval, 21.03.2018. <http://veeyhing.ee/wp-content/uploads/2018/03/Eesti-j%C3%A4rvede-seisund-ja-ettepanekud-tervendamiseks.pdf>, vaadatud 31.08.2018

Suitable algorithms for detecting Chl-a from shallow eutrophic Lake Ülemiste using Sentinel-3/OLCI L1 data

Summary

The Copernicus program provides a possibility for frequent monitoring of both large and small waterbodies. We analysed suitable algorithms for Chl-a detection in the shallow eutrophic Lake Ülemiste. Chl-a is the main photosynthetic pigment present in all photosynthesizing phytoplankters and is often used as a proxy for assessment of the lake's ecological status. Lake Ülemiste is large enough for using Sentinel-3/OLCI with additional extensive *in situ* measured dataset, allowing to retrieve enough match-ups for development of empirical relationships. Level 1 (top-of-atmosphere radiance) data was used as an input into 6 different algorithms (MCI, FLH, 4BDA, 3BDA, 2BDA and NDCI) using red and near-infrared part of the spectrum. For Lake Ülemiste, 3BDA gave most accurate results ($R^2=0.76$), describing better the higher values present in summer. 2BDA and NDCI performed better than FLH and MCI, whereas 4BDA was not suitable. Derived empirical relationships are potentially usable for other shallow eutrophic lakes which lack *in situ* measured Chl-a values.

CORINE Land Cover 2018 projekt – fookuses on metsad

Valentina Sagris, Anneli Palo

Tartu Ülikool, geograafiaosakond, Vanemuise 46, 51014 Tartu

Kokkuvõte

Artiklis käsitleme maakatte kaardistamist Eestis CORINE Land Cover projekti raames, kirjeldame kaardistamise meetodikat ja selgitame, kuidas selline lähenemine mõjutab CORINE maakatte-muutuste tõlgendamist. Vaatleme aastate 2000–2018 maakattemuutusi linnastumisprotsessi ja metsa maakattedünaamika näitel. Metsades toimuvad protsessid on viimasel ajal olnud avalike arutelude fookuses, seetõttu uurime, millises kooskõlas on küllaltki üldises mõõtkavas toimuva korraldatud maakattekaardistuse tulemused teiste metsastatistika allikatega.

Märksõnad: maakate, CORINE, maakatte muutused, mets, linnastumine.

Sissejuhatus

CORINE (**C**oordination of **I**nformation on the **E**nvironment) maakate (**L**and **C**over) ehk lühendatult **CLC** on ühtse meetodika alusel koostatud andmebaas, kuhu kogutakse ruumiandmeid Euroopa maakatte kohta. Praeguseks on toimunud neli ja lõppemas viies CORINE kaardistus (Eestis 1994–1996, 2000, 2006, 2012 ja 2018). Alates kolmandast kaardistusest sai CORINEst üks GMESi (keskkonna ja turvalisuse globaalne seire) komponent ja praegu on see Euroopa Liidu Copernicuse programmi maaseire tuumikteenus.

Viimane kaardistus põhineb 2017. aasta satelliidiandmetel, põhiline osa piltidest pärineb ESA Sentinel-2 optiliselt sensorilt. Artiklis kirjeldatud kaardistuse esialgsed tulemused olid autoritele kättesaadavad 2018. aasta augustis.

CORINE legend sisaldab nii maakatte kui ka maakasutuse kaardistamisühikuid ning agregeeritud klasse, mida kasutatakse andmeallikana paljudes üleeuroopalistes keskkonna ja bioloogilise mitmekesisuse uurimustes. Andmestik on kasutusel riikide ja regioonide kõrvutamiseks niisugustes ülevaadetes nagu Euroopa Keskkonnaagentuuri Euroopa keskkonna seisundi ja väljavaadete (SOER, 2015) ning Euroopa metsade seisundi (Forest Europe, 2015) perioodilised aruanded. Seega jõuavad meie maastikes toimuvad muutused ja protsessid üleeuroopalistesse või ülemaailmsetesse võrdlustesse just CORINE andmebaasi kaudu ning selle alusel tehakse tulevikuprognose ja seatakse poliitilisi prioriteete.

Artiklis vaadeldakse maastike muutusi võrreldes varasemate CORINE kaardistustega, detailsemalt keskendutakse Eesti metsades toimuvatele protsessidele.

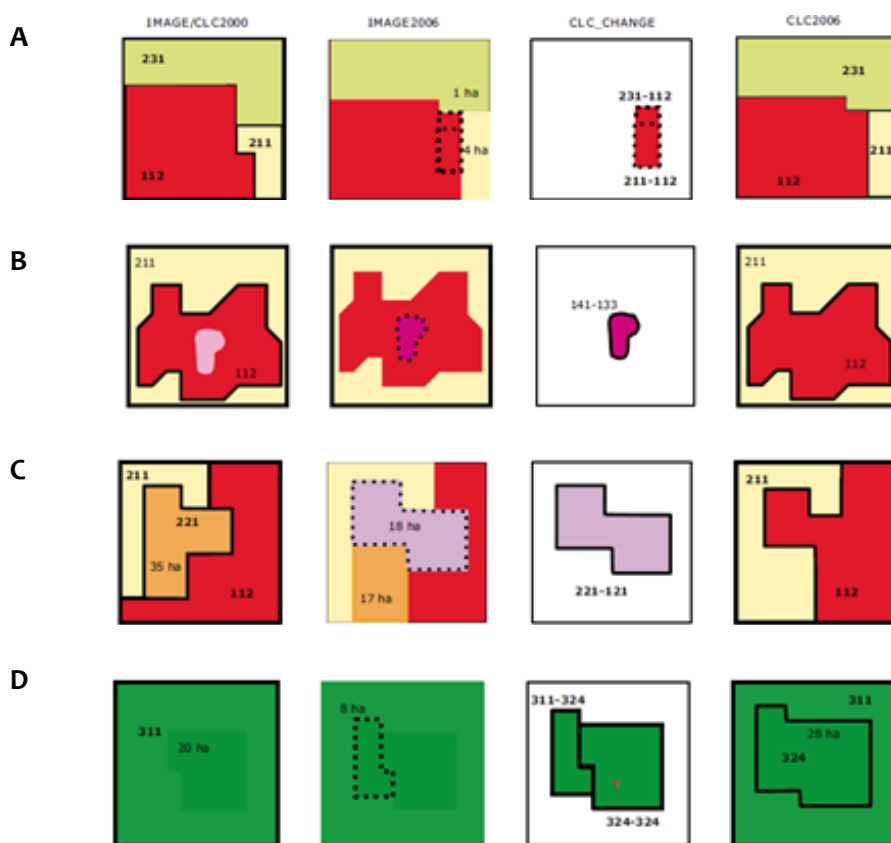
Metoodika

Üleeuroopalise meetodika järgi koostatakse CORINE andmebaas alasid visuaalselt arvutiekraanil interpreteerides. Saadud maakattekaart on nominaalse mõõtkavaga 1:100 000, vastavalt on kaardistamisühiku minimaalne laius 100 meetrit ning vähim eristatav pindala standardkaardil 25 ha ja 5 ha muutuste kihil. Need nõuded on säilinud muutumatuna kogu projekti jooksul.

Satelliidipiltide ruumiline lahutusvõime oli CORINE alguses – üle 30 aasta tagasi – peamiseks takistuseks detailsema mõõtkava valimisel. Tänapäevaste satelliidipiltide lahutusvõime (10 m) on algse standardi ammu ületanud. Tulemuseks on CORINE kaartide järjest kasvav täpsus maakattetüüpide piiritlemisel: vähenevad/kitsenevad varasematel kaardistamistel ülehinnatud joonekujulised objektid, eelkõige tee- ja raudteelad, mille minimaalne laius kaardistamisel peab olema 100 m; täpsustatakse n.-õ inimtekkelisi maakattetüüpe, nagu asulad, kaubandus- ja

tööstusalad, sadamad ja lennuväljad. Kaardistamistäpsuse tõus põhjustab näilist tee- ja raudteelade pindala vähenemist andmebaasis, kuigi igapäevaelus näeme transpordivõrgu pidevat laienemist.

Looduses on 25 ha üsna suur ala ja paljud maastikuüksused ning maastikuelemendid on sellest väiksemad, mistõttu meetodika sisaldab generaliseerimise reegleid: olulise objekti säilitamiseks on lubatud kõrvalasuvaid saamalaadseid maakattelaike kokku liita, moodustades nii minimaalse ühiku kaardistamise reeglile vastava objekti. Näiteks on lubatud liita üheks asulaks kaks või rohkem hõreda hoonestusega ala, kui nende vahemaa ei ületa 300 m. Samuti on lubatud hõredale hoonestusele liita tööstusala, et säilitada asustatud koha kuju ja ulatus. Soovitav on minimaalsest laiuselt kitsamad (alla 100 m) koridorid kahe maakattetüübi vahel ära kaotada jne. Tulemuseks on hästi generaliseeritud kartograafiline produkt, kus piiri tegelik asukoht on vähem oluline kui objekti pindalaline esinduslikkus.



Joonis 1. Change first meetodika. A – asula (112) laienes karjamaa (1 ha) ja põllu (4 ha) arvelt; B – asulas asuv alla 25 ha park (141) oli ära generaliseeritud, kuid hiljem toimus 5 ha muutus – pargi asemele tekkis ehitusplats (133); C – viinamarjaistanduse (221) alal tekkis 18 ha tööstusala (121), mis liideti kõrvalasuva asula polügooniga, ülejäänud 17 ha viinamarjaistandust liideti põlluga (211); D – metsaraie (324, 20 ha) laienes 8 ha võrra, selleks, et uues andmebaasis tekkis uus, üle 25 ha polügoon, muutuste kihis interpreteeriti n-ö tehniline polügoon (324-324). Allikas: EEA, 2007

Maakatteandmebaaside kasutamisel tuleb hoolega jälgida, milline on saadud kategooriate sisu: see on kokkuleppeline nagu igasugune mudel – ta omab teatud eesmärki ja võib ajas muutuda. CORINE standardiseeritud andmebaasi aluseks on 44 maakattetüübist koosnev 3-tasemeline üleeuroopaline klassifikatsioon (EEA, 1995). Juba esimesel kaardistamisel selgus, et 44 maakattetüübist esineb Eesti looduses vaid 32 (Meiner, 1999), kuid neljandal, riiklikul tasemel lisati kuus alamklassi selleks, et eristada meile omaseid sootüüpe ja soostunud metsi. Kategooriate sisu mõjutab ka piiride hägusus, mis Eestis ilmneb näiteks metsa ja soo erinevates üleminekutes, samuti Eesti künklikele aladele omane mosaiiksus, mida CORINEs kajastab maakattetüüp 243 (põllumajanduslik

maa loodusliku taimkatte osalusega). Kategooriad on valitud n-ö füsiognoomilisel ehk välisilme printsiibil, vaatamata sellele, kuidas nad on tekkinud. Näiteks klass 324 ehk üleminekuline metsaala (inglise keeles *transitional woodland*), millest on palju juttu järgmistes peatükkides, võib sisaldada kinnikasvanud põllumaid, põõsastikke, raiejärgseid noorendikke või kinnikasvanud loopealseid. Kategooria jaguneb riiklikul tasemel kaheks klassiks: 3241 – üleminekulised metsaalad mineraalmaal ja 3242 – üleminekulised metsaalad soodes.

Aastast 2000 toodetakse standardandmebaasi kõrval ka muutuste kihti CLC Change, kus minimaalne kaardistusühik on 5 ha. 2006. aastal rakendati muutuste kaardistamisel uut meetodikat *Change first*. Selle meetodika järgi interpreteerib operaator arvuti monitoril alguses kõik 5-hektarised muutused (joonis 1) ning hilisema GISi töötluse abil tekitatakse vanast CLC ja muutuste kihist CLC Change uus CORINE maakatte andmekiht, mis vastab värskete satelliidipiltide situatsioonile (joonis 1). See osutus vajalikuks, sest osa muutusi ei pruugi mõjutada uue maakattekihi geomeetriat, kuid algse meetodika puhul – kaardistada uus situatsioon ja kaks kihti (eelmine ja just interpreteeritud kiht) omavahel lahutada – ei oleks suuremat osa muutustest saanud välja tuua.

Sisuliste käsitluste puhul on soovitatav kasutada CORINE muutuste kihti, sest selle detailsus on suurem ning kihi tegemisel on operaator kasutanud kõrvuti vana ja uut satelliidipilti. Suur osa Eesti maastike muutusi 25 ha detailsusega andmebaasis ei kajastu.

Maakatte muutused Eestis

Muutusi analüüsi vastvalminud CLC Change andmebaasi 2012.–2018. aastate andmete alusel ning võrreldi neid perioodidel 2000–2006 ja 2006–2012 toimunud muutustega. Kogu muutuste hulk aastatel 2012–2018 on CLC Change andmebaasis 174 630 ha – 3,85% Eesti territooriumist. Eelmistel kaardistamisperioodidel oli muutusi vähem: 103 549 ha ehk 2,28% ja 170 069 ha ehk 3,75%.

Kõigil kolmel perioodil on enim muutusi metsades ja poollooduslikel aladel (tabel 1), kusjuures kõige rohkem muutusi toimus 1. tasme klassi piires. Aastatega on see protsess üha intensiivistunud.

Tabel 1. Maakatte muutused klassifikatsiooni esimesel tasemel

Maakatte klass, 1. tase	Muutused kokku*, ha	Tase võrreldes aastaga, %	Kasv, %	Langus, %	Klassi sees, %
CLC Change 2000–2006		Võrreldes 2000. a, %			
1. Tehislad	6 599	7,20	5,20	1,64	0,36
2. Põllumajanduslikud alad	14 144	0,96	-	0,24	0,71
3. Mets ja poollooduslikud alad	89 320	3,69	0,13	0,12	3,44
4. Märgalad	1 955	0,58	0,17	0,22	0,18
5. Vesi	241	0,01	0,01	-	-
CLC Change 2006–2012		Võrreldes 2006. a, %			
1. Tehislad	6 794	7,23	5,10	0,64	1,49
2. Põllumajanduslikud alad	62 174	4,20	0,02	0,43	3,75
3. Mets ja poollooduslikud alad	110 461	4,27	0,20	0,12	3,96
4. Märgalad	997	0,49	0,24	0,24	0,01
5. Vesi	205	0,09	0,03	0,06	-
CLC Change 2012–2018		Võrreldes 2012. a, %			
1. Tehislad	2 465	2,43	1,95	0,08	0,40
2. Põllumajanduslikud alad	54 301	3,76	0,02	0,23	3,50
3. Mets ja poollooduslikud alad	120 581	4,60	0,10	0,04	4,46
4. Märgalad	1 618	0,74	0,06	0,24	0,44
5. Vesi	73	0,03	0,02	0,01	-

*Sisaldab nii laienemist kui ka vähenemist teiste klasside arvelt ning muutusi klassi sees.

Muutused klassi sees on tingitud järjest kasvavast metsalangetamisest ja ühtlasi uue metsa pealekasvust (tabel 2). Analoogiline situatsioon on ka põllumajandusmaadel, kuid sealsete klassisiseste muutuste kasvu tipp jääb eelmisse kaardistusperioodi. Tehisalad jätkavad kasvamist teiste klasside arvelt, vahepeal aeglustunud linnastumine on viimastel aastatel taas hoogustunud. Selle klassi alla kuuluvad nii kasvavad asulad kui ka laienevad karjäärid. Tagasihoidlikke muutusi märgalade pindalas saab seletada turbavõtualade (kuuluvad märgalade klassi, mitte koos maardlatega tehisalade klassi!) laienemisega endistele metsaaladele või nende ammendumisega/kinnikasvamisega. Muutused siseveekogude pindalas on minimaalsed – peamiselt uute veesilmade teke mahajäetud maardlates.

Tabel 2. Kõige suuremate maakattemuutuste tüübid ja protsessid

Muutuste protsess*	Kõige suuremate muutuste tüübid	Muutuste pindala, ha 2000–2006	Muutuste pindala, ha 2006–2012	Muutuste pindala, ha 2012–2018
Metsaraied ja looduslikud kahjustused	mets (31x) -> ülemin. metsaala (3241)	62 823	41 757	96 003
Metsa kasv	ülemin. metsaala (3241) -> mets (31x)	20 362	60 556	20 748
Põllu ja kultuurrohumaa rotatsioon	põld (211) -> karjamaa (231) karjamaa (231) -> põld (211)	10 294	54 362	49 663
Endise põllumaa kinnikasvamine	põld (211) -> ülemin. metsaala (3241) karjamaa (231) -> ülemin. metsaala (3241)	1 003	4 384	1 885
Maardlate, karjääride ja turbavõtualade laienemine	mets (31x), ülemin. metsaala (3241) -> karjäärid (131), turbaväljad (4122)	719	2 604	930
Võsastumine / metsa taastumine karjäärides ja turbaväljadel	karjäärid (131) -> ülemin. metsaala (3241)	1340	513	22,8

*Protsessi kui terviku hindamiseks ei piisa ainult tabelis toodud muutustest, nt karjääride ja turbaväljade kasvu juurde kuulub ka maardlate kasv turbaväljade ja raba arvel.

Suurimad muutused (tabel 2) hõlmavad kõigil kolmel perioodil üle 90% kõikidest maakatte muutustest. Metsamaa muutus üleminekuliseks metsamaaks on kõige ulatuslikum protsess, mis eelmisel perioodil aeglustus, kuid viimasel perioodil hoogustus. Selle all mõistetakse nii metsa raiet, raadamist kui ka hukkunud puistuga tormikahjustusi (põlendikud kuuluvad eraldi klassi). Üleminekulist metsamaad defineeritakse ka metsa kõrguse kaudu, kuid LIDARi põhjal saadud maakatte (metsa) kõrguse maski hakati kasutama alles eelmisel kaardistamisel ehk 2012. aastal. Metsa taastumine, mis toimus suuremal alal perioodi 2006–2012 jooksul, on taandunud ja toimus samal tasemel nagu eelviimasel perioodil 2000–2006, kuid see võib olla seotud meetodilise veaga (vaata täpsemalt arutelu osas).

Põllumaa-kultuurrohumaa roteerumispindala on endiselt suur. Võimalik, et see kajastab Euroopa põllumajanduspoliitika (PMP) suunamuutust: alates 2013. aastast soosivad Euroopa toetused ökoloogiliste alade ning pikaajaliste rohumaaade rajamist ja säilitamist. Teiselt poolt jätkub kasutamata põllu- ja karjamaa võsastumine (muutus üleminekuliseks metsamaaks). Maardlate, karjääride ja turbavõtualade laienemine on hästi tuntud protsess, millele vastukaaluks toimub ka endiste karjääride võsastumine.

Tehisaladega seotud protsessid, nagu linnastumine ja otsene inimsurve loodusele, on Eestis mõõduka ulatusega (tabel 3), samas on nende protsentuaalne kasv suurim: nn hõre asustus koos ehitusplatside tekkega on juhtival kohal, järgneb vaba aja veetmise ja puhkealade kasv. Looduslike ja põllumaade hõivamine asulate rajamiseks on kasvanud. Teedevõrgus toimuvad muutused ei kajastu CORINE andmebaasides kuigi hästi minimaalse kaardistuslaiuse (100 m) piirangu tõttu.

Tabel 3. Väikese ulatusega protsessid

Muutuste protsess	Pindala kasv 2000–2006, ha / kasv 2000. a suhtes, %	Pindala kasv 2006–2012, ha / kasv 2006. a suhtes, %	Pindala kasv 2012–2018, ha / kasv 2012. a suhtes, %
Valginnastumine: hõre asustus (112) ning ühiskondlikud hooned, tööstuse ja kaubanduse territoorium (121) kokku	2302 ha 3,30%	2233 h 2,9%	517 ha 0,65%
Ehitusplatside teke (133)	444 ha 256,5%	560 ha 145,8%	1086 h 13,35%
Infrastruktuuri arendamine: teealad (122), sadamad (123), lennuväljad (124)	53 ha 0,78%	558 ha 10,5%	62 ha 0,07%
Vabaaja- ja puhkealade kasv asulatest väljas (142)	175 ha 4,61%	151 ha 7,8%	284 ha 12,92%
Muutused kokku	2974 ha	3502 ha	1949 ha

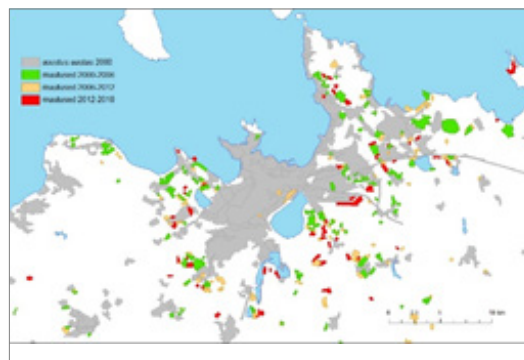
Kuigi linnastumine jätkub (joonis 2), on muutuste tempo aeglustunud (tabel 3), samas kasvas urbaniseerumise surve teistele maastikele 829 hektarini (aastatel 2006 ja 2012 vastavalt 408 ha ja 242 ha), enim kasutati põllumaid.

Jälgitavad on ka teised klassisisese struktuuri muutused:

a) aastail 2000–2006 ehitati umbes 2,5 korda rohkem elamurajoone (klass 112) kui tööstus- ja kaubandusalasid (121), aastatel 2006–2012 kahe maakatteklassi osakaal enam-vähem võrdsustas ning viimasel perioodil on just tööstus- ja kaubandusalasid kerkinud umbes 1,6 korda rohkem kui elamurajoone;

b) kui varem (2006–2012) püstitati enamik elamuid (55%) aladele, mis juba 2006. aastal kaardistati ehitusplatsina, siis viimasel perioodil ehitati kõige rohkem endistele põllumaadele (67%);

c) kui varasemad (2006–2012) tööstus- ja kaubandusalad tekkisid teiste tehisalade arvelt asulate sisse (50%), siis viimasel ajal on selleks rohkem kasutatud põllumaad (60%).



Joonis 2. Maakatte andmed võimaldavad lisaks muutuste ulatusele leida nende koondumispiirkondi: tehisalade levik Tallinna ümbruses.

Arutelu: metsade dünaamika CORINE andmebaasis

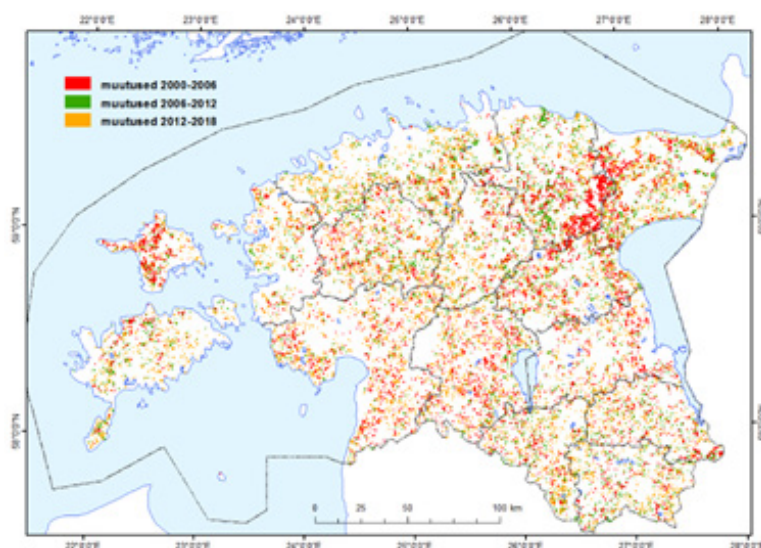
Viimaseil aastail on intensiivsele puidutootmisele vastanduvad huvigrupid veendunud, et Eestis raiutakse metsi liiga intensiivselt (Kuuba, 2018 a,b; Rosenvald jt, 2016). Raiete pindala suurenemist näitavad ka CORINE kaugseire tulemused. Maakatte seire andmetel oli Eestis 2018.

aastal metsamaad 2 067 288 ha ja üleminekulist metsamaad 354 863 ha (tabel 4), seega on metsaga kaetud metsamaa pindala eelmiste perioodide hinnangutest madalam, üleminekulise metsamaa pindalahinnang seevastu kõrgem.

Tabel 4. Metsade ja üleminekulise metsamaa osakaal looduslike alade sees (25 ha CLC andmebaasid)

Ala	2000	2006	2012	2018
Looduslike alad kokku (märgaladeta, *1000 ha)	2583,0	2606,8	2621,1	2612,2
Metsamaa, %	82	80	82	79
Üleminekuline metsamaa, %	10	12	10	14
Muu maa, %	8	8	8	7

Metsadest üleminekuliseks metsamaaks muutunud alade kaardipildis (joonis 3) eristuvad selgelt suurimate tormikahjustuste koristamise tagajärjel tekkinud alad, näiteks 2001. aasta tormi liikumiskoridor Ida-Virumaal ja Hiiumaal, 2010. aastal Lääne-Virumaal üle Haljala ja Eisma liikunud troopiline äikesetorm ning 2016. aastal Lõuna-Eestis Tahevast Kambjani metsi murdnud torm.

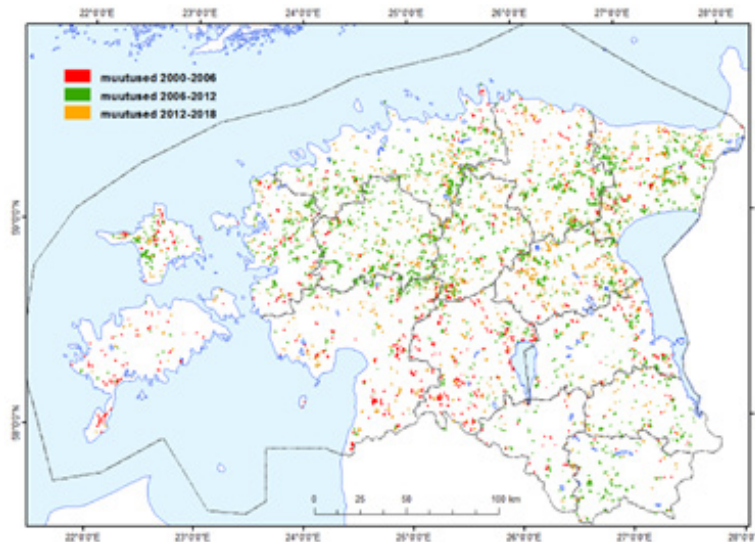


Joonis 3. Eri perioodidel metsadest üleminekuliseks metsamaaks muutunud alad.

Maakatte muutused metsast üleminekuliseks metsamaaks puuduvad soodes ning märgatav on nende vähesus suurematel lageraiepiirangutega kaitsealadel: kaardil on äratuntavad metsarikaste Lahemaa ja Karula rahvusparkide kontuurid, samuti Haanja ja Otepää looduspargi alad.

Kaardipildi põhjal tekkis kahtlus, et perioodi 2006–2012 andmetöötlemisel võib esineda süstemaatiline viga: a) Pärnu- ja Viljandimaal muutused nii metsast üleminekuliseks metsamaaks kui ka taasmetsastumine paistavad muu Eesti taustal olevat alahinnatud (joonis 3, 4); b) Põhja-Eestis on liiga suur hulk üleminekulisi metsaalasid muutunud metsaks (joonis 4). Seetõttu tuleks metsastumisdünaamika hindamisel 2006.–2012. aasta andmetesse suhtuda ettevaatusega. Kahjuks polnud selle uurimise raames täiendav kontroll võimalik.

CORINE maakatteandmete üldistusaste on ligikaudu kümme korda suurem kui metsanduslikus seires ja inventuurides, kuid trendid peaksid üldjoontes kattuma. Metsadest üleminekuliseks metsaalaks muutunud alade pindala varieerub periooditi (tabelid 1 ja 5). Eeldades, et perioodi 2006–2012 üleminekuliseks metsamaaks muutumise andmed on siiski usaldusväärsed, siis võib nii CORINE kaugseire kui ka SMI põhjal vähenenud muutuste pindala seostada metsaseaduse



Joonis 4. Eri perioodidel üleminekulisest metsamaast metsadeks muutunud alad.

karmistunud nõuetest tingitud raiete mahu ajutise langusega (Urbanik, 2006). CORINE kaugseireandmete jaraielubade arvestuse erinevuse peamiseks põhjuseks võis olla kavandatud raiete edasilükkumine, sest raieluba annab küll võimaluse raiuda, kuid ei kohusta selleks (Torpan, 2018).

Kaugseireandmete ja SMI andmete erinevuse suurusjärk on kahel esimesel perioodil lähedane (2,5 korda, tabel 5), viimasel perioodil aga tunduvalt väiksem. See võib tähendada, et kaugseire põhjal on varasemast täpsemalt tuvastatud metsamaa muutusi üleminekuliseks metsamaaks. Põhjused jäävad siiski ebaselgeks, sest vaid väike osa muutustest on seletatav raiete liitumisest tekkiva efektiga ehk seiremeetodile „nähtavaks muutumisega“ (joonis 1-D, tehnilised polügoonid), kus varasemad väikesed, üksikuna < 5ha muutused liitusid nende vahele tekkinud raiesmike arvel suuremateks aladeks. Niisuguste polügoonide osakaal oli 2006.–2012. aastal 0,7% (476 ha, 148 tk) ja 2012.–2018. aastal 1% (635 ha, 698 tk).

Tabel 5. Metsaraiete ja looduslike kahjustuste muutuste pindalaline dünaamika eri andmeallikate alusel. Arvutuslikeks perioodideks on vastavalt CORINE pildistusaastatele 2000–2005, 2006–2011 ja 2012–2017.

Muutuste pindala S	S, *1000 ha 2000–2006	S, *1000 ha 2006–2012	S, *1000 ha 2012–2018
Üleminekulise metsamaa kasv, CORINE	62,8	41,8	96,0
SMI andmete põhjal ¹	135,8	102,8	181,5 ²
Erinevus SMIst	2,5 korda väiksem	2,5 korda väiksem	1,9 korda väiksem
Raielubade arvestus ³	125,2	167,2	268,1
Erinevus raielubade arvestusest	2,0 korda väiksem	4 korda väiksem	2,8 korda väiksem

¹Aastaraamat „Mets“ 2017, lk 9–11

²2017. a maht korrigeeritud vastavalt senisele keskmisele erinevusele (Torpan, 2018)

³ Aastaraamat „Mets“ 2017, lk 15

Taasmetsastumine on võrdlemisi aeglane protsess (tabel 6): 2006. aastaks metsadest tekkinud üleminekulistest metsamaadest on üle 4 m kõrguste puudega aladena 2018. aastaks taasmetsastunud 4897 ha ehk alla 8%; 2012. aastal tekkinud üleminekulistest metsamaadest on aastaks 2018 metsastunud rangelt võttes vaid 360 ha, maksimaalselt aga 2780 ha ehk alla 7%.

Tabel 6. Taasmetsastumise dünaamika

2000–2006	2006–2012	2012–2018
Metsast üleminekuliseks metsamaaks muutunud alad 62,8 *1000 ha	Muutumatu 92%	Muutumatu 86%
	Metsaks 4,4%	Metsaks muutus täiendavalt 3,8% Metsaks jäi samuti 3,8%
	Muu 3,1%	
	Metsast üleminekuliseks metsamaaks muutunud alad 41,8 *1000 ha	Muutumatu 93%
		Metsaks muutus täiendavalt 1%
		Muu (enamasti varasemad polügoonid liitunud, sh metsad) 6%

Üleminekuliste metsaalade juurdekasv põllu- ja rohumaa arvelt on suhteliselt marginaalne (tabel 2), jäädes seireperioodide jooksul 1000–4000 ha vahele. Metoodiliselt on siingi tegu väga suure pindalalise hinnanguveaga, näiteks hinnatakse mõõtkavas 1:10 000 läbiviidud uuringus aastail 2000–2004 põllumajanduskõlvikute metsastumise aastamahuks keskmiselt 3071 hektarit (Kaas, Maamets, 2015), mis pidanuks CORINE sama 6-aastase perioodi jooksul tähendama ligikaudu 18 000 hektarilist juurdekasvu. Tekkinud muutuste kaardipildil on aga mõlemas uurimuses enim alasid võsastunud Ida- ja Lõuna-Eestis.

Järeldused

CORINE metoodikal on plüsse ja miinuseid. Positiivsena võib esile tuua metoodilist stabiilsust, mis lubab võrrelda pikaajalisi protsesse, nagu linnastumine, kaevanduste surve loodusele ja metsade kasutamisdünaamika. Negatiivse nähtusena ei osutu kaardistatavateks väikesed laialdaselt levinud objektid ja muutused, mis objektiivselt summeerituna annaksid arvestatava muutuste pindala. Parima võimaliku ülevaate muutustest saab kasutades andmekihti, mille väikseim kaardistusühik on 5 ha. Algne detailsuse piirang ehk satelliidipiltide lahutusvõime on aastatega paranenud ja võimaldab palju täpsemat kaardistamist. Näiteks linnastumine on lineaarselt laienev protsess, kus tuumikaladega liituvad aina uued osad ning selliseid muutusi kajastab CORINE võrdlemisi hästi. Tehisalade piiritlemine (piir asulate ning ümbritseva looduse ja põllumajanduse vahel) on samuti muutunud üha täpsemaks. Metsade dünaamika jooniste põhjal tekkis aga kahtlus, et tulemusi võib mõjutada konkreetse operaatori-interpretööri arusaam muutustest (vm tehniline viga).

Kokkuvõtteks võib öelda, et CORINE metsamaakatte seire andmed on Eesti metsasust arvesse võttes siiski liiga kõrge üldistustasemega. Raiete suurus on tihti alla 5 ha, need on hajutatud ja jäävad kaardistamata, sellest tulenevalt on nii metsaraie kui ka metsastumisega seostuvate muutuste pindala võrreldes täpsemate andmeallikatega rohkem kui kahekordse alahinnanguga. Lisaks on nii subjektiivsetest faktoritest kui ka metoodikast tulenevalt võimalik, et teatud osa muutustest kajastub alles järgmise perioodi andmetes (väikeste muutuste liitmine). Seda enam on viimasel perioodil täheldatav metsa pindala langus / üleminekulise metsamaa pindala tõus alarmeeriv: mida rohkem muutusi on sellises mõõtkavas nähtavad, seda kõrgemaks tõuseb vanu metsi vajavate liikide elupaikade isoleeritus. Metsade fragmenteerumisele osutas juba vanemate andmete põhjal koostatud üleeuroopaline kokkuvõte (Forest Europe, 2015). Peatumas on uue metsamaa juurdekujunemine mahajäetud põllumajandusmaa arvel ning kuigi ulatuslikud raied algasid juba üheksakümnendail, pole taasmetsastumise protsess kaugeltki tasakaalustunud metsade langetamise tempoga – üleminekulise metsamaa taastumine metsana on mitu korda väiksem metsast üleminekuliseks metsaalaks muutumisest.

Viidatud kirjandus

- EEA, 1995. CORINE land cover. <https://www.eea.europa.eu/publications/CORo-landcover>
- EEA, 2007. CLC2006 technical guidelines. European Environment Agency Technical report No 17/2007. ISSN 1725–2237
- EEA, 2017. Landscapes in transition. An account of 25 years of land cover change in Europe. European Environment Agency report No.10/2017. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscapes-in-transition>
- Forest Europe, 2015. State of Europe's Forests 2015. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, <https://www.foresteuropa.org/docs/fullsoef2015.pdf>. Külastatud 08.08.2018.
- Keskkonnaagentuur, 2017. Aastaraamat „Mets 2017“, Peatükk 3. Raied. https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/03raied_25.06.pdf. Külastatud 28.08.2018
- Kaas, P, Maamets, L. 2015. Metsastatud ja taasmetsastatud (afforestation/reforestation) alade inventeerimine Kyoto protokoll (artikkel 3.3) aruandluseks. Tellija: Keskkonnagentuur, täitja OÜ Metsakorraldusbüroo. <http://www.metsakorraldus.ee/files/Metsastunud%20alade%20geanal%C3%BC%C3%BCs.pdf> Külastatud 28.08.2018
- Kuuba. R. 2018a. Miks ministeerium keeldub diskussioonist ja ründab praeguse metsapoliitika kriitikuid? Sirp 09.02.2018. <http://www.sirp.ee/s1-artiklid/c21-teadus/miks-ministeerium-keeldub-diskussioonist-ja-rundab-praeguse-metsapoliitika-kriitikuid/> Külastatud 28.08.2018
- Kuuba. R. 2018b. Graafik: raiemahud hakkava niikuinii vähenema. Postimees 21.09.2018.
- Meiner, A. (toim.) (1999). Eesti maakate: CORINE Land Cover projekti täitmine Eestis. Tallinn: KM ITK. 133 lk.
- Riigiteataja, 2017. Metsa majandamise eeskiri, <https://www.riigiteataja.ee/akt/115122017017> Külastatud 28.08.2018
- Rosenthal, R., Lõhmus, A., Kriiska, K. 2016. Keskkonnaministeerium varjab mittesäästlikku metsaraiet. Postimees, 14. XII 2016. <https://arvamus.postimees.ee/3946035/tartu-teadlased-keskkonnaministeerium-varjab-mittesaastlikku-metsaraiet> Külastatud 28.08.2018
- Sagris, V., Roosaare J. ja Dišlis, T., (2014). CORINE Land Cover projekt - kaksikümne aastat kaugseirepõhist maakatte kaardistamist Eestis. In Kaugseire Eestis, artiklikogumik. Tartu Observatoorium.
- SOER, 2015. The European environment — state and outlook 2015: an integrated assessment of the European Environment. Land systems. European Environment agency. <https://www.eea.europa.eu/soer-2015/about>
- SOER 2015. The European environment — state and outlook 2015. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/soer>. Külastatud 08.08.2018
- Torpan, S. 2018. Metsateatiste põhjal mullune raiemaht kasvas, kuid satelliit näitab muud. Postimees, 13.06.2018. 8 <https://maaelu.postimees.ee/4503050/metsateatiste-pohjal-mullune-raiemaht-kasvas-kuid-satelliit-naitab-muud> Külastatud 28.08.2018
- Urbanik, H. 2006. Kas uus metsaseadus piirab omanikku? Eesti Ekspress 04.05.2006. <http://ekspress.delfi.ee/kuum/kas-uus-metsaseadus-piirab-omanikku?id=69019699> Külastatud 05.09.2018

CORINE Land Cover 2018 Project – focus on forests

Summary

This article discusses the CORINE Land Cover project in Estonia, describes its mapping methodology and changes in land cover for period 2000-2018. Two main land cover change types depicted are urbanization and forests use dynamics. Since the latter is a hot topic in recent public debate, we concentrate discussion on how CORINE can be compared with different forest statistics.

CORINE's methodology has its pros and cons. The advantage is that it has remained unchanged and offers opportunity to compare long-term processes in land cover and land use. The CLC Change layer with a smaller mapping unit (5 ha) than standard CLC database (25 ha) should be considered by researchers when describing these processes. Even then, small changes disappear from the picture, and processes, that are widespread and would give rise to considerable numbers, are underestimated. The primary limitation - the resolution of satellite imagery - has improved over the years, allowing for more detailed mapping and now is in contradiction to nominal mapping scale 1:100 000.

Urbanization is an incremental process where smaller parts are constantly added to the core, it is captured nicely by CORINE. The precision in demarcation of artificial areas (boundaries between settlements and surrounding nature and agriculture) has increased. On the other hand, successions of the forest management cycle are more difficult to capture due to small patches and their mosaic distribution. Due to high level of generalisation the forest cutting and deforestation-related changes are underestimated more than two times. In addition, due to subjective factors in methodology, it is possible that some of the changes are reflected only in the next period (so-called technical polygons – an aggregation of small changes from previous and current mappings). The greater the decline in forest area and the increase in area of so-called transitional woodland, the more alarming underlying processes. The more changes visible at so general scale, the higher habitats isolation for species that require natural forests. The fragmentation of forests and the isolation of species was already evidenced by a pan-European analysis of older CORINE data (Forest Europe, 2015). Afforestation of abandoned agricultural land is at a standstill; yet, since the extensive forest cuttings began in the 1990s, the process of reforestation is far from balanced with the pace of deforestation.

Kaugseire praktilised metsanduslikud rakendused – puistute liigilise koosseisu kaardistamine ja harvendusraiate tuvastamine

Mait Lang^{1,2}, Mihkel Kaha^{2,3}, Tauri Arumäe^{1,4}

¹ Eesti Maaülikool, metsandus- ja maaehitusinstituut, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu

² Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

³ European Space Agency, European Space Research Institute, Largo Galileo Galilei, 1, 00044 Frascati (Roma), Itaalia

⁴ Riigimetsa Majandamise Keskus, Toompuiestee 24, 10149 Tallinn

Kokkuvõte

Avalikult kättesaadavate kaugseireandmete kasutamine võimaldab koostada metsade takseertunnuste hinnangukaarte kiiresti suurte alade kohta. Keskmise ruumilahutusega satelliidipiltide, digitaalse mullakaardi ja näidistel põhineva masinõppe abil koostati Eesti puistute liigilise koosseisu kaart ehk puistuplaan. Valideerimine näitas, et maakonna tasemel on enamuspoolselt puistute kogupindala kooskõlas ametliku statistikaga. Ka pikslite tasemel on üle 20-aastastes puhtpuistutes puuliigi määramise täpsus 78,4%. Keskmistamise ja masinõppe omapärade tõttu hinnatakse enam levinud puuliikide osakaalu koosseisus veidi alla ja vähem levinud puuliikide osakaalu üle. Harvendusraied mõjutasid võrastiku katvust ja olid tuvastatavad nelja-aastase vahega tehtud aerolidarmõõdistuse andmetest. Punktipilve kõrgusjaotuse ülemiste protsentilide muutus harvendatud ja harvendamata puistutes ei erinenud.

Märksõnad: avaandmed, satelliidipildid, laserskaneerimine, liigiline koosseis, harvendusraied.

Sissejuhatus

Kaugseire on olnud metsakorralduses abiks metsade majandamise otsuste kavandamisel ja metsade seisundi jälgimisel alates 1920. aastatest, kui Kanadas hakati kasutama metsade inventeerimiseks aerofotosid. Eestis on olnud pikka aega kasutuses kümneaastane periood metsatakseerandmete uuendamiseks. Nii tehti iga kümne aasta järel aerofotod (vt näiteid Lang ja Arumäe, 2014), mille alusel kontrolliti üle metsaeralduste piirid, ja sellele järgnesid välitööd, mille käigus taksaatorid mõõtsid iga metsaeraldise olulisi takseertunnuseid, andsid hinnangu puistute seisundile ja soovitasid ka majandusvõtteid. Metskonna takseerandmete põhjal arvutati arvestuslangi suurus ja koostati metsakasvatustööde täpne kava. Nüüdseks on filmi ja paberfotode asemele tulnud digitaalsed kaamerad ja skannerid. Keskmise ruumilahutusega (10–30 m) satelliidipiltide on võimalik vabalt alla laadida USA Geoloogiateenistuse (USGS) pildiarhiivist GloVis (<https://glovis.usgs.gov>) ja Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) kosmoseprogrammi Copernicus arhiivist Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>) ning ka piltide analüüsimiseks on olemas vabavaraprogrammid nagu QGIS ja GRASS GIS. Eestis on Maa-amet aga võtnud ruumiandmete uuendamise aluseks skeemi, mille järgi tehakse igal aastal veerandi Eesti kohta aerofotod ja lidarmõõdistus kevadel topograafilise kaardistuse jaoks ning teise veerandi kohta suvel metsakorraldustööde jaoks (Maa-amet, 2018). Nii saadakse ühe ala kohta kevadised või suvised andmed iga nelja aasta järel. Ka need andmed on vabalt kasutatavad vaatamiseks üle WMS-teenuse. Alates 2018. aasta juulikuust saab igaüks ka Maa-ameti andmebaasist ortofotosid ja lasermõõdistuse andmeid tasuta alla laadida ja töödelda. Avaandmete poliitika rakendumine annab võimaluse lihtsamini välja töötada uusi või paremaid satelliidipiltidel, ortofotodel ja lasermõõdistusel põhinevaid teenuseid ning koostada kaartidena hinnanguid keskkonda kirjeldavate tunnuste kohta.

Metsade kaugtakseerimise ülesande lahendamisel peame arvestama, et kõige detailsem ja paremate värvidega pilt inimsilma jaoks ei ole alati kõige parem andmestik numbrilise töötuse jaoks raalil. Nii sobivad näiteks keskmise ruumilahutusega kevadtalvised lumikattega pildid väga hästi uuendusraiate tuvastamiseks, kuigi 10–30 m pikslite peal üksikuid puid ei saa eristada (Peterson jt, 2008). Samuti tuleb märkida, et keskmise ruumilahutusega multispektraalsete satelliidipiltide või ortofotode puhul on tegemist peegeldunud päikesekiirguse salvestusega ühel konkreetsel ajahetkel ja selle peegeldunud kiirguse spektraalse jaotuse ja muude omaduste tõlgendamine annab meile kaudsete seoste kaudu infot metsa kõrguse, tiheduse, puidu hulga, puistu liigilise koosseisu, rindelisuse ja tervisliku seisundi kohta. Üldiselt on spektraalse heleduse alusel metsade kohta saadud takseertunnuste hinnangud mitmel põhjusel ikkagi vähem täpsed kui taksaatori poolt metsas mõõdetud väärtused. Teisalt aga pakuvad satelliidipildid võimaluse saada kiiresti ja ideaalsel juhul kogu Eesti kohta pidevalt uuenev ülevaade metsade takseertunnustest. Siiski on üks kaugseirevaldkond, kus saadud hinnangute täpsus küünib juba metsas tehtud mõõtmiste täpsuseni või kohati isegi ületab seda. Lennukitelt tehtav laserskaneerimine annab täpsed koordinaadid taimedelt ja mujalt tekkinud laserimpulsi peegelduste asukohtadele ja tulemuseks saadud kolmemõõtmeline punktivarv iseloomustab väga hästi metsa kõrgust ja võrastiku tihedust. Madallendudel saadud suure tihedusega (20–100 punkti ruutmeetrile) punktivarve põhjal on võimalik kontrollida ka metsade kõrguskasvu kiiruse muutuseid (Lang jt, 2017). Suurema ala rutiinsetel kaardistustöödel – nii nagu see käib Maa-ameti aeromõõtmiste skeemi järgi – jääb punktitiheus kompromissina lendamise kõrge hinna tõttu märgatavalt väiksemaks ja tavaliselt on punktivarves üks punkt 1–10 ruutmeetri kohta. Siiski sobib ka selline andmestik väga hästi eraldise kaupa metsade takseertunnuste hindamiseks ning võimaldab analüüsida metsaregistris (Metsaressursi, 2017) salvestatud takseerandmete süstemaatilisi ja juhuslikke vigu (Arumäe ja Lang, 2016).

Järgnevalt kaks näidet metsade kaugtakseerimisest. Esmalt kirjeldatakse Eesti puistute liigilise koosseisu kaardi koostamist keskmise ruumilahutusega multispektraalsetel satelliidipiltidel ja metsade näidistel põhineva masinõppe abil (Lang jt, 2018). Teiseks antakse Aegviidu katsealal tehtud uuringu põhjal ülevaade hõredate (0,1–0,5 punkti ruutmeetrile, $p\ m^{-2}$) punktivarvede kasutamise võimalustest metsades toimuvate nõrkade häiringute tuvastamiseks harvendusraiate näitel (Arumäe ja Lang, 2018a).

Metoodika ja andmed

Eesti puistuplaan

Metsa spektraalne heledus sõltub puistu struktuurist (kõrgus, võrastiku tihedus, elusvõrade pikkus, rindelisus jne), lehtede, okste ja tüvede optilistest omadustest ning aluspinna ja taimestiku optilistest omadustest ja struktuurist. Okas- ja lehtpuupuistute erinevus ilmneb eriti hästi spektri lähiiinfrapunases osas (800–1100 nm) ning seetõttu on näiteks metsandusliku aerofoto jaoks kasutusel olnud sellele spektriosale tundlikud filmid ja tänapäeval vastava spektraalse kanaliga kaamerad. Siiski kujuneb iga individuaalse puistu spektraalne signatuur paljude erinevate tegurite mõjul ning puistu liigiline koosseis on selles komplektis ainult üks üldine muutuja. Ideaalsel juhul on näiteks kase-kuuse segapuistu spektraalne signatuur lineaarne spektraalne segu puhtkuusiku ja puhtkaasiku spektraalsest signatuurist. Kuna lehtpuu puhtpuistute spektraalsed signatuurid erinevad üksteisest vähem kui lehtpuu- ja okaspuupuistute spektraalsed signatuurid, on lehtpuuliikide omavaheline eristamine satelliidipiltidelt keerulisem. Siiski on võimalik kasutada teadmist, et teatud puuliikide kooslused kasvavad ainult teatud kasvukohtades – nii näiteks leidub haavikuid, hall-lepikuid ja kuusikuid ainult viljakamatel muldadel ja männikuid esineb väga vähe viljakatel gleistunud leostunud muldadel, mis on levinud naadi kasvukohatüübis. Teame ka seda, et lehtpuud on eriti kevadel lehtede puhkemise ajal oluliselt teistsugused kui suvel ning need

fenoloogilised erinevused kannavad samuti infot puistu liigilise koosseisu kohta. Olukorras, kus meil on olemas kogu ala kattev andmestik satelliidipiltidena ja saame kasutada Eesti digitaalset 1:10000 mõõtkavas mullakaarti, sobib puistute liigilise koosseisu hindamiseks väga hästi näidistel põhinev masinõpe.

Eesti puistute liigilise koosseisu kaardi (puistuplaani) koostamiseks kasutati 2015. ja 2016. aasta Landsat-8 *Operational Land Imager*'i (OLI) ning Sentinel-2 *MultiSpectral Instrument*'i (MSI) pilte. Pildid teisendati Eesti põhikaardi koordinaatsüsteemi ja kompromissina valiti piksli suuruseks 25 m. Eesti digitaalne mullakaart rasteriseeriti ning mullad jaotati vastavalt muldade maatriksile üldistesse klassidesse (Lang jt 2018). Näidiste allikana kasutati metsaregistri andmebaasi, millest pärast eksete teste sai kasutusele võtta 102 291 metsaeraldist. Puistuplaani koostamiseks kasutati vabavara GRASS GIS (GRASS Development Team, 2017) paketi *r.learn.ml* olevat *Random Forest*'i (Breiman, 2001) klassifitseerimismeetodit. *Random Forest* (RF) on meetod, kus treeningprotseduuri käigus koostatakse näidistele tuginedes etteantud arv otsustuspuud (*decision tree*). Üksikute puude põhjal saadud otsused keskmistatakse ning igale sihtpikslile omistatakse kõige levinum klass otsustuspuude terminalsõlmedest (*leaf node*). Paketi *r.learn.ml* olev RF klassifitseerimismeetod väljastab ka teiste klasside (puuliikide) tõenäosused. Kirjeldatavas katses eeldati, et puistute spektraalne signatuur on lineaarne segu eri puuliikide signatuuridest ja tõlgendati neid tõenäosuseid eri puuliikide osakaaludena piksilil.

Eesti jaotati andmetöötluse ajal kaheksaks alampiirkonnaks, sest piirkonniti on puistute liigilises koosseisus süstemaatilisi erinevusi. Hinnangute saamiseks koostati igas alampiirkonnas esmalt piltide kombinatsioonid, mis sisaldasid kas üht suvist ülesvõtet või siis suvist ja kevadist ülesvõtet. Kirjeldavate tunnuste hulka (*feature variables*) võeti alati ka mullakaardi andmestik. Iga kirjeldavate tunnuste komplekti puhul: 1) otsiti komplektist 5–10 kõige informatiivsemat tunnust, 2) koostati treeningandmete tabel, 3) treeniti RF algoritmi ja 4) kasutati saadud mudelit piksilitel liigilise koosseisu hindamiseks. Erinevate tunnuste (piltide) komplektide põhjal saadud tulemused keskmistati puuliigi kaupa, liideti kokku üheks Eestit katvaks kihiks ning lõpuks järjestati puuliikide hinnangud osakaalude kaupa ja valiti välja enamuspuliik. Tulemuskaardil nulliti nende pikslite väärtused, mis Eesti põhikaardi järgi ei saa kuidagi olla metsaga kaetud või mis asusid põldudel, kuhu ajavahemikus 2009–2011 oli taotletud Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Ametist (PRIA) toetust. Tulemuste valideerimiseks kasutati aastaraamatus Mets (Raudsaar jt, 2017) toodud puistute jagunemist enamuspuliigiti maakondade kaupa, Riigimetsa Majandamise Keskusest (RMK) saadud harvestermõõtmise andmestikku, metsa kasvukäigu püsiproovitükkide andmebaasi (Kiviste jt, 2015) väljavõtet ja statistilise metsainventuuri (SMI) proovitükke.

Harvendusraiate seire

Kaugseirerakendused on ühed operatiivseimad meetodid suurel alal häiringute (tulekahjud, lageraied, tormikahjud jms) tuvastamiseks. Harvendusraiate maht on Eestis viimastel aastatel langenud, kuid raiutava puidu kogusest saadakse siiski 12% harvendusraiate käigus (Raudsaar jt, 2017). Harvendus- ja lageraie pindala üle on seni arvet peetud SMI abil. Tugevaid häiringuid nagu lageraie saab tuvastada ja kaardistada ka kevadtalviseid satelliidipilte kasutades (Peterson jt, 2008). Harvendusraiate tuvastamine satelliitidelt on aga võrreldes lageraiega keeruline, sest väikse raiekraadi tõttu pole harvenduste põhjustatud muutused piisavalt suured, et oluliselt mõjutada puistu keskmist heledust (Olsson, 1994). Näiteks Uiga jt (2003) leidsid, et alla 20% väljaraie puhul puistu keskmise heleduse muutus ei ole satelliidipiltidelt üldjuhul enam usaldusväärset mõõdetav.

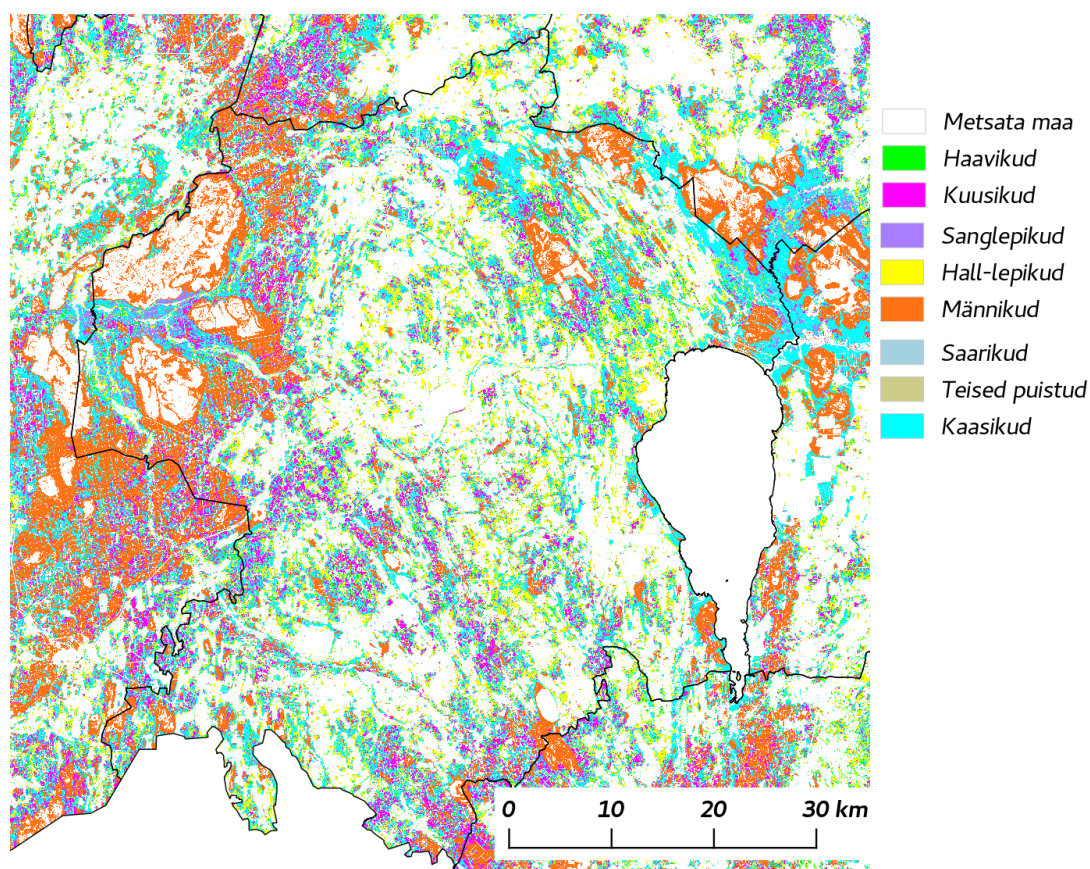
Aerolaserskaneerimise andmeid on Eestis kogutud aastast 2008 ja viimase kümne aastaga on kogu Eestile kaks korda ring peale tehtud ning alustatud on kolmanda mõõtmisega. Harvendusraiate tuvastamise võimalusi uuriti Aegviidu katseala kordusmõõdistamise andmete põhjal. Katseala rajati 2008. aastal (Anniste ja Viilup, 2011). Katsealal domineerivad okaspuupuistud. Katseala skaneeriti aastal 2008 ja järgmine korrapärane Maa-ameti suvine metsanduslik lend sellel alal oli 2012. aastal. Andmetihedus katsealal oli umbes 0,5 p m⁻² aastal 2008 ja 0,25 p m⁻² 2012. aasta lennul.

Harvendusraiate andmestik Aegviidu katseala metsade kohta aastatest 2007–2014 pärineb RMK andmebaasist, kus iga eraldise kohta on teada ligikaudne harvendusraie kuupäev ja lisaks ka objektide (üks või rohkem eraldist) kaupa harvestermõõtmistel saadud väljaraiutud puidu kogus. Kokku oli andmestikus 870 harvendatud eraldist. Need olid peamiselt männikud. Vähem esines kaasikuid ja kuusikuid. Võrdlusmaterjalina kasutati 2113 eraldise andmeid, kus teadaolevalt harvendusi ei ole toimunud.

Laserskaneerimise andmete töötlemiseks kasutati vabavara FUSION (McGaughey, 2014). Punktide ehk peegelduskohtade kõrgused normeeriti maapinna mudeli suhtes ja suur punktiparv tükeldati eraldise piiride järgi üksikuteks pilvedeks. Igale eraldatud punktipilvele arvutati seda kirjeldavad meetrikud – erinevad katvushinnangud, kõrgusjaotuse protsentiilid ja muud statistikud. Referentspuistute ja harvendatud puistute meetrikuid võrreldi, et uurida harvendusraiate tuvastamise võimalusi.

Tulemused ja arutelu

Näidistel põhineva masinõppe abil saadud puistuplaan koosneb enamuspüüliigi kaardist (joonis 1) ja Eestis enam levinud puistuid moodustavate puuliikide osakaalude hinnangutest iga piksli kohta. Puistu koosseisu hinnanguga pikslite kogupindala puistuplaanil on 2,26 miljonit hektarit, mis on 8% suurem kui metsaga metsamaa pindala hinnang 2,09 miljonit hektarit ametliku statistika järgi (Raudsaar jt, 2017). Erinevus tuleneb peamiselt soode ja põõsastike erinevast tõlgendamisest. Korraldatud puistute enamuspüüligiti ja maakonniti summeeritud pindalade võrdlus andis puistuplaani ja aastaraamatus Mets toodud summade kokkulangevuseks riigimetsades lineaarseose determinatsioonikordaja $R^2=0,98$ ja erametsades $R^2=0,92$ (Lang jt, 2018). Tulemus näitab, et enamuspüüliigi hinnangutes suuremate alade keskmisena ei ole puistuplaanil olulisi probleeme.



Joonis 1. Puistuplaani näide Viljandi maakonna kohalt.

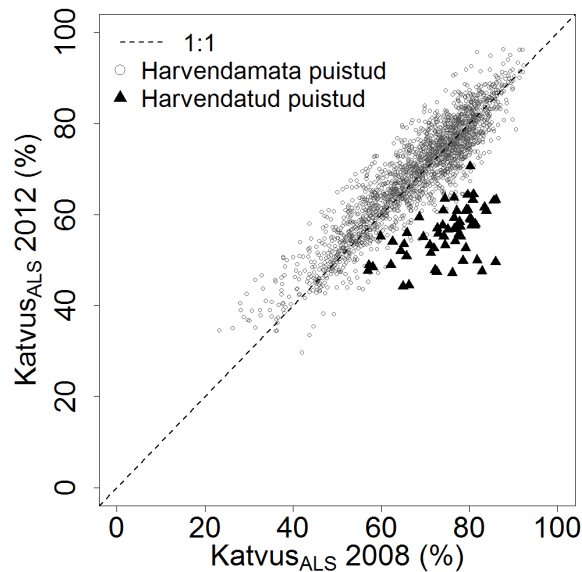
Ka üle 20-aastastes puistutes, kus domineeriva puuliigi osakaal oli üle 75%, saadi kõige väiksemate ruumielementide ehk pikslite tasemel puistuplaani enamuspuliigi hinnangut SMI proovitükkidel mõõdetuga võrreldes üldiseks täpsuseks 78,4%. Eksimusi oli rohkem okaspuupuistute omavahelisel eristamisel ning lehtpuupuistute omavahelisel eristamisel (tabel 1).

Tabel 1. Puistuplaanil (veerud) ja statistilise metsainventuuri (SMI) proovitükkidel teadaoleva (read) enamuspuliigi risttabel üle 20-aastastes puistutes, kus enamuspuliigi koosseisukordaja on üle 75% (Lang jt, 2018). Tabelis on toodud üldine, kasutaja- ja tootjatäpsus (ÜT, KT, TT).

Enamuspuliik SMI proovitükil		Enamuspuliik puistuplaanil							TT
		11	12	13	14	15	16	25	
Aru- või sookask	11	228	12	17	15	4	13	2	0,78
Harilik kuusk	12	17	186	42	0	1	5	0	0,74
Harilik mänd	13	20	25	552	1	2	4	0	0,91
Hall-lepp	14	17	1	0	49	2	2	0	0,69
Sanglepp	15	20	1	3	5	22	4	1	0,39
Harilik haab	16	18	8	2	2	2	20	1	0,38
Teised puuliigid	25	3	5	0	9	2	5	4	0,14
KT		0,71	0,78	0,90	0,60	0,63	0,38	0,50	ÜT=78,4%

Puistute kaupa harvestermõõtmisi ja metsa kasvukäiguproovitükkide andmeid analüüsid selgus, et puistute koosseisus hinnatakse puistuplaanil okaspuude osakaalu lehtpuupuistutes veidi üle ja okaspuupuistutes alla. Samuti selgus, et puuliikide osakaalude hindamisel pakkus masinõpe alati igale klassile esinemise tõenäosuseks nullist suurema väärtuse. Selle vea summeerumise tõttu ei ole puistuplaanil koosseisu järgi õigupoolest ühtki puhtpuistut, kuigi sellised on looduses tavalised. Koosseisuliikide osakaalude analüüs näitas ka, et rohkem levinud puuliikide osakaalu hinnatakse veidi alla ja samas vähem levinud puuliikide osakaalusid veidi üle. Statistilise metsainventuuri proovitükkidel mõõdetud puistute liigilise koosseisu „kaugus“ (kõiki liike arvestav kokkusobivus) puistuplaanil olevast hinnangust sõltus metsa vanusest ja selgus, et vanemates metsades on puistuplaanil olevad hinnangud täpsemad (Lang jt, 2018). Tulemuseks saadud puistuplaani saab kasutada projektides, kus on vaja Eesti alal ühtse meetodika järgi koostatud puistute liigilise koosseisu hinnangut, ning aladel, kus metsad on korraldamata või takseerandmed on aegunud.

Nelja-aastase tsükliga tehtud laserskaneerimise andmetest paistis tugev seos harvenduste ja lidarilt hinnatud võrastiku katvuse (CC_{ALS}) muutuse vahel. Sarnast trendi ei esinenud harvendamata referentspuistutes (joonis 2). Kahe lidarmõõdistuse vahelisel ajal harvendatud eraldistes kahanes CC_{ALS} keskmiselt 20%. Siiski polnud ka referentspuistutes CC_{ALS} konstantne. Võrdluspuistutes oli keskmine katvuse muut aga alla 1% ning t -test kinnitas, et kahe eri aastal mõõdetud CC_{ALS} väärtuse vahel ei ole statistiliselt olulist erinevust (p -väärtus > 0,05). Referentspuistute katvuse variatsioon on osaliselt põhjustatud metsa loomulikust hõrenemisest või kasvust, häiringutest ning tingitud ka hõredate punktipilvede juhuslikkusest ja konkreetse puistu mõõtmissituatsioonist (Arumäe ja Lang, 2018b). Punktipilve kõrgusjaotuse ülemised protsentilid ja muud kõrguse statistikud referentspuistutes ja harvendatud puistutes oluliselt ei erinenud, vaid mõlemal juhul esines statistiliselt oluline kõrguskasv. Kõrguskasv oli suurem nooremates puistutes, võrrelduna vanemate puistutega. Puistute kõrguskasvu hindamist aerolidari andmetelt on varem uurinud ka Lang jt (2017).

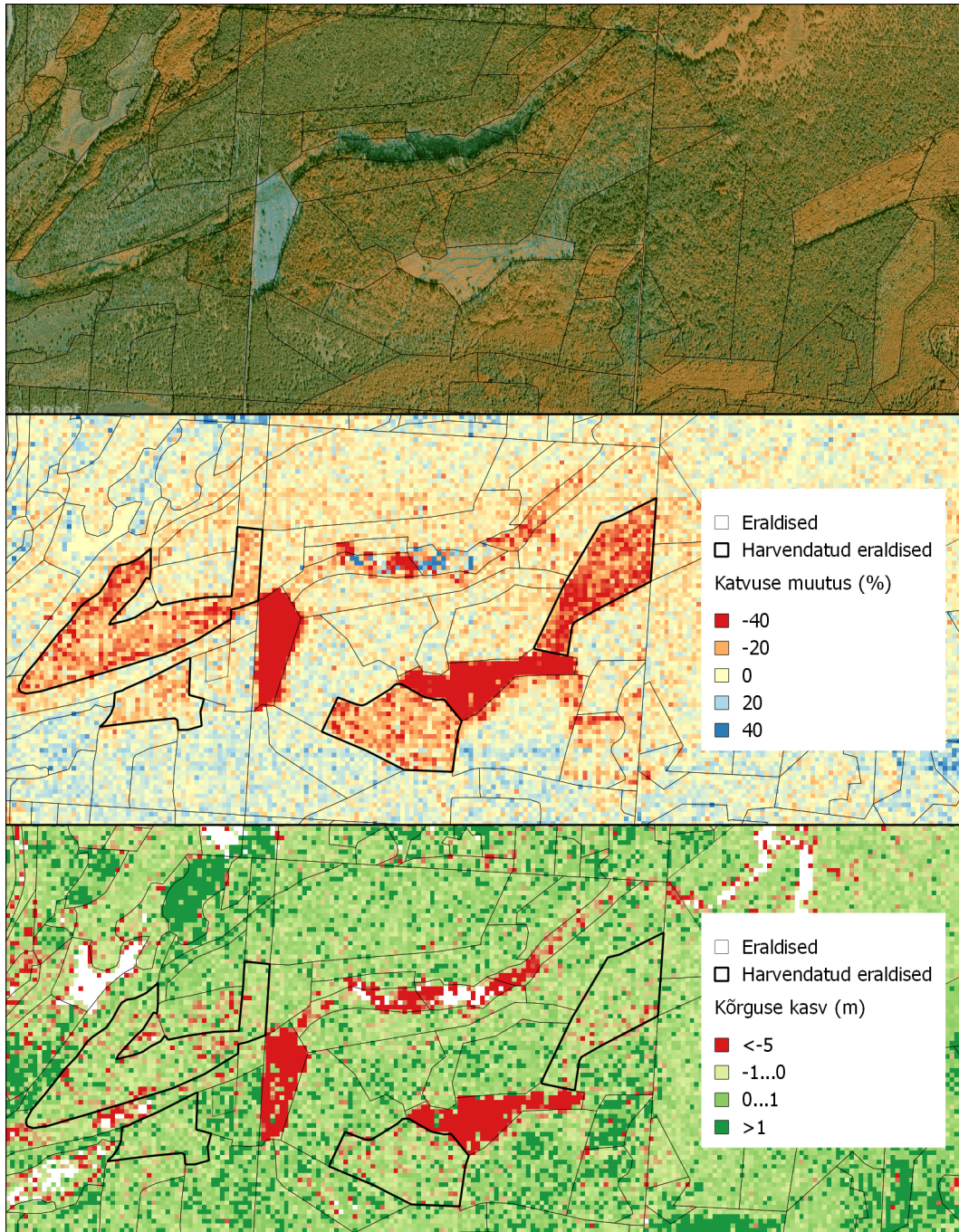


Joonis 2. Harvendamata ja aastal 2010 harvendatud puistute lidarilt hinnatud võrastiku katvuse võrdlus.

Praktilise rakendusena on võimalik aerolidari andmete põhjal koostada erineva ruumilahutusega rasterkaarte, kus igale pikslile arvutatakse metsa kõrguse ja katvuse hinnangud. Piisava ajavahega tehtud kaardikihtide lahutamisel on võimalik lihtsasti näha erinevusi (joonis 3). Katvuse muutuse kaardil joonistuvad selgelt välja lageraied ja alad, kus tõenäoliselt on tehtud harvendus või on esinenud mõni häiring. Tuleb märkida, et ALSi andmetest arvatud võrastiku katvuse väärtused sõltuvad ka lehtede ja okaste hulgast. Kõrguste muutuse kaardil harvendusraied aga ei ilmne, vaid eristuvad ainult lageraiealad ja noored lehtpuumetsad, kus kõrguskasv võrreldes teiste aladega on suurem (joonis 3). Üksikutel pikslitel võib esineda hõredast punktipilvest tingitud peegelduste vähesuse tõttu meetrikute suuri juhuslikke kõikumisi, sest kordusmõõtmistel pole võimalik laserimpulssi täpselt samasse kohta suunata. Ka skaneerimisriba servas, kus impulss saadetakse välja tavaliselt kuni 30-kraadise nurga all, on vead suuremad.

Katvuse hüppeline kasv mõnes puistus on tingitud selle arvutamise eeskirjast, mille järgi punktipilvest eraldatakse teatud kõrgusest ülespoole jäävad peegeldused, mis eeldatavalt kirjeldavad võrastikku. Järsk katvuse suurenemine tekib kohtades, kus puistu võrastik on nelja aastaga kasvanud üle katvuse arvutamiseks kasutatava kõrguse läve (Arumäe ja Lang, 2018b). Katvuse ja kõrguse hinnanguid saab kasutada näiteks koos metsaeralduste kihi ja metsateatiste andmetega, et vajadusel jälgida harvendusraiate ja häiringute ilmnemist. Kui lidarmõõdistuse andmetest õnnestub juba piisava täpsusega saada puistu tiheduse ja kõrguskasvu hinnanguid, siis on võimalik arendada metsakasvatustlike soovitude automaatse koostamise süsteeme. Nii näiteks on võimalik koostada meetoodika, kus analüüsitakse takseerikirjeldust ning lidarmõõtmistest saadud punktipilve meetrikuid, et tuvastada hooldusraie või harvendamise vajadust või puistuid, mis kasutavad mulla viljakust ebatõhusalt.

Metsade kaugtakseerimine võimaldab kiiresti inventeerida suuri alasid. Nii multispektraalseid satelliidipilte kui ka aerolaserskaneerimise andmeid saab kasutada muutuste tuvastamiseks. Puistute liigilist koosseisu saab hästi hinnata spektraalsete andmete alusel, metsade kõrguse, tiheduse ja sellega seonduvate takseertunnuste hindamiseks sobivad paremini lasermõõdistuse andmed. Kuigi praegu jääb kaugtakseerimine metsataksaatoriga võrreldes täpsuses veel veidi alla, siis pole kahtlustki, et masinõppel põhinevad ekspertsüsteemid, mis sisaldavad nii metsa kasvu mudelit kui ka kaugseireandmete aegriidade analüüsi, arenevad kiiresti. Niisuguste süsteemide abil saadavad eelhinnangud aitavad taksaatoritel keskenduda neile puistutele, kus majandusotsuste tegemata jätmise võimalik kahju oleks kõige suurem.



Joonis 3. Aegviidu katseala 2008. ja 2012. aasta mõõtmiste võrdlus. Üla: 2016. aasta metsanduslik ortofoto (Maa-ameti WMS-teenus). Kesk: kätkuse muutus (lageraied – tumepunane, harvendus või häiringud – kollakaspunane). All: kõrguse muutus (lageraie – tumepunane, noored lehtpuumetsad – tumeroheline).

Tänuavaldus

Puistuplaani koostamist ja Aegviidu katseala rajamist toetas Riigimetsa Majandamise Keskus.

Viidatud kirjandus

Anniste, J., Viilup, Ü. 2011. Metsa takseertunnuste määramisest laserskanneerimise abil. Artiklid ja uurimused 10, 38–53. Luua Metsanduskool.

Arumäe, T., Lang, M. 2016. Aerolidarilt puistu tüvemahu hindamise mudelid ning võrdlus takseeritud tagavaraga. Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 64, 5–16.

- Arumäe, T., Lang, M. 2018a. Detection of thinning cutting related changes in hemi-boreal forest stands using multitemporal airborne lidar measurements. (käsikiri).
- Arumäe, T., Lang, M. 2018b. Estimation of canopy cover in dense mixed-species forests using airborne lidar data. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 132-141.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning* 45(1), 5-32.
- GRASS Development Team, 2017. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.2.2. Open Source Geospatial Foundation. <http://grass.osgeo.org>.
- Kiviste, A., Hordo, M., Kangur, A., Kardakov, A., Laarmann, D., Lilleleht, A., Metslaid, S., Sims, A., Korjus, H. 2015. Monitoring and modeling of forest ecosystems: the Estonian Network of Forest Research Plots. *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused* 62, 26-38.
- Lang, M., Arumäe, T. 2014. Kaugseire praktilistes metsanduslikes rakendustes Eestis. [Aan, A., Narusk, K. (toim)]. *Kaugseire Eestis 2014*, 128-137. Tallinn: Keskkonnaagentuur.
- Lang, M., Arumäe, T., Laarmann, D., Kiviste, A. 2017. Estimation of change in forest height growth. *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused* 67, 5-16.
- Lang, M., Kaha, M., Laarmann, D., Sims, A. 2018. Construction of tree species composition map of Estonia using multispectral satellite images, soil map and a random forest algorithm. *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused* [avaldamiseks vastu võetud].
- Maa-amet 2018. Ortofotod aastate ja objektide kaupa. [<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid/Ortofotod/Ortofotod-aastate-ja-objektide-kaupa-p27.html>].
- McGaughey, R.J. 2014. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and visualization. March 2014 – FUSION, Version 3.42. United States Department of Agriculture Forest Service Pacific Northwest Research Station.
- Metsaressursi 2017. Metsaressursi arvestuse riikliku registri põhimäärus. Riigi Teataja, RT I, 29.08.2017, 2.
- Peterson, U., Liira, J., Püssa, K. 2008. Metsaga alade ning lageraiete ja nendega sarnaste häiringute kaugseire. [Väljataga, K., Kaukver, K. (toim),] *Kaugseire Eestis*. Tartu Observatoorium, Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, 48-68.
- Raudsaar, M., Sims, A., Timmusk, T., Pärt, E., Nikopensius, M. 2017. Forest resources. – Raudsaar, M., Siimon, K-L., Valgepea, M. (eds.). *Yearbook forest 2016*. Keskkonnaagentuur, Tartu 18-81.
- Uiga, R., Lang, M., Lükk, T., Anniste, J. 2003. Mapping the location of forest cuttings using Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM+ imagery. [Kiviste, K., Lember, S., Kivastik, S. (toim)]. *Postgraduate research papers at the Faculty of Forestry. Transactions of the Faculty of Forestry, Estonian Agricultural University, No 36*. Tartu, Trükipunkt, 142-161.

Remote sensing in forest management - Construction of species composition map and monitoring of thinning cuttings

Summary

The policy of open access remote sensing data stipulates development of new services and makes it possible to construct cost-effective maps of forest inventory variables and changes. Here we present 1) a tree species composition map, and 2) results from a study of thinning cutting detection. The tree species map was constructed using medium resolution satellite images, a 1:10,000 digital soil map and random forest classification technique. Validation showed very good agreement with official statistics at county level and 78.4% overall accuracy at pixel level in single species dominated stands that are older than 20 years. Thinning cuttings do influence canopy cover estimates that are calculated from airborne lidar data and are detectable from multi-temporal measurements. Point cloud height distribution upper percentiles were not influenced by thinning cuttings in Aegviidu test site.

Metsa võrastiku läbipaistvus

Andres Kuusk¹, Mait Lang^{1,2}, Silja Märdla³, Jan Pisek¹

¹ Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

² Eesti Maaülikool, metsandus- ja maaehitusinstituut, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu

³ Tallinna Tehnikaülikool, ehituse ja arhitektuuri instituut, Ehitajate tee 5, 19086 Tallinn

Kokkuvõte

Kolmes Järvelja puistus on mõõdetud võrastiku läbipaistvust Cajanuse vaatetoruga, taimkatte analüsaatoriga LAI-2000, poolsfäärifotodega, TRAC-seadmega, maapealse ja lennuki-laserskanneriga. Lennukimõõtmised kahe erineva laserskanneriga 8-aastase intervalliga kinnitasid, et täiskasvanud puistu võrastiku muutused on aeglased ning eri aastatel, aga samal sesoonil tehtud võrastiku struktuuri mõõtmised on hästi võrreldavad. Samas on erinevate vahendite ja erinevate meetoditega saadud võrastiku läbipaistvuse hinnangud väga erinevad. Maapealse laserskanneriga mõõdetud võrastiku läbipaistvus on oluliselt väiksem kui poolsfäärifotodelt või LAI-2000-ga mõõdetu. Lennukilidari andmetest arvutati võrastiku läbipaistvust ainult väikestel seniitnurkadel tehtud mõõtmiste järgi. Lennukilidarite kasvav ruumiline lahutus lubab järjest detailsemat puuderinde struktuuri analüüsi. Välja on pakutud võimalus võrastiku elementide paiknemise grupeerumise/regulaarsuse hindamiseks lennukilidari mõõtmisandmetest. Pääaegu 200 lennukilidariga mõõdetud puistu võrastiku grupeerumis-parameeter on üsna tugevas lineaarses korrelatsioonis puistu kõrguse ja võrade pikkusega.

Märksõnad: taimkatte läbipaistvus, taimeelementide grupeerumine.

Sissejuhatus

Metsa võrastiku läbipaistvusest sõltub nii päikese optilise kiirguse võimalus tungida sügavamatesse kihtidesse kui ka aluspinna ja puuvõrade soojuskiirguse võimalus pääseda välja. Nii sõltuvad võrastiku läbipaistvusest metsa energiabilanss, fotosüntees ja bioproduksioon ning metsa peegeldusomadused ja seega võimalus kaugseire meetoditega hinnata metsa seisundit. Põlluviljade ja rohumaade taimkatte läbipaistvust mingis vaatesuunas on aastakümneid uuritud kaldnõela meetodil (Levy ja Madden 1933). Peenike terava otsaga varras torgatakse vertikaalselt või soovitud vaatesuunas läbi taimkatte ning fikseeritakse kontaktid lehtede ja vartega. Tabamuste osa kõigis katsetes on katteväärtus ja taimeelemente puutumata maapinnani jõudnud katsete osa on taimkatte läbipaistvus. Kuna juba viie meetri kõrguses metsas on raske kaldnõela meetodit kasutada, tuleb leida muid võimalusi võrastiku läbipaistvuse mõõtmiseks. Siinses töös on kasutatud järgmisi kaudseid meetodeid:

- Cajanuse vaatetoru – kardaanil rippuv peegliga varustatud toru, millega saab vaadelda, kas vertikaalsuunas on taevas näha;
- taimkatte analüsaator LAI-2000 (Li-Cor 1989);
- TRAC-instrument (Leblanc jt 2002);
- võrastiku all (maapinnal) tehtud poolsfäärifotod;
- maapealne laserskanner;
- lennuki laserskanner.

Igal neist moodustest on oma piirangud ja eelised. Cajanuse vaatetoruga mõõtmised on töömahukad, aga mõõtmistulemuste põhjal saab arvutada ka puistute liitust. Taimkatte analüsaator LAI-2000 registreerib üle asimuudi keskmistatud katteväärtuse viies seniitnurkade vahemikus

viie kontsentrilise ringiga valgustundliku sensoriga, millele projitseeritakse poolsfääriobjektiivide tekitatud kujutis. Kasutatakse sinist filtrit, sest rohelised lehed ja okkad on sinises valguses peaaegu mustad – nii on taeva ja taimeelementide kontrast kõige suurem. Võrastiku läbipaistvus leitakse võrastiku all tehtud mõõtmist samal ajal lagedal tehtud mõõtmisega võrreldes. Poolsfäärifotodega saab vaatesuuna avatust analüüsida detailsemalt kui taimkatte analüsaatoriga. Taimkatte analüsaatorit ja poolsfäärifotosid on metsa võrastiku läbipaistvuse hindamiseks kasutatud rohkem uurimustes (Chen jt 1991; Jonckheere jt 2005; Cescatti 2007; Lang jt 2010; Pisek jt 2011; Glatthorn ja Beckschäfer 2014; Woodgate jt 2015; Kuusk 2016 jt)

TRAC-seade kasutab kaldnõelana otsest päikesekiirgust. Metsa all juhuslikult valitud sirgjoonel kõndides registreeritakse TRAC-seadme fotosensori signaal. Võrastiku läbipaistvus Päikese suunas on sensori otsese päikesekiirguse käes oleku osakaal kogu mõõtmistrassil.

Hiljuti lisandusid metsa võrastiku struktuuri uurimise vahendite arsenalis laserskannerid, mida kasutatakse nii maapealsetel kui ka lennukimõõtmistel. Laserskanner on peene sondeeriva kiirega suurel sagedusel töötav kaugusmõõtja. Maapealne laserskanner skaneerib suures seniitnurkade ja asimuutide vahemikus ümbrust ja registreerib iga väljasaadetud valgusimpulsi tabamused. Nii saab registreerida ühes mõõtepunktis kõigis vaatesuundades valguskiire teele jäävad objektid. Lennukiskanner töötab samal viisil, aga tavaliselt vaadeldakse lennutrassi all olevat maastiku (metsa) riba mõlemale poole kõrvale kuni kolmekümnekraadise nurga all. Maapealse laserkiire läbimõõt on sentimeetri suurusjärgus, lennukiskanneril aga mõõdetav pigem detsimeetrites.

Süüses töös on mõõtmised tehtud kõigi meetoditega Järvelja kolmes eakas puistus, mida oleme uurinud kõikvõimalike meetoditega õige mitme aasta kestel. Neid puistuid nimetame RAMI puistuteks, sest kaks neist olid katseobjektideks rahvusvahelisel kiiruslevimudelite võrdlusele RAMI (Widłowski jt 2015). Lennukiskanneriga on neile lisaks mõõdetud suurt hulka puistuid nende kolme RAMI puistu naabruses.

Katsepuistud

Järvelja metsades on puht- ja segapuistud, liikidest on peamised arukask (*Betula pendula* Roth), harilik mänd (*Pinus sylvestris* L.), harilik kuusk (*Picea abies* (L.) Karst.), must lepp (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), haab (*Populus tremula* L.), hall lepp (*Alnus incana* (L.) Moench), pärn (*Tilia cordata* Mill.). Kasvukohad varieeruvad väheviljakatest (H_{100} vähem kui 10 m) väga viljakani (H_{100} rohkem kui 35 m), kus kasvukoha indeks H_{100} on saja-aastase puistu kõrgus. Metsi takseeritakse kümneaastase intervalliga, viimane lausuline takseerimine oli 2011. aastal. Lennukimõõtmiste ala on tähistatud Maa-ameti ortofotol joonisel 1. Kolme RAMI puistu üldiseloomustus on tabelis 1.

Tabel 1. Kolme RAMI puistu üldine kirjeldus

Puistu	Vanus	N	H	LAI	q_{ca}	q_{cr}
Kaasik	49	992	27	3.93	0.80	1.09
Männik	124	1122	16	1.86	0.74	0.79
Kuusik	59	1689	23	4.36	0.90	1.25

Vanus – puistu vanus aastates

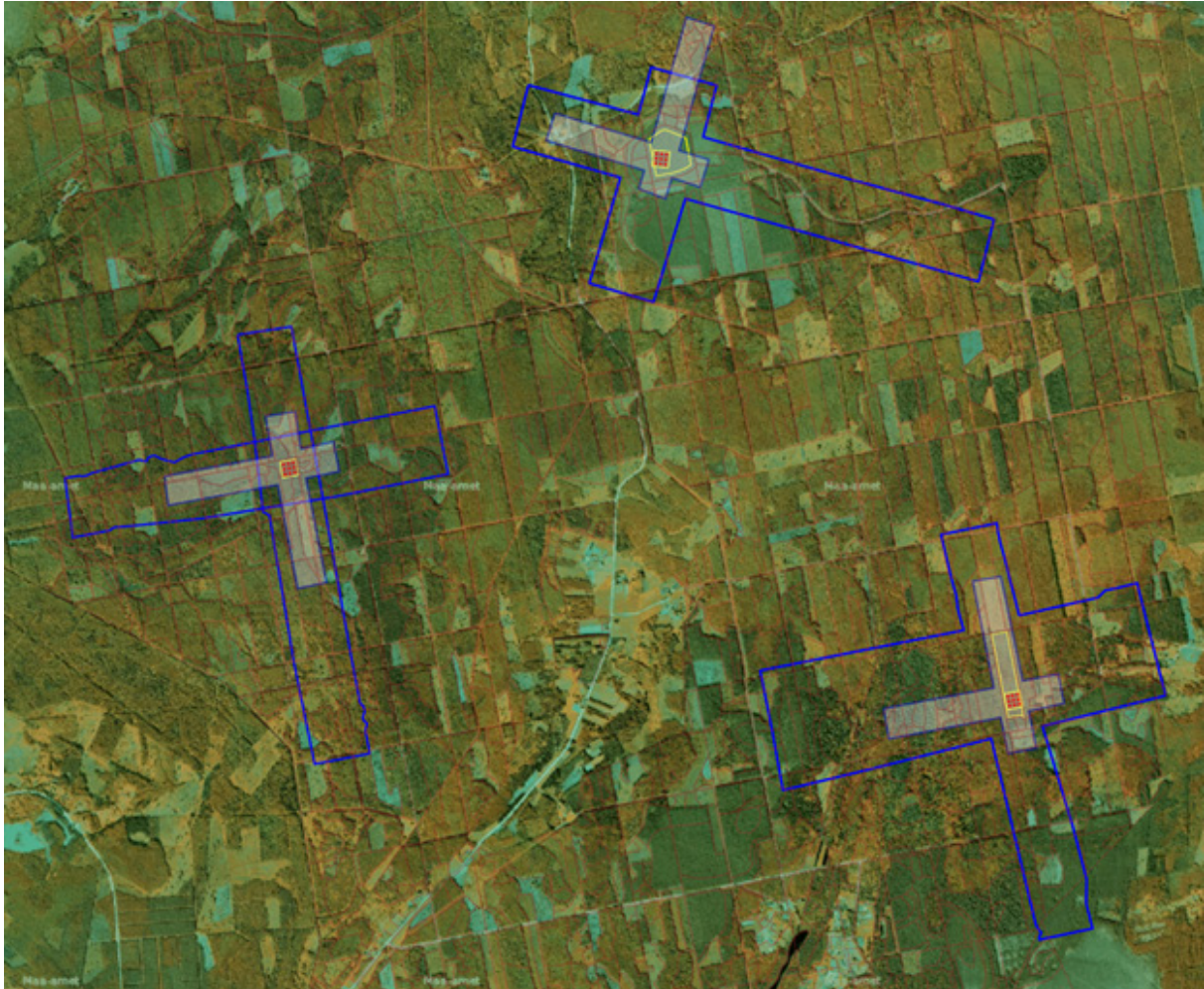
N – puistu tihedus (puid hektaril)

H – dominantliigi kõrgus, m

LAI – allomeetriline lehepindala indeks

q_{ca} – võrastiku liitus

q_{cr} – võrade liitus



Joonis 1. Uuringuala kaart. Kollased ruudud tähistavad RAMI puistuid, punased punktid on LAI-punktid neis puistuis, tühjad sinised polügoonid on lennukilidariga mõõtmise ala 2017. a suvel ning toonitud polügoonid 2009. a suvel.

Mõõtmised

Sissejuhatuses kirjeldatud meetoditega on mõõdetud RAMI puistute võrastiku läbipaistvust. Cajanuse vaatetoriga on mõõdetud puistute võrastiku ja võrade liitus, tehes igas puistus umbes 350 lugemit juhuslikult valitud sirgel lõigul. Poolsfäärifotod, LAI-2000 mõõtmised ja laser-skanneriga mõõtmised on tehtud igas puistus üheksas punktis (nn LAI punktides) regulaarsel 30-meetrise sammuga võrgul mõõtepunktide koordinaatidega $x, y = 20, 50, 80$ m. LAI-2000 mõõtmised on aastaist 2007 ja 2009. Kasutusel oli kaks erinevat protseduuri. Igas LAI-punktis võeti neli lugemit – ühel juhul hoides LAI-2000 asimuudi sama, aga mõõdeti ühe meetri kaugusel LAI-punktist. Teisel juhul seisis LAI-2000 paigal, aga seda pöörati nelja ilmakaare suunas. Mõlemal juhul kasutati 180° vaatevälja piirajat, et mõõtmiste tegija ei satuks sensori vaatevälja.

Poolsfäärifotosid on tehtud mitmel aastal, ka koos maapealse laserskanneri mõõtmistega 2013. aastal. Siis oli kaasiku alusmets juba nii kõrgeks kasvanud, et varjutas kolmjalal olevat poolsfääriobjektiiviga fotoaparaati, sellepärast on siin kasutatud 2009. a fotosid. Kasutatud on kaamera töötlemata toorandmetest (*raw files*) sensori sinise filtriga piksleid, mis teeb digi-fotoaparaadi võrreldavaks taimkatte analüsaatoriga LAI-2000. Puuvõrade poolt varjutamata taeva heledus on leitud võravahelistelt pikslitelt ja ekstrapoolitud kogu taevale (Lang jt 2010).

TRAC-mõõtmised on tehtud päikese seniitkauguste vahemikus 37° – 79° .

Maapealse laserskanneri mõõtmised on tehtud augustis 2013. Kasutusel oli laserskanner Leica ScanStation C10. Skaneerimise parameetrid olid (Leica 2011):

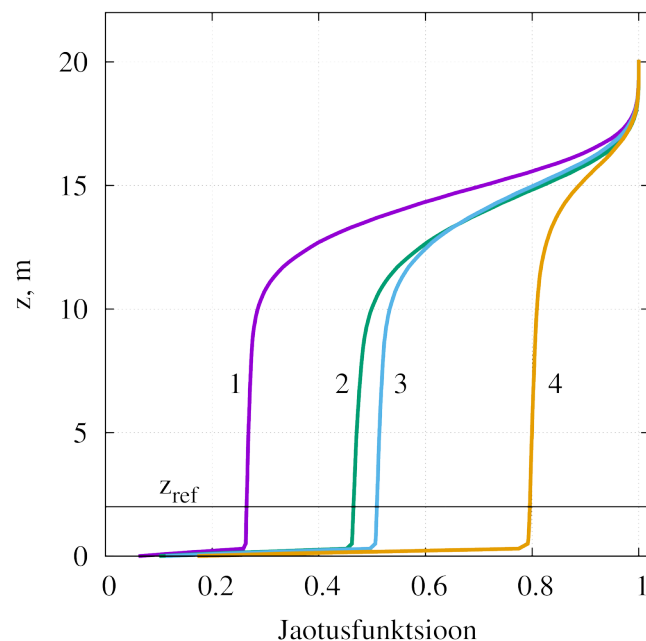
- Skaneerimisulatus 0.5–300 m;
- horisontaalne skaneerimisulatus 360°, vertikaalne skaneerimisulatus 270°;
- sondeeriva impulsi lainepikkus 532 nm, kiire diameeter 7 mm 50 m kaugusel;
- tabamuse asukoha viga ei ületa 2 mm 50 m kaugusel;
- mõõtepunktide intervall 100 m kaugusel ristasandil oli 8 × 8 cm.

Laserskanneri sondeerivad kiired väljuvad radiaalselt samast punktist, nii on tabamuste pilve punktihedus väga suurtes piirides muutuv. Näiteks viie meetri kaugusel skannerist on mõõtepunktide intervall ristasandil 4 × 4 mm. Selleks, et vähendada punkt pilve suurust ja mittehomoogeensust, on tabamuste hulk teisendatud binaarseks diskreetseks ühekuupsentimeetriste elementidega hulgaks. Kuupsentimeetrise ruumielemendi väärtuseks omistati üks (element on täidetud), kui sellesse langes vähemalt üks tabamus, vastasel juhul võeti ruumielemendi väärtuseks null.

Projitseerides tabamused tasapinnale, nagu seda teeb poolsfääriobjektiiv, saame tabamuste pilvest tekitada poolsfäärifoto, millelt saab võrastiku läbipaistvust leida samal viisil kui digifotoaparaadi poolsfäärifotodelt.

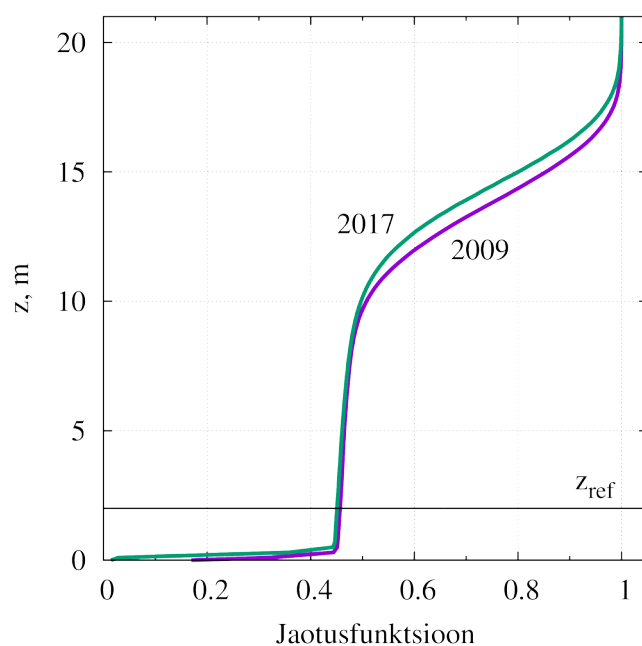
Lennuki laserskanneritega on lisaks RAMI puistutele mõõdetud ka suurt hulka puistuid RAMI puistute naabruses. Mõõtmised tegi Maa-amet. Augustis 2009 kasutati laserskannerit Leica ALS50-II (Leica 2008), juunis 2017 laserskannerit Riegl VQ-1560i (Riegl 2017). Mõlemad skannerid mõõtsid diskreetsete tabamuste režiimis, 2007. aastal registreeriti iga sondeeriva impulsi kohta kuni neli tabamust ja 2017. aastal kuni kaheksa tabamust. Mõõtepunktide tihedus maapinnal oli RAMI puistuis 2009. aastal 20 ja 2017. aastal 220 punkti ruutmeetril. Sondeeriva kiire diameeter maapinnal sõltub lennukõrgusest ning oli veidi alla 10 cm. Juunis 2017 oli mõõtmisalala suurem kui 2009. aastal, kokku jäi mõõtmisalale umbes 200 võrastiku struktuuri uurimiseks piisavalt suurt homogeenset puistut.

Laserskanner Riegl VQ-1560i on paremate tehniliste parameetritega kui Leica ALS50-II. Leica skanneril on iga impulsi tabamuse taga umbes 3.5 m „surnud“ tsoon, Riegli skanneris registreeritakse peegeldunud signaali 1 ns intervalliga, mis lubab eristada impulsi kohta tabamusi,

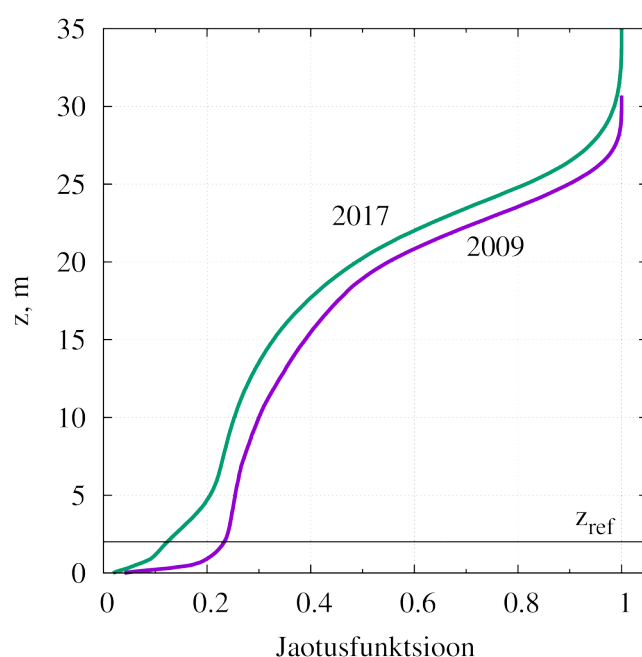


Joonis 2. Lennukilidari tabamuste profiilid RAMI männikus suvel 2017; 1 – esimesed tabamused, 2 – kõik tabamused, 3 – kaalutud tabamused, 4 – viimased tabamused.

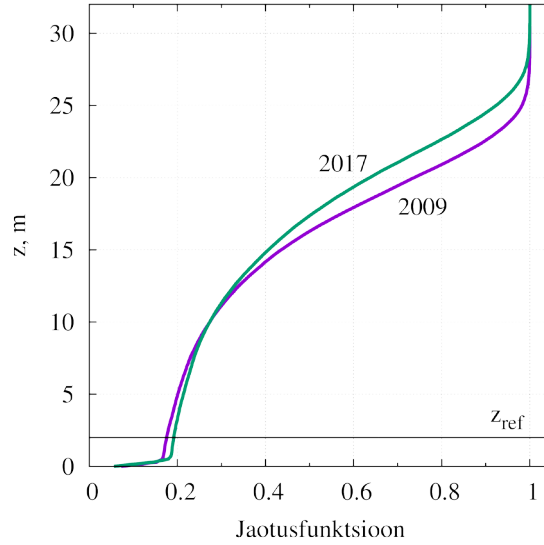
mis ei ole üksteisele lähemal kui 0.3 m. Joonisel 2 on esitatud lennukilidari tabamuste profiil RAMI männikus Riegli laserskanneriga 2017. aasta suvel ja joonistel 3–5 tabamuste profiilid RAMI puistuis mõõdetuna Leica ja Riegli laserskanneritega kaheksa-aastase vahega. RAMI männikus on tabamuste profiilid arvutatud samast punktiparvest eri meetodeid kasutades ja erinevused on tuntavad (joonis 2). Teisalt näeme, et eri aastate, aga sama tüüpi tabamuste võrdluses on männikus muutumatu profiil nihkunud umbes 0.7 m kõrgemale, kaasikus on lisaks profiili kõrgemale nihkumisele lisandunud tabamused vahepeal kõrgeks kasvanud alusmetsas kõrgustel kuni 5 m. Kõige suuremad on muutused kuusikus, kus on pikemaks kasvanud nii puud kui ka võrad.



Joonis 3. Lennukilidari kõigi tabamuste profiilid RAMI männikus 2009. ja 2017. a mõõtmistest.



Joonis 4. Lennukilidari kõigi tabamuste profiilid 2009. ja 2017. a mõõtmistest RAMI kaasikus.



Joonis 5. Lennukilidari kõigi tabamuste profiilid 2009. ja 2017. a mõõtmistest RAMI kuusikus.

Võrastiku läbipaistvuse analüüsil on kasutatud lennuki laserskanneri tabamusi kõrgemal kui 2 m männikus ja kuusikus ning kõrgemal kui 6 m kaasikus, et vältida alusmetsa segavat mõju.

Riegli laserskanneri kõrge vertikaalne lahutus lubab detailselt uurida võrastiku struktuuri. Võrastiku õhukeses horisontaalses kihis paksusega dz ei ole skanneri jaoks üksteist varjavaid objekte, kui kihi paksus ei ületa 0.3 m. Niisuguse kihi läbilase on $t_{dz} = 1 - p_{dz}$, kus p_{dz} on tabamuse tõenäosus kihis dz . Kui puulehtede (kasvude) paiknemise muster oleks naaberkihtides sõltumatu, siis oleks kogu võrastiku läbipaistvus arvutatav valemiga

$$t_0(H) = \prod_j t_{dz}(z_j), \quad (1)$$

kus H on puistu kõrgus, $t_{dz}(z_j)$ on diferentsiaalse kihi dz läbipaistvus kõrgusel z_j . Lehepindala indeksiga L taimkatte kihi läbipaistvus vertikaali ja horisondi vahele jäävas suunas θ on (Nilson 1971)

$$t(\theta) = \exp(-cG_L(\theta)L/\cos(\theta)), \quad (2)$$

kus $G_L(\theta)$ on Ross-Nilsoni G -funktsioon – ühikulise pindalaga lehestiku projektsioon vaatesuunas, θ on vaatesuuna seniitkaugus ja c on lehtede grupeerumise parameeter. Kuivõrd lennuki mõõtmistes on vaatesuund vertikaalse lähedal, lihtsustub valem (2):

$$t_H = \exp(-cG_L(0)L). \quad (3)$$

Võrastiku läbipaistvus on valemis (1) arvutatud eeldusel, et kihid on sõltumatud, st et grupeerumis/regulaarsuse parameeter $c = 1$. Valemite (1) ja (3) võrdlemine lubab hinnata taimeelementide paiknemise grupeerumist/regulaarsust puistu võrastikus,

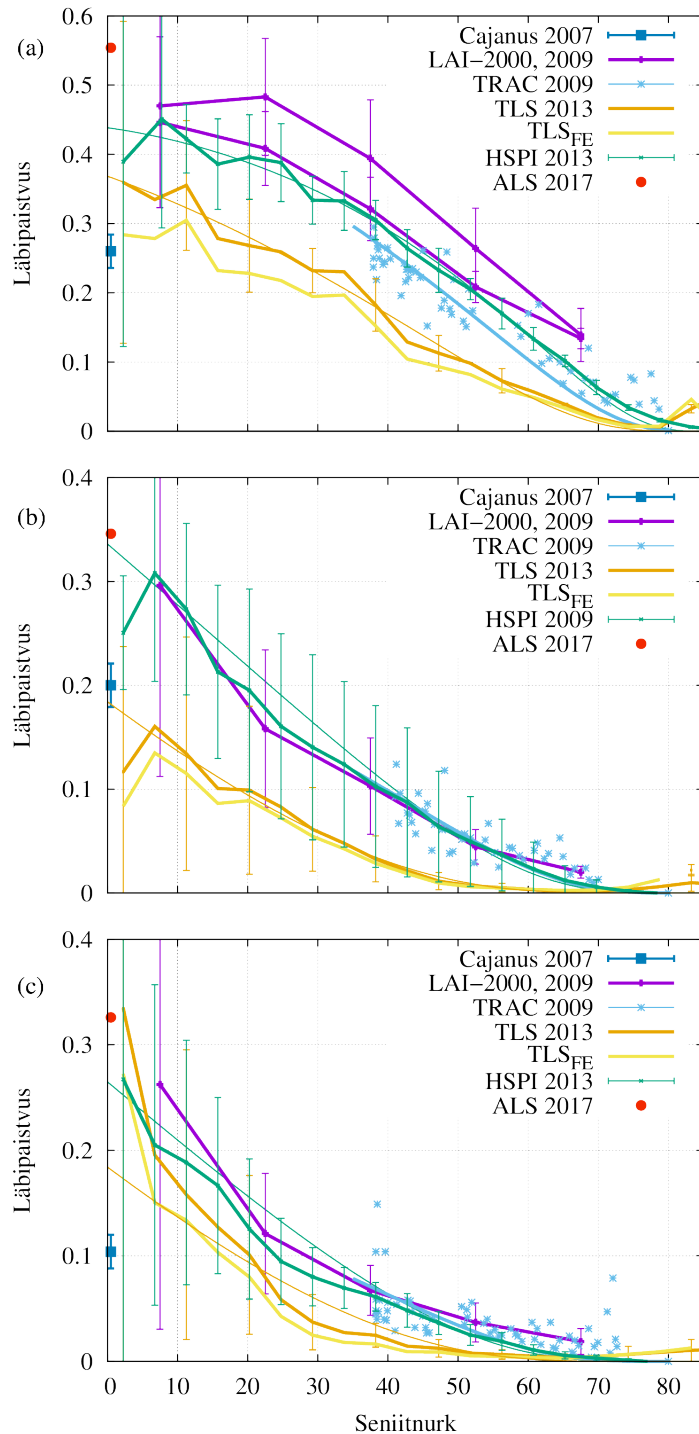
$$c = \frac{\ln(t_H)}{\ln(t_0)}. \quad (4)$$

Kui teame või oskame hinnata G -funktsiooni, saame nii leitud grupeerumisparameetri c abil hinnata puistu lehepindala indeksit,

$$L = \frac{-\ln(t_H)}{cG_L(0)}. \quad (5)$$

Võrastiku läbipaistvus

Kõik ülalkirjeldatud viisidel hinnatud RAMI puistute võrastiku läbipaistvused on kokku võetud joonisel 6. Cajanus 2007 ja lennuki laserskanneriga (ALS) on puistute läbipaistvus määratud ainult vertikaalsuunas. TRAC-mõõtmised lubavad meie geograafilisel laiusel leida võrastiku läbipaistvuse ainult seniitkaugustel $\theta > 35^\circ$. Poolsfäärifotodelt (HSPI), LAI-2000 mõõtmistest ja maapealse laserskanneri (TLS) mõõtmisandmetest on leitud võrastiku läbipaistvus kogu



Joonis 6. Võrastiku läbipaistvus funktsioonina vaatesuuna seniitkaugusest, (a) – männik, (b) – kaasik, (c) – kuusik. Peene sileda joonega on esitatud mõõtmisandmetele vastava mudel-arvutuse tulemus.

seniitnurdade vahemikus seniidist horisonadini. Pidevate joontega on märgitud läbipaistvuse keskvärtus, veapiiridena on näidatud standardhälve. Punktmõõtmiste (poolsfäärifotod, LAI-2000, maapealne laserskanner) standardhälve on seniidi ümbruses suur vähese keskmistamise tõttu. Katsete ülisuur arv lennuki laserskanneriga mõõtmistel (160–220 punkti ruutmeetril) peaks tegema need mõõtmised kõige usaldusväärsemaks, aga suur süstemaatiline erinevus teiste meetoditega saadud tulemustest teeb ettevaatlikuks. Keskmistel seniitnurdadel on juhuslik hälvimine tänu keskmistamisele väiksem, aga graafikult näeme, et erinevused erinevate meetodite ja vahenditega saadud mõõtmistulemustel on väga suured.

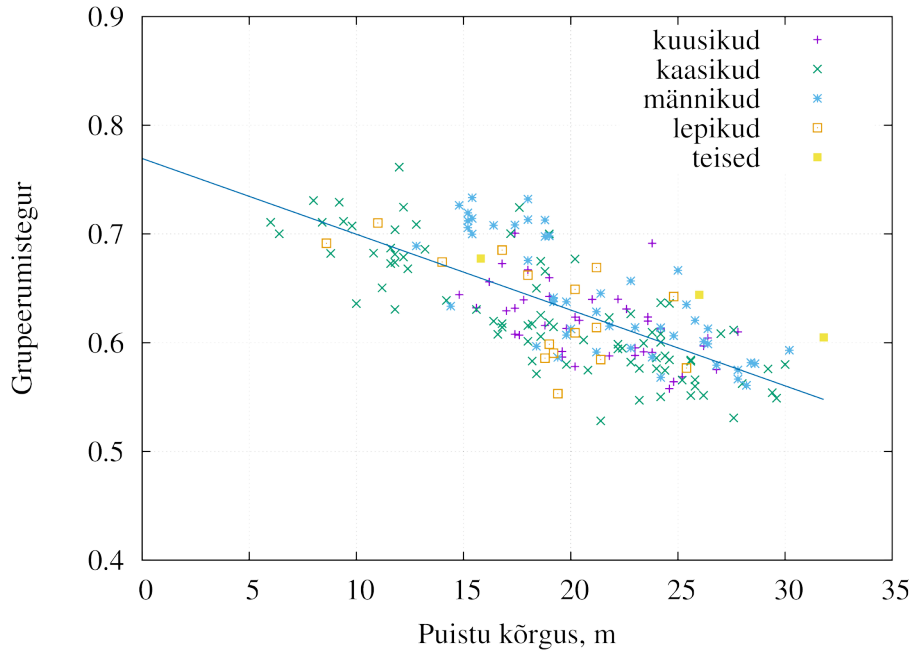
Fütoelementide paiknemise regulaarsus/grupeerumine

Taimkatte analüsaatoriga LAI-2000 ja poolsfäärifotodelt mõõdetud võrastiku läbipaistvuse abil hinnatakse puistute fütomassi ja bioproduksiooni. Selleks on vaja teada fütoelementide kaldenurdade jaotust (G-funktsiooni) ja grupeerumist. Mõlemad need taimkatte struktuuri iseloomustavad funktsioonid on metsades mõõdetavad ainult kaudsete meetoditega ning mõõtmistulemuste täpsust on raske hinnata. Valem (4) pakub võimaluse hinnata otseselt taimeelementide grupeerumist kogu võrastikus. Lennukilidoriga mõõdeti juunis 2017 suurt arvu puistuid RAMI puistute naabruses. Nende hulgast leidsime umbes 200 puistut, mis olid piisavalt homogeensed ja suured, et laserskanneri andmetest hinnata puistu kõrgust, võrade pikkust ja fütoelementide grupeerumist. Valikus on 84 kaasikut vanusevahemikus 10 kuni 130 aastat, 50 männikut vanustega 50 kuni 195 aastat, 39 kuusikut vanustega 10 kuni 205 aastat ja 18 musta lepa puistut vanustega 10 kuni 155 aastat. Puistute kõrgused on vahemikus 4 kuni 32 m, võrade pikkused 3 kuni 24 m. Peapuuliigi osakaal oli enamikus puistuist suurem kui 50% ja 70 puistus suurem kui 90%. Kasvukoha indeks H_{100} oli vahemikus 12–38 m. Marklundi (1988) ja Repola (2008) valemitega arvatud lehemassi hinnangule tuginev lehepinnaindeks on vahemikus 0.3–13.2. Neis puistuis hinnatud grupeerumisparameetri seos mõne puistu struktuuri parameetriga on peaaegu lineaarne, vastastikuse korrelatsiooni koefitsiendi r_{xy} absoluutvärtus ulatub kuni 0.74-ni (tabel 2 ja joonised 7–10).

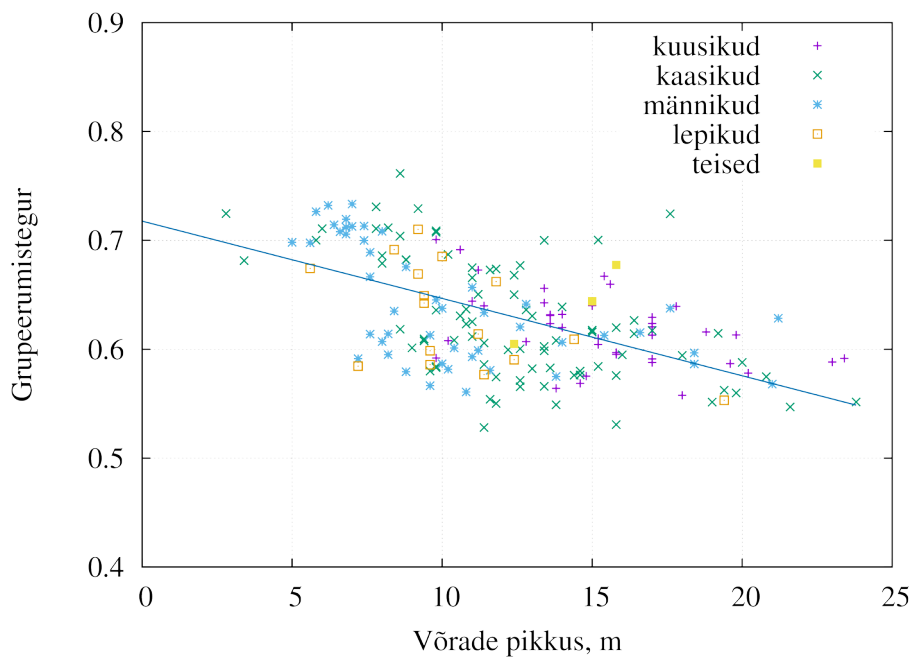
Tabel 2. Grupeerumisparameetri korrelatsioon puistu struktuuri kirjeldavate tunnustega.

Puistu struktuuritunnus	r_{xy}	r^2
Puude kõrgus	-0.737	0.544
Võra pikkus	-0.571	0.326
H_{100}	-0.558	0.312
G1 + G2	-0.519	0.270
LAI_{Repola}	-0.588	0.346
$LAI_{Marklund}$	-0.445	0.198
Puistu vanus	-0.185	0.034

- H_{100} – kasvukoha indeks, puistu kõrgus 100-aastaselt (m)
G1, G2 – esimese ja teise rinde puude rinnaspindala ($m^2 ha^{-1}$)
LAI – allomeetriline lehepindaindeks ($m^2 m^{-2}$)
 r^2 – determinatsioonikoefitsient



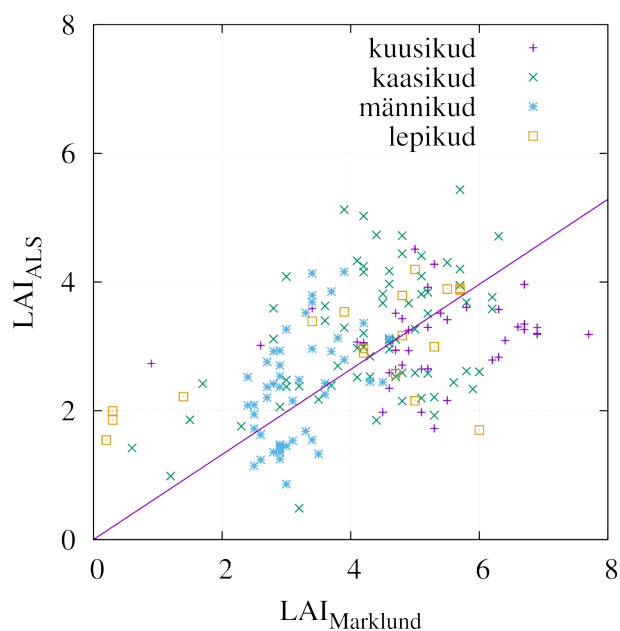
Joonis 7. Puistu kõrgus ja grupeerumistegur.



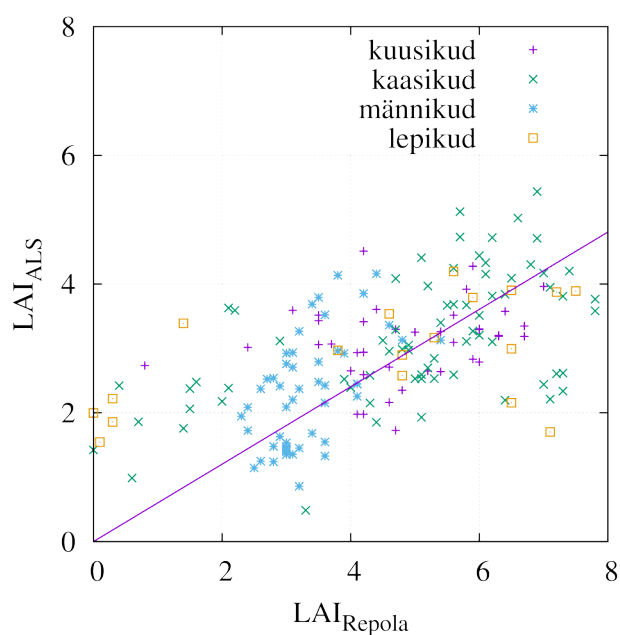
Joonis 8. Võrade pikkus ja grupeerumistegur.

Valemiga (5) saab hinnata puistute lehepindala indeksit, kui teame G-funktsiooni. Taimeelementide sfäärilise orientatsiooni eeldus sobib okaspuude okkaile ja võibolla ka puude lehtedele, aga puistute peegeldusindikaatorite mõõtmistest ilmneb, et peegeldusindikaatori nurkolenevust kujundav kogu metsa võrastik on erektofilne, st valdavalt vertikaalsete elementidega. Sellepärast on puistute fütomassi hindamisel kasutatud Kuusk jt (2014) poolt indikaatorimõõtmistega leitud G-funktsiooni hinnanguid. Joonistel 9 ja 10 on esitatud lennukilidar-mõõtmistest ja allomeetriliste lehepindala indeksite võrdlus. Nende seoste korrelatsioon pole küll kõrge, aga ka samade puistute

eri meetodiga leitud allomeetrilised lehepindalad erinevad samuti – nende omavahelise korrelatsiooni koeffitsient on $r(LAI_{\text{Marklund}}, LAI_{\text{Repola}}) = 0.85$. Allomeetrilistes LAI hinnangutes on kasutatud 2011. aasta takseerandmeid, seetõttu on noorte puistute allomeetrilised LAI väärtused ilmselt alla hinnatud.



Joonis 9. Lehepindala indeksi allomeetiline (Marklund 1988) ja lasermõõtmiste hinnang.



Joonis 10. Lehepindala indeksi allomeetiline (Repola 2008) ja lasermõõtmiste hinnang.

Kommentaariid

Puistu võrastiku läbipaistvusest sõltub päikesevalguse võrastikku ja sellest läbi tungimise võimalus ning footoni võimalus hajumise korral pääseda võrastikust välja. Metsa võrastiku läbipaistvusandmetele tuginevad ka metsa fotosünteesiva fütomassi ning bioproduktiooni hindamismeetodid. Metsa struktuuri suur varieeruvus ning puistute suur kõrgus teeb võrastiku läbipaistvuse mõõtmise keeruliseks. Kasutusel on mitmed kaudsed optilised läbipaistvuse

hindamise meetodid. Erinevate meetodite võrdlus Järvelja kolmes täiskasvanud puistus demonstreeris, kui erinevad võivad olla sama puistu eri moodsustadega tehtud võrastiku läbipaistvuse hinnangud. Lennuki laserskanneriga on hinnatud puistute võrastiku läbipaistvust väikestel seniitnurkadel, TRAC-seade mõõdab läbipaistvust Päikese suunas, seega seniitkaugustel üle 35°. Poolsfäärifotode ja maapealse laserskanneriga saab võrastiku läbipaistvust mõõta kõigil seniitnurkadel. Nende mõõtmistulemuste võrdlus näitab, et maapealse laserskanneriga saadud võrastiku läbipaistvused on süstemaatiliselt väiksemad kui passiivsete meetoditega saadud hinnangud (LAI-2000, poolsfäärifotod, TRAC) ning erinevused võivad olenevalt vaatesuuna seniitnurgast ning puistu võrastiku struktuurist olla väga suured. Põhjused on ilmselt mõõtesignaali tekkimise printsiipide erinevustes. Metsas tehtud poolsfäärifotodel ei piisa digipildi lahutusest, et eristada kaamerast kuni mitmekümne meetri kaugusel olevaid puulehti ja okaspuude okkaid või ka kasvusid, et täpselt mõõta võrastiku elementide vahelt läbi paistva taevasfääri osakaalu vaatesuunas, sellepärast hinnatakse vaatesuuna kaetust, võrreldes metsa all tehtud digifoto piksli heledust sama vaatesuuna piksli heledusega avatud maastikul. Vead taeva heleduse hindamisel on juhuslikud ning läbipaistvuse hinnang ei pruugi olla süstemaatiliselt nihutatud. Küll aga võib vaatesuunast saabuvast valgusvoos olla puulehtede pinnalt peegeldunud mingist teisest suunast saabuvat taevakiirgust, kui lehed ei ole täiesti läbipaistmatud, mittepeegeldavad ning täpselt horisontaalsed. Lehtede pinnalt Fresneli peegeldusega saabuva kiirguse osakaal sõltub lehtede kaldenurkade jaotusest ning lehtede pinna siledusest ja peegeldusomadustest. Seda panust kogusignaali, mis peaks kujutama ainult lehtede vahelt paistva taeva heledust, on üsna võimatu täpselt hinnata (Kuusk 2016).

Rohkesti on probleeme ka laserskanneri signaali interpreteerimisel. Laserskanneri signaali esmane töötlus tehakse mõõtmise käigus seadme valmistaja poolt avalikustamata tarkvaraga ning see võib olla eri tootjate seadmeil erinev. Laserskanneri mõõtmistulemusena väljastatakse valgusimpulsi tabamuse koordinaadid. Peegeldunud signaali ajalisest profiilist tabamuse fikseerimine sõltub õige mitmest asjaolust – kui suur osa kiire ristlõikest on lehega või lehtedega tõkestatud ning missugune on kiire teele jääva lehe orientatsioon ning peegeldusomadused. Laserkiire heleduse profiil kiire ristlõikel on kellukesekujuline. Sama suure peegeldunud signaali annavad lähedal asuv väikest osa „kellukese“ serva varjutav leht ning kaugel asuv kogu kiire ristlõiget kattev leht.

Laserskanneriga mõõtmine on aeganõudev ning salvestusmahud suured. Poolsfäärifotodega võrastiku läbipaistvuse hindamiseks sobivat ilma on harva ja sobivad valgustingimused ei kesta kaua. Sellepärast on laserskanneriga mõõtmised ja poolsfäärifotod tehtud uuritavais puistuis ainult üheksas mõõtmispunktis. Vähesese keskmistamise tõttu on nende meetoditega võrastiku kattevärtuse hindamise juhuslik viga väikestel seniitkaugustel (seniidi ümbruses) suur.

Võrastiku läbipaistvus on määratud lehtede hulga (LAI), lehtede orientatsiooni ($G_L(\theta)$) ja lehtede vastastikuse varjutamise – paiknemise grupeerumise või regulaarsusega. Kõik need kolm metsa struktuuri parameetrit on raskesti mõõdetavad ning seetõttu teame neid suure määramatusega. Lennuki laserskannerite kasvav vertikaalne lahutus ja tohutu katsete arv teevad võimalikuks metsa võrastiku struktuuri parameetrite täpsema hindamise. Leitud on meetod taimeelementide (lehtede, kasvude, okste) grupeerumisteguri hindamiseks. See grupeerumistegur on üsna tugevas lineaarses korrelatsioonis puistu kõrguse ja võrade pikkusega. Siin töös välja pakutud meetod võrastiku elementide grupeerumise/regulaarsuse mõõtmiseks vähendab puistute fütomassi ja bioproduktiooni hinnangute ebamäärasust.

Mõõtmiste ja andmetöötluse detailsema kirjelduse võib leida ingliskeelsest artiklist (Kuusk jt 2018).

Tänuavaldus

Käesolevat tööd on toetanud Eesti Teadusagentuur, uurimistoetused SF0180009Bs11, grant 7725, PUT232, PUT1355, Mobilias Pluss MOBERC-11, ERMAS, AR12052, IUT24-1, Eesti Keskkonnatehnoloogia programm KESTA. Lennukilidariga mõõtis Eesti Maa-amet. Täname!

Viidatud kirjandus

- Cescatti, A., 2007. Indirect estimates of canopy gap fraction based on the linear conversion of hemispherical photographs: Methodology and comparison with standard thresholding techniques. *Agricultural and Forest Meteorology* 143: 1–12.
- Chen, J., Black, T., Adams, R., 1991. Evaluation of hemispherical photography for determining plant area index and geometry of a forest stand. *Agricultural and Forest Meteorology* 56 (1-2): 129–144.
- Glatthorn, J., Beckschäfer, P., 2014. Standardizing the protocol for hemispherical photographs: Accuracy assessment of binarization algorithms. *PLoS ONE* 9 (11): e111924. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111924>.
- Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., Coppin, P., 2005. Assessment of automatic gap fraction estimation of forests from digital hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 132: 96–114.
- Kuusk, A., 2016. Specular reflection in the signal of LAI-2000 plant canopy analyzer. *Agricultural and Forest Meteorology* 221: 242–47. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.015>.
- Kuusk, A., Kuusk, J., Lang, M., 2014. Modeling directional forest reflectance with the hybrid type forest reflectance model FRT. *Remote Sensing of Environment* 149: 196–204.
- Kuusk, A., Pisek, J., Lang, M., Märdla, S., 2018. Estimation of gap fraction and foliage clumping in forest canopies. *Remote Sensing* 10 (7): 1153. <https://doi.org/10.3390/rs10071153>.
- Lang, M., Kuusk, A., Möttus, M., Rautiainen, M., Nilson, T., 2010. Canopy gap fraction estimation from digital hemispherical images using sky radiance models and a linear conversion method. *Agricultural and Forest Meteorology* 150 (1): 20–29.
- Leblanc, S., Chen, J., Kwong, M., 2002. Tracing Radiation and Architecture of Canopies. TRAC Manual Version 2.1.3. Natural Resources Canada.
- Leica, 2008. Aerolaserskanner Leica ALS50-II. Maa-amet, <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid/Ortofotod/Tootmislugu/Aerolaserskanner-Leica-ALS50-II-2008-2016-p336.htm>.
- Leica, 2011. Leica ScanStation C10. The All-in-One Laser Scanner for Any Application. Leica Geosystems AG, Heerbrugg, Switzerland.
- Levy, E., Madden, E., 1933. The point method of pasture analysis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 46: 267–79.
- Li-Cor, 1989. LAI-2000 Plant Canopy Analyzer. Technical Information. LI-COR, Inc.
- Marklund, L.G., 1988. Biomass Functions for Pine, Spruce and Birch in Sweden. Report 45, Department of Forest Survey. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Nilson, T., 1971. A theoretical analysis of the frequency of gaps in plant stands. *Agricultural Meteorology* 8: 25–38.
- Pisek, J., Lang, M., Nilson, T., Korhonen, L., Karu, H., 2011. Comparison of methods for measuring gap size distribution and canopy nonrandomness at Järvselja RAMI (radiation transfer model intercomparison) test sites. *Agricultural and Forest Meteorology* 151 (3): 365–377.
- Repola, J. 2008. Biomass equations for birch in Finland. *Silva Fennica* 42 (4): 605–624.
- Riegl, 2017. RIEGL VQ-1560i Data Sheet. RIEGL Laser Measurement Systems GmbH, Riedenburgstraße 48, 3580 Horn, Austria. <http://www.riegl.com>
- Widlowski, J.-L., Mio, C., Disney, M., Adams, J., Andredakis, I., Atzberger, C., Brennan, J. jt 2015. The fourth phase of the radiative transfer model intercomparison (RAMI) exercise: Actual canopy scenarios and conformity testing. *Remote Sensing of Environment* 169: 418–37.
- Woodgate, W., Jones, S., Suarez, L., Hill, M., Armston, J., Wilkes, P., Soto-Berelev, M., Haywood, A., Mellor, A., 2015. Understanding the variability in ground-based methods for retrieving canopy openness, gap fraction, and leaf area index in diverse forest systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 205: 83–95.

Gap Fraction in Forest Canopies

Summary

Gap fraction of three mature hemi-boreal forest stands in Estonia has been estimated using LAI-2000, the TRAC instrument, Cajanus' tube, hemispherical photos, terrestrial (TLS) and airborne (ALS) laser scanners. The ALS measurements with an 8-year interval confirmed that changes in the structure of mature forest stands are slow and measurements in the same season of different years should be well comparable. Gap fraction estimates vary considerably depending on the instruments and methods used. None of the methods considered for the estimation of gap fraction of forest canopies proved superior to others. The increasing spatial resolution of new ALS devices allows to analyze the canopy structure in more detail than it was possible before. The high vertical resolution of point clouds improves the possibility to estimate the stand height, crown length and clumping of foliage in the canopy. A new method for estimating foliage clumping using ALS data is described. The clumping/regularity of the foliage in a forest canopy is correlated with tree height and crown length. The here described method for the estimation of foliage clumping allows to improve the estimates of leaf area of forest canopies.

Lisa 1. Eesti kaugseirepäeva 2018 kava ja stendiettekanDED

Eesti kaugseirepäeva kava

Tõraveres 25. oktoobril 2018

10.00–12.00 Hommikune sessioon, juhataS Tanel Tamm

10.00 Anu Reinart. **Kaugseire kaugelt ja lähedalt**

10.20 Joel Kuusk, Viktor Vabson, Krista Alikas, Ilmar Ansko, Martin Ligi, Tiia Lillemaa, Anu Reinart, Riho Vendt. [Kaugseire radiomeetrite rahvusvaheline võrdlusmõõtmine Eestis 2017. aastal](#)

10.40 Piia Post, Margit Aun. [Muutused Läänemere piirkonna satelliitpilvisuse karakteristikutes kevadel ja suvel \(1982-2015\)](#)

11.00 Ants Vain, Kalev Sepp. [Kui punktidest jääb väheks - ühe Maa-ameti punktipilve lugu](#)

10.20 Liis Sipelgas, Age Arikas, Kadri Auväärt, Kristi Altoja. [Kaugseire kui abivahend väikejärvede kohtseire planeerimisel Koiva vesikonna väikejärvede näitel](#)

11.40 Kaupo Kokamägi, Natalja Liba. [Puistangu mahtude arvutused mehitamata õhusõidukilt tehtud aerofotode põhjal](#)

13.00–14.40 Pärastlõunane esimene sessioon, juhataS Mirjam Randla

13.00 Sander Rikka, Rivo Uiboupin, Andrey Pleskachevsky, Victor Alari, Sven Jacobsen, Tarmo Kõuts. [Radarkaugseire kasutamine Läänemere lainetuse ja tuuleväljade määramiseks](#)

13.20 Mirjam Randla, Kristi Uudeberg, Martin Ligi, Francois Bourrin. [Heljumi omaduste ja dünaamika varieerumine Pärnu lahes](#)

13.40 Kersti Kangro, Krista Alikas, Kristel Panksep. [Madala eutroofse järve klorofüllisisalduse määramiseks sobivad algoritmid Sentinel-3/OLCI andmete alusel Ülemiste järve näitel](#)

14.00 Jaan Praks. **Operational microsatellite based SAR for Earth Observation applications: Status and perspectives**

14.20 Jaano Berg-Jürgens. [PRIA kaugseire valdkonnas kasutatav meetodika põllul toimuva selgitamiseks](#)

15.10–16.30 Pärastlõunane teine sessioon, juhataS Tauri Arumäe

15.10 Mait Lang, Mihkel Kaha, Tauri Arumäe. [Kaugseire praktilised metsanduslikud rakendused - puistute liigilise koosseisu kaardistamine ja harvendusraiate tuvastamine](#)

15.30 Andres Kuusk, Mait Lang, Silja Märdla, Jan Pisek. [Metsa võrastiku läbipaistvus](#)

15.50 Jaan Liira, Urmas Peterson. [Metsaga alade pindalamuutused Eestis ja lähivälismaal](#)

Stendiettekanded

Tanel Voormansik, Robderto Cremonini, Dmitri Moisseev, Piia Post. **Extreme rainfall analysis and estimation of intensity-duration-frequency curves using polarimetric weather radar data of Estonia and Italy**

Piia Post, Margit Aun. **Changes in satellite-based cloud properties in the Baltic Sea region during spring and summer (1982 - 2015)**

Jekaterina Služenikina, Liis Sipelgas, Rain Elken, Rivo Uiboupin. **Erinevate satelliitandmete ja Copernicus jää produktide kasutamine operatiivse merejää teenuse tagamiseks Riigi Ilmateenistuses**

Jekaterina Služenikina, Liis Sipelgas, Aleksei Vaštšenko. **Satelliitinfo kasutamine maapinna ja veetemperatuuri operatiivseires 2018 a. suvel Riigi Ilmateenistuses**

Ants Vain, Kalev Sepp, Janar Raet, Miguel Villoslada Pecina, Mait Lang. **National wide CHM, deforestation areas and forest boundaries from airborne lidar data in Estonia**

Jorma Rahu, Tanel Voormansik, Piia Post. **Enhancement of radar rainfall estimates for Estonian territory through optical flow temporal interpolation**

Riho Vendt, Andrew Banks, Agnieszka Bialek, Tânia Casal, Craig Donlon, Christophe Lerebourg, Kevin Ruddick, Gavin Tilstone. **Fiducial Reference Measurements for Satellite Ocean Colour (FRM4SOC)**

Kersti Kangro, Krista Alikas, Ahlem Jemai, Evelin Kangro. **The relationship between phytoplankton absorption coefficient and chlorophyll-a concentration for remote sensing applications in optically complex waters**

Mirjam Randla, Martin Ligi, Kristi Uudeberg, Tiit Kutser, François Bourrin. **Variability of suspended particles in Pärnu Bay, Baltic Sea**

Kristi Uudeberg, Kerttu-Liis Kõks, Mirjam Randla, Getter Põru, Ave Ansper, Anu Reinart. **Optical watertype guided approach for inland waters OAS algorithms**

Krista Alikas, Kersti Kangro. **Estimation of phytoplankton primary production in shallow lakes from remote sensing data**

Heikki Junninen, Kaupo Kommsaare, Sander Mirme, Helina Lipp, Kalju Tamme, Kristo Hörrak, Marko Vana, Aare Luts, Madis Npppel, Eduard Tamm, Jaan Maasepp, Hilja Iher, Piia Post, Marko Kaasik, Urmas Hörrak. **Physicochemical Characterization of Athmosphere at University of Tartu**