



Keskkonnainfo

KAUGSEIRE EESTIS

artiklikogumik



KAUGSEIRE EESTIS
artiklikogumik

Tartu Observatoorium

KAUGSEIRE EESTIS

artiklikogumik

Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Tallinn 2008

Toimetajad: Katrin Väljataga, Karmen Kaukver
Kujundus: Iloprint AS

Väljaandja:



Tartu Observatoorium
Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa
Tel: +372 741 0265
Faks: +372 741 0205
aai@aai.ee
www.aai.ee

Kirjastaja:



Keskkonnainfo

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

Trükk:

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

Autoriõigus:

Tartu Observatoorium, Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, 2008
Käesoleva väljaande andmete kasutamisel või tsiteerimisel palume viidata allikale.

ISBN 978 9985 881 62 0 (trükis)
ISBN 978 9985 881 63 7 (e-trükis)

Sisukord

SISSEJUHATUS	7
KAUGSEIRE KOHT JA TÄHENDUS LOODUSANDMETE KOGUMISES NING ANDMETÖÖTLUSES	8
<i>Urmas Peterson, Kalju Eerme, Mait Lang, Tiit Nilson, Andres Kuusk, Katrin Väljataga</i>	
KESKKONNA JA TURVALISUSE GLOBAALSE SEIRE (GMES) TEENUSED	17
<i>Anu Reinart, Tiit Kutser, Tiina Dišlis</i>	
PILVISUSE KLIMAATILISTE MUUTUSTE MÕJU KAUGSEIRE OODATAVALE TULEMUSLIKKUSELE EESTIS	34
<i>Kalju Eerme</i>	
MEHITAMATA ÕHUSÕIDUKID KAUGSEIRES	41
<i>Joel Kuusk, Andres Kuusk</i>	
METSAGA ALADE NING LAGERAIETE JA NENDEGA SARNASTE HÄIRINGUTE KAUGSEIRE	48
<i>Urmas Peterson, Jaan Liira, Kersti Püssa</i>	
EESTI PÕHIKAARDI OKAS-, SEGA- JA LEHTMETSJA ERISTATAVUS KAUGSEIREANDMETE JA MULLAKAARDI JÄRGI, KASUTADES NÄIDISTELE TUGINEVAT JÄRELDAMIST JA TEHISÕPET	69
<i>Mihkel Oviir, Kalle Remm, Madli Linder</i>	
METSAD E PRODUKTIIVSUSE KAUGSEIRE	78
<i>Tiit Nilson Mait Lang, Tõnu Lükk, Alo Eenmäe</i>	
OPTIMAALNE KERNELI ULATUS MAAKATTEÜKSUSTE ERISTAMISEKS DIGITAALSEST RASTRIST	91
<i>Hendrik Proosa</i>	
KAUG- JA LINNUSEIRE NIGULA RABAS 1950–2000	106
<i>Kiira Aaviksoo, Agu Leivits, Meelis Leivits</i>	
VETTPIDAVA PINNA SUHTELISE PAIKNEMISE KAARDISTAMINE SPEKTRISEGU LINEAARSE LAHUTAMISE MEETODIGA TARTU LINNA NÄITEL	123
<i>Tõnis Kärdi</i>	
MAASTIKUINDEKSID BIOGEENSETE AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA – KAUGSEIRE JA RUUMIANDMETE KASUTUSVÕIMALUSED	132
<i>Evelyn Uuema, Jüri Roosaare, Ülo Mander</i>	

LOODUSKAITSELADE (MATSALU JA NIGULA) MAAKATTE SEIRE LANDSATI PILTIDE, PÕHIKAARDI JA MULLAKAARDI ABIL	144
<i>Edgar Sepp, Kadri Kiis</i>	
TSÜANOBAKTERITE HINDAMINE KAUGSEIRE MEETODITEL LÄÄNEMERES	155
<i>Liisa Metsamaa, Tiit Kutser</i>	
VEE SÜGAVUSE JA MERE PÕHJA TÜÜPIDE KAARDISTAMINE OPTILISELT MADALATES RANNAVETES	166
<i>Ele Vahtmäe, Tiit Kutser</i>	
KAUGSEIRE KASUTAMISE VÕIMALUSED SISEVEEKOGUDE SEIREKS	174
<i>Krista Alikas, Anu Reinart</i>	
PEIPSI JÄRVE VEEPINNA TEMPERATUURI MÄÄRAMINE MODIS SENSORI ABIL	187
<i>Anu Reinart, Veiko Kärbla, Oleg Okulov</i>	
ÕLIREOSTUSE TUVASTAMINE SAR KUJUTISTELT	195
<i>Rivo Uiboupin, Urmas Raudsepp</i>	

Sissejuhatus [Tagasi sisukorra juurde](#)

Artiklikogumik „Kaugseire Eestis”, mahukaim omataoliste seas, on valminud Tartu Observatooriumi ja Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuse koostööna. Artikliautorite ja uurimuse koostajate näol on kaasatud kogumiku koostamisse Tartu Observatoorium, Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut, Eesti Maaülikooli metsakorralduse instituut ja Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut.

Raamatu eesmärk on tutvustada Eestis uuritud ja rakendust leidnud kaugseiremeetodeid erinevates valdkondades. Kogumiku esimene artikkel annab lühiülevaate kaugseire olemusest ja selle kasutusvõimalustest. Järgnevad uurimustöödel põhinevad artiklid, mis kajastavad kaugseire võimalusi järgmistes valdkondades: maakatte, sh metsatüüpide eristamine, metsa- ja lageraiepindala muutuste leidmine, linnuseire, linnastumine, fütoplanktoni biomassi hindamine meres, põhjataimestiku kaardistamine, siseveekogude seire, õlireostuse ja -reostaja tuvastamine, pilvisuse mõju kaugseire tulemuslikkusele.

Raamat pakub huvitavat lugemist kõigile, kellel kaugseire vastu põhjalikum huvi.

Kaugseire koht ja tähendus loodusandmete kogumises ning andmetöötluses Tagasi sisukorra juurde

Urmas Peterson¹, Kalju Eerme¹, Mait Lang¹, Tiit Nilson¹, Andres Kuusk¹,
Katrin Väljataga²

¹Tartu Observatoorium, ²Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus

Kokkuvõte

Maa kaugseire on esitlenud end väärtusliku vahendina meid ümbritseva maailma mõistmisel. Viimase paarikümne aasta kestel on kaugseireandmetest lähtuvalt meie teadmised Maast ning mitmete Maal toimivate protsesside kulgemisest oluliselt avardunud. Uusi kaugseireandmetest saadud teadmisi rakendatakse ilmaennustustest loodusressursside kasutamise planeerimiseni, arvestatakse looduskatastroofide inimtegevust häirivate tagajärgede leevendamisel ning riikide vahel sõlmitud lepetest kinnipidamise jälgimisel. Hinnangute kohaselt (Gail, 2007) võib lähitulevikus oodata tarbijanõudlusest ajendatud kaugseirevahendite rolli veelgi suuremat tähtsustumist Maal toimuva jälgimisel. Kaugseiresensorite edasi arenedes (kolmemõõtmelised vaated maapinnaobjektidele ning mõõtmised spektri optilisele piirkonnale lisaks veel teisteski spektripiirkondades) on võimalik, et hāgustub piir kaugseirevahenditega saadud ning maapeal (*in situ*) hangitud informatsiooni vahel.

Võtmesõnad: *kaugseire, satelliit, aerofoto, tehiskaaslane, atmosfääriuuringud, kliimamuutused, globaalsed mõõtmised, põllumajandus, teoreetilised mudelid, keskkonnaseire*

I Lühidalt kaugseirest kui niisugusest

Üldistatult tähendab kaugseire objekti vaatlemist või objekti kohta informatsiooni kogumist, kasutades selleks vahendeid, mis on objektist (mõnevõrra) eemal. Niisuguse laia määratlusega esitatuna hõlmab kaugseire mitmekesisest hulka mõõtevahendeid ning erineval põhimõttel töötavaid sensoritüüpe. Mõned kaugseiresensorid tekitavad kahemõõtmelisi kujutisi – kaugseirepilte, teised koguvad (spektraalset) informatsiooni loetud arvus mõõtepunktidest. Mõned kaugseiremõõteriistad, satelliidiskännerid töötavad mõõdetavast objektist, st maapinnast kaugel, teised mõõdavad näiteks taimelehtede optilisi omadusi maapinnal nende lehtede vahetus läheduses.

Kaugseiret on sageli käsitletud sünonüümina tehiskaaslaste kasutusele. Satelliitidel on kaugseires oluline koht, kuid ometi ulatub kaugseire esimese satelliidi väljalennutamisest ajas palju kaugemale. Kaugseireandmeid koguti mitmel viisil juba ammu enne satelliitide kasutusele võtmist. Sisuliselt võib näiteks kogu (vaatlus)astronoomiat käsitleda kaugseireandmetele tuginevana. Aerofotosid kasutati maapinna kaardistamiseks aastakümneid enne seda, kui kasutusele ilmusid satelliidipildid.

Maapinna pildistamise ideed maapinnast kõrgemale tõstetud punktist rakendasid esimesena õhupallilendurid 19. sajandil. Varasem teadaolev (kõietatud) õhupallilt pildistatud foto tehti Petit Bicêtre külas Pariisi lähedal. Sõjalised luurelennud Esimeses maailmasõjas ja veel enam Teises maailmasõjas edendasid oluliselt aerofotograafia tehnoloogiat, mil suure riski hinnaga pildistatud aerofotod osutusid sageli väga tähtsateks.

Esimesed telepildid Maast saadi 1960ndate aastate alguses. Seni oli võimalik korraga näha väiksemaid alasid maapinnast, ühtäkki oli pildil kogu Maa korraga. Varased orbiidilt edastatud pildid olid siiski nii väikese ruumilise lahutusega, et maapealsete objektide vaatlemisel oli neist vähe abi. Küll aga võimaldasid need jälgida suurte pilvemassiivide liikumist ja andsid niiviisi tõhusa panuse ilma ennustamisse. Seevastu luureotstarbeks orbiidile saadetud tehiskaaslastelt saadud fotod, mis toodi maale tagasi maanduskapslites, olid ka tänapäevases kontekstis üsna kvaliteetsed. Ameerika Ühendriikidel olid juba 1959. aastal orbiidil CORONA-nimelised satelliidid, mille kaamerate abil saadi kuni kuuemeetrine ruumiline lahutusvõime maapinnal, ning neilt tehti muuhulgas ka Raadi strateegiliste pommitajate lennuvälja „ehitusjärelvalvet”. Praeguse seisuga on toonased ülesvõtted ametlikult pildiarhiividest ostetavad.

1972. a läkitasid Ameerika Ühendriigid orbiidile esimese tsiviilotstarbelise Maad pildistava satelliidi *Earth Resources Technology Satellite* (ERTS-1), mis hiljem nimetati ümber satelliidiks Landsat-1. Selle satelliidi pardal olev multispektraalne skanner MSS oli samm digitaalsete ülesvõtete ja andmehõive suunas. Sellest ajast alates on fotokaamerad kosmoses ning nüüdseks juba ka lennukitelt kiiresti taandumas.

Tsiviilotstarbelise kaugseire algusaegadel tekkis satelliitkaugseire vahenditega saadud tulemuste suhtes ülemäärane lootus. Muuhulgas oli levinud ka kujutelm, et üksnes kaugseireandmetele toetudes võib lahendada paljusid seni lahendamata keskkonnateaduse probleeme. Praeguseks on kaugseireandmed sobitunud teistest allikatest pärit andmete kooskasutusse, mida need omapoolselt täiendavad.

Maakasutuse planeerimisel, põllumajanduse ning metsanduse kaugseires kasutatakse keskmise ruumilise lahutusega kaugseirevahendeid nii lokaalse (kohaliku), regionaalse kui ka globaalse ulatusega uuringuis. Keskmise ruumilise lahutusega satelliitide seas, kus pildi piksli suuruseks on kümnekond kuni mõnikümmend meetrit maapinnal, on Landsat-seeria satelliidid oma 30-meetrise lahutusega skanneriga Thematic Mapper (TM) ja selle edasiarendusega Landsat-7-l ETM+ Maa kaugseire rakendustes kõige enam kasutatavad. Hiljuti valminud Ameerika Fotogramm-meetria ja Kaugseire Ühingu (ASPRS) uuringus on enamik küsitlusele vastanuist (71%) viidanud, et keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltide valikus on põhiandmestikuks Landsat-pildid (<http://www.asprs.org/news/fli>). Landsat-piltide populaarsus tugineb Landsat-programmi süstemaatilisel andmekogumise skeemil ning globaalse katvusega piltide arhiivil. Landsati piltide populaarsust toetavad ka üsna suur pildiväli, piltide suhteliselt odav hind ning piisav ruumiline lahutus, et kirjeldada enamlevinud nähtusi maakatte muutuste dünaamikas. Nüüdseks on Landsat-seeria satelliitide kõrvale asunud mitmed Euroopa, Ameerika Ühendriikide, Jaapani, Hiina, Brasiilia, India, Austraalia jt maade kaugseiresatelliidid ja satelliitide seeriad. Tuntuimad neist on Envisat, SPOT, CBERS,

IRS, Terra ja Aqua, NOAA ja GOES ilmasatelliidid. Kommertskasutuses on väga kõrge ruumilise lahutusega pildid satelliitidelt IKONOS, QuickBird, GeoEye-1. Suurte universaalsete satelliitide kõrvale on astumas väikesatelliidid nagu PROBA ja Rapid-Eye, mille väljatöötamise aeg ja hind on kordades väiksem kui Envisati taolistel platvormidel. See teeb võimalikuks mitme samalaadse satelliidi üheaegse orbiidil töötamise, tagades suurema vaatluskordsuse, mis on väga oluline piirkondades, kus sage pilvisus (nt ekvatoriaalsed, aga ka parasvöötme piirkonnad, sh Eesti) takistab maapinna kaugseiret.

II Atmosfääriuuringud satelliitidelt

Peamiseks atmosfääriga seotud probleemiks maapinna ja ookeani kaugseires on atmosfääri mõju kõrvaldamine. Samas, kaugseire meetodeid kasutatakse ka atmosfääri enda uurimisel. Seda on tehtud ka Eestis, peamiselt praeguses Tartu Observatooriumis, seejuures märksa varem maapinna ja vee kaugseirest.

Kaugseire meetodeid kasutatakse ka stratosfääri ja mesosfääri uurimisel. Varasemad atmosfääri sondeerimise hämarikumeetod ja sellele järgnenud prožektorsondeerimine on hiljem asendunud lidarsondeerimisega. Enam kui 50 aasta vältel on Tartu Observatooriumis aktinomeetriga registreeritud otsekiirguse põhjal määratud atmosfääri läbipaistvust Päikese integraalsele kiirgusele ning uuritud atmosfääri optilise paksuse aegridu (Russak, Kallis, 2003). Tartu Observatooriumi uurijad olid ka hiljuti ajakirjas *Science* ilmunud atmosfääri läbipaistvuse ajalise muutumise trende käsitleva töö autorite hulgas (Wild *et al.*, 2005).

Atmosfääri seiret kosmosest on Tartu Observatooriumis rakendatud optilistes uuringutes alates 1975. aastast. Eesmärgiks oli stratosfääris ning mesosfääris paiknevate aerosoolikihtide detekteerimine ja aerosooli kontsentratsiooni määramine neis kihtides (Veismann *et al.*, 1993). Algselt plaaniti peatähelepanu pöörata helkivatele ööpilvedele, mis esinevad mesopausis keskmiselt 82 km kõrgusel ja koosnevad tillukestest jääkoorikuga kaetud tolmuosakestest. Helkivaid ööpilvi õnnestus kosmosest korduvalt radiomeetrilise aparatuuri abil jälgida ja fotografeerida (Avaste *et al.*, 1980). Samuti õnnestus koguda märkimisväärne materjal stratosfääri sulfaatse aerosooli globaalse levi kohta pärast El Chichoni vulkaani pursket 1982. aastal (Koppelmaa *et al.*, 1988). Atmosfääri aerosoolikihtide detekteerimisel rakendati suhteliselt eksootilise meetodina täiskuu ketta fotografeerimist kosmosest tema loojumisel ja tõusul (Sergejevitch *et al.*, 1993).

Ka atmosfääri osooni koguhulga mõõtmine kuulub sisuliselt atmosfääri kaugseire valdkonda. Ergastatud hapniku molekulidelt kiirguva helenduse intensiivsuse kõrgusjaotus võimaldab saada teavet mesosfääri osooni vertikaalse jaotuse kohta (Erme, 1989). Osooni koguhulga mõõtmine tugineb osooni neeldumiskoeffitsiendi sõltuvusel ultraviolettkiirguse lainepikkusest. Maapinnal registreeritud kiirgusvoo erinevused mõnedel väljavalitud lainepikkustel võimaldavadki määrata osoonikihi efektiivse paksuse.

III Kliimamuutused

Kliimamuutuste pidevaks jälgimiseks on vajalik saada kogu Maa, nii maismaa, ookeanide kui atmosfääri seisundi kohta ülevaateandmeid. Planeedi Maa energiabilanssi mõjutavad kõige rohkem pilvede hulk ja tihedus, atmosfääri läbipaistvus, mis on määratud veeauru, aerosooli (tolmu), süsihappegaasi ja teiste komponentide hulga, maailmamere puhtus ja lainetuse intensiivsus, jää- ning lumikatte ulatus ning maakasutusest ja looduslikest tingimustest tingitud maismaa peegeldusvõime muutused. Kuigi inimtegevuse tulemusel atmosfääri paisatud kasvuhoonegaaside (süsihappegaas, metaan jt) hulk jääb veel alla vulkaanide panusele, ei piirdu inimese roll kliima kujunemisel ainult sellega. Tuhanded lennukid paiskavad pidevalt atmosfääri kondensatsioonituumi, mis soodustavad kõrgete kiudpilvede teket. Need omakorda vähendavad Päikeselt Maale jõudvat kiirgusenergia hulka ja soojendavad ühtlasi neid kihte, kus kiirgus neeldub. Inimtegevuse tulemusel on aset leidnud suured muutused maismaa taimkattes – metsade raiumine, rohumaade liigkarjatamine, kõrbete pealetung. Need protsessid mõjutavad maapinna lokaalset energiabilanssi. Nende protsesside kuhjumine avaldub atmosfääri globaalse tsirkulatsiooni muutustes, mida tunneme muutunud ilma. Niisuguste globaalsete protsesside jälgimiseks ja nende muutuste varaseks märkamiseks on ainuvõimalik vahend satelliitkaugseire.

IV Globaalsed mõõtmised

Eriti edukas on olnud kosmilise kaugseire rakendamine taimkattega seotud suuruste nt primaarproduktiooni (NPP) ja lehepinnaindeksi (LAI) kaardistamisel globaalselt ja sesoonselt. Vabalt on kättesaadavad globaalsed NPP ja LAI kaardid, mida satelliitidel Terra ja Aqua töötava sensori MODIS maapealne meeskond toodab juba alates 2000. aastast. Satelliidipiltide analüüsi abil on kindlaks tehtud juba taimkatte produktiivsuse trendide olemasolu 45°N ja 70°N vahelisel alal ajavahemikul 1981–1991, tingituna peamiselt järjest varasemast lume sulamisest kevadel (Myneni *et al.*, 1997). Selgitati välja parasvöötme ja boreaalsete metsade oluline roll Maa süsinikubilansis. Satelliidipiltide üheks oluliseks rakenduseks on mitmesuguste maakatte ja taimkatte kaartide tootmine. Eestis on siinkohal heaks näiteks Eesti CORINE maakattetüübi kaardid (<http://www.keskkonnainfo.ee>).

V Teoreetiliste mudelite tuletamine

Kvantitatiivse kaugseire aluseks on satelliidipiltide taandamine heleduskordajate füüsikalistesse ühikutesse. Selline taandamine nõuab satelliidiskannerite absoluutse kalibreerimise info teadmist ja pildilt atmosfääri mõju väljajätamist nn atmosfäärikorrektiooni abil. Heleduskordaja ühikutesse taandatud satelliidipilte on võimalik võrrelda nii omavahel kui ka teoreetiliste mudelite abil saadud heleduskordajatega ning hinnata selle võrdluse kaudu üht või mitut taimkatet

iseloomustavat parameetrit. Tartu Observatooriumis on taimkatte heleduse teoreetilisi mudeleid välja töötatud juba paljude aastate jooksul. Need mudelid baseeruvad füüsikalisel nn kiirguslevi teoorial. 1960. aastatel Rossi ja Nilsoni poolt tuletatud teoreetilised ligikaudsed valemid on veel praegu kasutusel mõnedes NASA satelliidiinfo töötlemise algoritmides. Paljudes teadusasutustes üle maailma on kasutusel Tõraveres välja töötatud homogeense taimkatte mudel (Kuusk, 2001) ja metsa heleduse mudel (Kuusk, Nilson, 2000). Need mudelid on kasutatavad taimkatte kaugseire paljude teoreetiliste ja praktiliste ülesannete lahendamisel. Muuhulgas annavad nad võimaluse analüüsida erinevate taimkattetüüpide struktuuri, taimelehtede ja mulla optiliste omaduste mõju satelliitidelt mõõdetavale signaalile.

VI Rakendusi põllumajanduses

Kaugseire infot on rakendatud mitmesuguste põllumajandusega seotud küsimuste lahendamisel, nt külvi tüübi kindlakstegemisel ja külvi seisundi monitooringul, mullatüübi ja mullaniiskuse kaardistamisel, põllukultuuride seisukorra hindamisel ja viljasaagi prognoosil, eriti põuatundlikel aladel. Varajane saagi prognoos on oluline strateegiline info põllumajandussaadustega kauplemisel. Juba 1970. aastail käivitati Ameerika Ühendriikides selletemaline projekt koodnimetusega LACIE (*Large Area Crop Inventory Experiment*), kus satelliitkaugseirel oli oluline roll. Analoogiline meetodika võiks huvitada ka Eestis põllumajandussaaduste kokkuostjaid.

Viimasel ajal on rakendust leidnud nn täppispõllunduse valdkond, kus kaugseire meetodid on integreeritud konkreetse põllu saagi kujundamise/juhtimise süsteemi. Siia kuuluvad veepuuduse ja (lämmastik)väetise vajaduse kindlakstegemine, optilised meetodid stresside tuvastamiseks taimelehe ja põllu tasemel, põldude ebahomogeensuse arvestamine nt väetamisel jne. Kaugseire eeliseks on mõõtmistulemuste operatiivse kasutamise võimalus. Euroopa Liit kontrollib peamiste põllukultuuride külvipindu ja annab varajase saagi prognoosi osaliselt satelliidipildidel baseeruva meetodika abil. Ka Põllumajanduse Registre ja Informatsiooni Amet (PRIA) kasutab põllumajandustoetuste saajate kontrollimisel satelliidipilte.

VII Metsade kaugseire

Üks esimesi suuremahulisi kaugseirerakendusi metsade andmete kogumiseks on teada Kanadast 1920ndate aastate algusest, kus kaardistati korraka üle 80 000 ha metsa (Howard, 1991). Oluliselt kasvas kaugseire tähtsus metsanduses koos lähi-infrapuna fotograafia ning edasi (vale)värviliste lähi-infrapunafotode kasutuselevõtuga. Praegusaaja digitaalsetest kosmosest ning lennukitelt tehtavaid ülesvõtteid kasutatakse nii visuaalseks tõlgendamiseks kui ka automaattöötluses metsade kaardistamiseks ning puistute struktuuriparameetrite hindamiseks. Viimastel aastatel on kiiresti arenenud laserskanneritega mõõtmised, mida kasutatakse koos aérokaameratega. Nii saadakse puistute kõrguse hinnangud kuni 10 cm täpsusega. Nagu eelpool öeldud, on ka

metsanduslikes rakendustes oluline juba kogutud andmestike ning kaugseireinfo kooskasutamine. Üheks praktiliseks näiteks selles vallas on nn k-lähima naabri meetodi abil detailselt mõõdetud lokaalsete proovitükkide (näiteks statistilise metsainventuuri proovitükid) info laiendamine kogu pildivälja ulatuses, et saada suure ruumilise lahutusvõimega digitaalsed kaardid näiteks tüvemahu või liigilise koosseisu kohta suurtel maa-aladel.

VIII Veekogude kaugseire

Kaugseire on paljudel juhtudel ainsaks meetodiks, mis võimaldab koguda informatsiooni piisava sagedusega ning katta ühetaolise informatsiooniga Eesti territoriaalvete ala (vajadusel ka naaberalad). Euroopa Liidu tulevane merestrateegia raamdirektiiv nõuab liikmesriikidelt oma merealade (ranniku-, ülemineku- ja territoriaalveed) seisundi hindamist, mis peab hõlmama merepõhja kooslusi, bioloogilisi komponente, füüsikalisi-keemilisi ning hüdro-morfoloogilisi näitajaid. Mitmete nõutud parameetrite hindamisel on võimalik ja/või vajalik kaugseire meetodite kasutamine. Kaugseire meetodeid kasutatakse merepõhja ja vee sügavuse kaardistamisel, aastase ja sesoonse temperatuurirežiimi uuringuis, samuti põhiliste hoovuste ja soolsuse trendide ning gradientide kaardistamisel vee pinnakihi. Viimane on võimalik vaid siis, kui kasutada on karakteristikuid, mis muudavad need protsessid nähtavaks (vetikaõitsengud, hägusus, vee värvuse muutus, lainetus jms).

Kaugseire abil on võimalik madalas rannikuvees määrata, kas merepõhi on kaetud taimestikuga või mitte ning tuvastada suuremaid põhjataimestiku rühmasid (puna-, pruun- või rohevetikad). Elukoosluste kirjeldamisel on võimalik saada üsna palju informatsiooni, teades substraadi ja põhjataimestiku tüüpi, kuid rahuldava täpsuse saavutamine ei ole praegu ega lähitulevikus väga tõenäoline. Fütoplanktoni koosluste osas on võimalik kaugseirega tuvastada, kas vees domineerivad potentsiaalselt toksilised tsüanobakterid või teised fütoplanktoni rühmad. Samuti on kaugseire abil võimalik hinnata fütoplanktoni biomassi (klorofüll α kontsentratsiooni). Klorofüll α kaudu saab aga hinnata primaarproduktiooni ning andmete aegridade kaudu ka eutrofeerumise trende. Kaugseire oleks praktiliselt ainsaks võimaluseks jälgida eutrofeerumise trende ajas üksikute merelahtede kaupa või kogu Läänemere ulatuses.

IX Kaugseire rakendamine Eesti riiklikus keskkonnaseire programmis

Eesti riiklikus keskkonnaseire programmis, mille algusaastaks loetakse aastat 1994, on kaugseire meetodeid rakendatud erinevates valdkondades. Kõige pikaajalisem on olnud Kiira Aaviksoo juhtimisel aastail 1996–2003 läbi viidud maastike kaugseire projekt (Aaviksoo, 2003). Nimetatud projekt moodustas osa eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire programmist ning selle eesmärgiks oli kaardistada keskkonnaseisund looduskaitsealadel ja nende vahetus naabruses. Kaheksa aasta jooksul jõuti

satelliitkaardistada 8 seireala: Endla, Alam-Pedja, Soomaa, Lahemaa, Saarejärve, Kõnnumaa, Karula ja Vilsandi (Aaviksoo, 2001; 2002; 2003).

2004. aastast alates viiakse riikliku keskkonnaseire programmi raames läbi metsade kaugseiret, mille ülesandeks on eelkõige hinnata lageraiealade osakaalu metsaga metsamaast. 2005. aastal lisandus sellele veel suurjärvede (Võrtsjärv, Peipsi järv) kaldataimestiku kaardistamine (Peterson, 2004; 2005). Alates 2005. aastast viiakse Eestis läbi ka rannikumere kaugseiret, mille raames toimub arendustöö rannikumere põhjataimestiku kaardistamise ning sinivetikaõitsengute avastamise ja jälgimise meetodikate rakendamiseks ja täiustamiseks (Kutser, 2005).

2003. aastal kogunes kaugseire konsultatiivnõukogu, kuhu kuulusid eksperdid Tallinna Tehnikaülikoolist, Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudist, Maa-ametist, Eesti Maaülikoolist ja Tartu Ülikoolist. Konsultatiivnõukogu töö tulemusena valmis dokument, kus esitati nägemus Eesti kaugseire eelisarengusuundadest. Viimastena on antud dokumendis välja toodud: metsade pidevseire (metsakahjustused, metsauendus, metsaraied jne); veekogude seisundi seire (rannikumere ja järvede eutrofeerumine, jääolud, vetikate massõitsengud jne); maastike ja looduslike koosluste seire (märgalade ning looduslike ja poollooduslike rohumaade seisundi muutused, maastikumuutuste kirjeldamine jne); täppispõllundus (väetistarbe määramine, külvide seisukorra hindamine jne); atmosfääri seisundi ja pilvisuse uuringud (nt aerosoolide sisalduse hindamine õhus); linnakeskkonna elukvaliteet (nt rekreatsioonialade ligipääsetavus) (Nilson, 2003).

Ühegi keskkonnaseire valdkonna puhul ei saa kindlasti rääkida kogu senise „maapealse” ehk *in situ* seiretegevuse asendamisest kaugseire mõõtmistega (Kutser, 2007). Kaugseire senisest tihedam integreerimine seireprogrammi võimaldaks aga kindlasti muuta täpsemaks mitmete seirevaldkondade taustandmestikku (nt erinevad temaatilised kaardid), optimeerida seirevõrgustikku ning vähendada *in situ* määratavate parameetrite määramistihedust. Samuti paraneks oluliselt operatiivseire, st kiiret reageerimist nõudvate või kiiresti muutuvate protsesside ja nähtuste seire ja tulemuste edastamine (Kutser, 2007). Tõenäoliselt saaks kaugseire ja *in situ* mõõtmiste läbimõeldud kombineerimisel tagada riigi tasandil keskkonnaseisundist ulatusliku ülevaate, kuna vajadused keskkonnaseisundialase informatsiooni ja keskkonnaandmete osas kasvavad pidevalt. Keskkonnaandmeid vajatakse nii siseriiklikuks otstarbeks (loodus- ja keskkonnakaitse planeerimine, üldplaneeringute koostamine, majandus- ja tootmistegevuse kavandamine jne) kui ka rahvusvahelistest kohustustest lähtuvalt, mis kohustavad Eesti Vabariiki esitama andmeid loodus- ja keskkonnakaitse vallas võetud eesmärkide täitmise edukusest.

X Kaugseire tulevikuväljavaateid keskkonnaseisundi jälgimises

Mõõtevahendite mitmekesisusele ja keerukusele vaatamata hõlmavad kaugseiremõõtmised praegusajal üsna väikest osa tegelikust maailmast. Maa keskkonna kõikehõlmav kaugseireandmetega esindatus tähendaks, et meie kasutada on

kaugseireandmed kõikide paikade kohta, kogutuna suurima võimaliku ruumilise lahutusega, mõttes mitmetes mõõtesuundades ning tehes mõõtmisi paljudes spektriirirkondades. Seejuures peaksid olema mõõtmistulemused kasutajatele jooksvalt, peaaegu reaalajas kättesaadavad. Praeguse arusaama kohaselt ja kasutusel olevaid tehnilisi võimalusi arvestades ei ole niisugune globaalne peaaegu reaalajas kaugseireandmetega täiendatav andmebaas, mis ajakohaste ning täpsete andmetega lähteandmestikuna toetaks otsuseid, realselt teostatav. Sellesse võib suhtuda kui kujuteldavasse eesmärgi. Mõeldav on lähenemine, kus erineva ruumilise, spektraalse ja radiomeetrilise lahutusvõimega sensorite andmestikke kombineeritakse sobival, arvestades probleemi globaalset või lokaalset olemust. Näiteks Terra MODIS-e andmete (piksli suurus 250–1000 m) põhjal koostavad arvutid iga päev automaatselt ülemaailmseid kaarte taimkatte struktuuri, neeldunud fotosünteesiliselt aktiivse kiirguse ja võimalike tulekollete kohta. Eesti viimaste aastate suured metsapõlengudki on olnud sellel kaardil. 2008. aasta augusti lõpus jõudis orbiidile viiest satelliidist koosnev Rapid-Eye (<http://www.rapideye.de>) süsteem, mis võimaldab päevas saada 6,5-meetrilise pikslisuurusega 77 km laiuseid multispektraalseid ülesvõtteid peaaegu nelja miljoni ruutkilomeetri kohta. Seega peaks vähemalt teoreetiliselt olema juba mõne kuu pärast võimalik saada tervet Eestit katvad ülesvõtted ühe päevaga.

Kasutatud kirjandus

Aviksoo, K. 2001. Alam-Pedja, Soomaa, Lahemaa ja Saarejärve maastike mitmekesisuse satelliitseire 1988–1995. Riikliku keskkonnaseire aruanne. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.

Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/3622_aru01_62_kaugseire_tekst.doc

Aviksoo, K. 2002. Maastike kaugseire. Kogumikus: Eesti keskkonnaseire 2001. Roose, A. (toim.). Tartu Ülikool, 2002. lk 111–113

Aviksoo, K. 2003. Kõnnumaa maastikulise mitmekesisuse satelliitseire 2001. Riikliku keskkonnaseire aruanne. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.

Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/3233_aru03_62_kaugseire.doc

Avaste, O., Fedynsky, A.V., Grechko, G.M., Sevastyanov, V.I., Willmann, Ch.I. 1980. Advances in noctilucent clouds research in the space era. *Pure and Applied Geophysics*, 118, 528–581.

Gail, W.B. 2007. Remote sensing in the coming decade: the vision and the reality. *J. Appl. Remote Sens.*, Vol. 1, 012505, DOI:10.1117/1.2539774.

Eerme, K.A. 1989. Investigation of the molecular oxygen 1.27 μm emission aboard the orbital station Salyut-7. In: *Aurorae and Airglow*, No. 33, 31–37, Moscow, (vene k.).

Howard, J.A. 1991. *Remote Sensing of Forest Resources*. Chapman & Hall, London, 420 pp.

Koppelmaa, I., Rõõm, R., Eerme, K. 1988. Estimation of the optical thickness of the stratospheric aerosol layer over the Sahara due to El Chichon eruption. *Earth Research from Space*, N 2, 11–16 (vene k.).

Kutser, T. 2005. Rannikumere muutuste uuringud ja kaugseire. 2005. aasta. Riikliku keskkonnaseire aruanne. TÜ Eesti mereinstituut.

Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/3120_aru05_5.9_merikaugseire.doc

Kutser, T. 2007. Mere kaugseire pikaajaline programm. Riikliku keskkonnaseire aruanne. TÜ Eesti mereinstituut. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/8099_Kaugseire_pikaajaline_plaan.doc

Kuusk, A. and Nilson, T. 2000. A directional multispectral forest reflectance model, *Remote Sensing of Environment*, 72(2), 244–252.

- Kuusk, A. 2001. *A two-layer canopy reflectance model*, *J.Q.S.R.T.*, 71(1), 1-9.
- Myneni, R.B., Keeling, C.D., Tucker, C.J., Asrar, G., Nemani, R.R. 1997. *Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991*. *Nature*, 386, 698–702.
- Nilson, T. 2003. *Riikliku keskkonnaseire programmi alamprogramm Kaugseire arendustöö 6.2.1 Tartu Observatoorium Seiretöö aruanne 2003*. Riikliku keskkonnaseire aruanne. Tartu Observatoorium. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/3236_aru03_621_kaugseire_arendus.doc
- Peterson, U. 2004. *Maastike kaugseire. Seiretöö 2004.a. aruanne*. Riikliku keskkonnaseire aruanne. Tartu Observatoorium. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/2524_aru04_62_kaugseire.pdf
- Peterson, U. 2005. *Riikliku keskkonnaseire programmi „Eesti maastike muutuste uuringud ja kaugseire” allprogramm. Seiretöö aruanne*. Riikliku keskkonnaseire aruanne. Tartu Observatoorium. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/7278_aru05_6.1.1_Maastike_kaugseire.pdf
- Russak, V., Kallis, A. (Koostajad) 2003. *Eesti kiirguskliima teatmik*. EMHI, Tallinn, 384 lk.
- Sergeyevich, V.N., Koksharov, I.I., Eerme, K., Pelt E.-M. 1993. *Investigation of Earth’s atmospheric refraction and extinction by photographing the moonset and moonrise aboard an orbital station*. *Earth Research from Space*, 1, 67-73 (vene k.).
- Veismann, U., Eerme, K., Tõnnisson, T., Avaste, O. 1993. *Studying atmosphere by a method for remote sounding of Earth limb from the board of orbital stations*. In *CIS Selected Papers. Photometry. SPIE Proceedings*, 2161, 98-107.
- Wild, M., Gilgen, H., Roesch, A., Ohmura, A., Long, Ch.N., Dutton, E.G., Forgan, B., Kallis, A., Russak, V., Tsvetkov, A. 2005. *From dimming to brightening: decadal changes in solar radiation at Earth’s surface*. *Science*, Vol 308, Issue 5723, 847-850.
http://www.asprs.org/news/fli/Summary_of_Final_Results-ASPRS_Moderate_Resolution_Imagery_Survey.pdf

Keskkonna ja turvalisuse globaalse seire (GMES) teenused Tagasi sisukorra juurde

Anu Reinart¹, Tiit Kutser², Tiina Dišlis³.

¹Tartu Observatoorium, ²Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut, ³Keskonnaministeeriumi Info-Tehnokeskus

Kokkuvõte

1998. aastal käivitasid Euroopa Komisjon ja Euroopa Kosmoseagentuur (ESA) koos teiste kosmoseagentuuridega programmi GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*, vt <http://www.gmes.eu>), et paremini ära kasutada teadmistepõhist tehnoloogiat Maa jälgimise ja infotehnoloogia vallas keskkonna juhtimise ja kindlustunde saavutamiseks. GMES on teenuste võrgustik, mis aitab parandada elukvaliteeti ja võimaldab jälgida keskkonnaseisundi lühiajalisi ning pikaajalisi arengutrende, et seeläbi toetada poliitilisi otsuseid ja investeeringuid.

GMES-i oluliseks eesmärgiks on koondada erinevate riikide võimalused ning ühise tegevuse kaudu realiseerida teadlaste, avalikkuse ja erasektori ekspertide optimaalne koostöö. Eesti panustab seireprogrammide kaudu mitmetesse tegevustesse, mis tulevikus arenevad GMES-i komponentideks nagu *in situ* ehk kontaktmõõtmiste infrastruktuuri ja andmete haldamine, maismaa- ja mereseire, põllumajanduse seire programmid, maakasutuse inventuurid, kaardistamine, meteoroloogia ja ilmaprognoosid.

Võtmesõnad: kosmoserakendus, kaugseire, CORINE, GMES, GEO, GEOSS, ESA, OECD, Euroopa Kosmosepoliitika, tuumikteenus, prognoos, kaardistamine, eriolukorrad, maakate, õlireostus

Märkus: Alates 2008. aasta septembrist kannab GMES nime Kopernikus.

I Sissejuhatus

Kosmosevaldkonnaga seotud teenused on unikaalsed, et vastata inimkonna ees seisvatele väljakutsetele nagu kliima- ja keskkonnamuutused, elanikkonna vananemine ja tervislik seisund, globaalne konkurents, terrorism, looduskatastroofid ning tehnoloogiliste edusammude omaksvõtmine.

Euroopa Kosmosepoliitika (*Commission of the European Communities*, 2007) käsitleb kosmost kui Euroopa iseseisvuse, heaolu, tööstusliku arengu, tehnoloogiliste saavutuste ja teadusliku progressi kindlustamise strateegilist vahendit, mis toetab jätkusuutlikku arengut Euroopas ja kogu maailmas. Vastavalt Majanduskoostöö ja Arengu Organisatsiooni (OECD) aruandele (OECD, 2005) on kõige perspektiivsemateks kosmoserakendusteks aastani 2030:

- telekommunikatsiooni teenused: telemeditsiin, distantšõpe, e-kaubandus ja multi-meedia meelelahutus;
- kaugseire rakendused: keskkonna jälgimine, maakasutuse uuringud ja korraldamine, loodusõnnetuste ennetamine ja nende tagajärgede likvideerimine, riikidevaheliste lepingute täitmine;
- satelliitnavigatsiooni rakendused: merendus, liikluse korraldamine, asukoha-teenused, otsingud ja päästetegevus.

Samaaegselt tööstusteholoogia arenguga, mis võimaldab järjest rohkem ja paremaid seadmeid kosmosesse saata, on suurenenud ka nõudlus Maa kohta käivate vaatlusandmete järele: viimase 8 aasta jooksul on kasutajate poolt nõutav andmehulk suurenenud Euroopas üle 10 korra. Meie planeeti mõjutavad suured keskkonnamuutused on tegutsenud valitsusi, teadlasi ja keskkonnaorganisatsioone kõikjal. Keskkonnaseisundi edasise halvenemise vähendamiseks on sõlmitud mitmeid rahvusvahelisi kokkuleppeid, nagu kliimamuutuste konventsioon UNFCCC (*UN Framework Convention of Climate Change*), kõrbestumisega võitlemise konventsioon UNCCD (*UN Convention to Combat Desertification*), märgalade konventsioon RAMSAR (*International Conventions on Wetlands*) ja bioloogilise mitmekesisuse konventsioon UNCBD (*UN Convention on Biodiversity*). Nende rakendamine nõuab väga suure hulga keskkonnaalase kohaliku ja globaalne informatsiooni kogumist, analüüsi ja mõistmist. See info võimaldab paremini mõista keskkonnaprobleemide teaduslikku tausta, pakub tuge otsuste tegemiseks ja keskkonnaseisundi parandamise kavade koostamiseks.

Kaugseire meetodid uuenevad pidevalt seoses uute ja paremate ruumiliste ning spektraalsete karakteristikutega sensorite kasutusele võtmisega. Satelliitide kasutamine annab olulised eelised maapealsete süsteemidega võrreldes, pakkudes globaalset katvust ja andmete ajalist järjepidevust iga geograafilise piirkonna kohta. Siiski, enamasti on iga üksiku instrumendi mõõtetulemused ebapiisavad ning rakendused on hoopis mitmekülgsemad, kui kõik saadaolevad andmed on integreeritud kontrollitud kvaliteediga ning ajaliselt ja ruumiliselt ühtlustatud mudelitesse. Samas suurenevad ka kasutajate nõudmised tulemuste täpsusele ja kättesaadavusele ning nende käsitlemise mugavusele. See omakorda suurendab kosmoseagentuuride ja satelliidioperaatorite väljakutset pakkuda juurdepääsu erinevatele andmetele nii lihtsalt ja ühtlaselt kui võimalik. Selliste suurte nõudmiste täitmisel ja võimaluste täielikumal realiseerimisel on oluline erinevate riikide ja organisatsioonide kooskõlastatud tegevus ja ühised jõupingutused.

II Keskkonna ja turvalisuse globaalne seire (GMES)

Selleks, et kasutada paremini teaduse ja tehnoloogia saavutusi ka Maa jälgimise ning keskkonnaga seotud probleemide lahendamiseks ja turvalisuse kindlustamiseks, käivitasid Euroopa Komisjon ja Euroopa Kosmoseagentuur (ESA) koos teiste kosmoseagentuuridega 1998. aastal programmi GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*, vt <http://www.gmes.eu>). GMES on teenuste võrgustik, mis aitab parandada elukvaliteeti ja võimaldab jälgida keskkonnaseisundi lühiajalisi ning pikaajalisi arengutrende, et seeläbi toetada poliitilisi otsuseid ja investeeringuid.

GMES informatsioonisüsteemi väljaarendamise eesmärk on:

- teenindada Euroopa poliitikat ja rahvusvahelisi kokkuleppeid;
- toetada riiklikke ja piirkondlikke arenguid ja rakendusi;
- stimuleerida tehnoloogia ja turu arengut.

On ilmne, et Eesti jaoks olulisi kliimamuutuste või näiteks Läänemere seisundiga

seotud probleeme ei ole võimalik täielikult mõista või lahendada, kasutades selleks vaid meie käsutuses olevaid kohapealseid andmeid. Samas on Eestis kogutud andmetel oluline osa Maa kui kompleksse süsteemi toimimise mõistmiseks. Tihedam andmevahetus erinevate riikide ja rahvusvaheliste organisatsioonidega, mõõtmismeetodite ja -protokollide ühtlustamine ning tegevuse koordineerimine on vastastikku kasulik kõikidele osapooltele. Rahvusvahelistes programmides osalemine seab Eestile kohustusi, kuid pakub ka uusi võimalusi.

2004. a kinnitati GMES arenguplaan kuni aastani 2008 (*Commission of the European Communities*, 2004). GMES-i finantsilise ja struktuurse jätkusuutlikkuse tagamine on GMES-i Nõuandva Kogu ja GMES-i Büroo üks ülesanne 2008/2009 perioodil.

Eesti on kaasatud GMES-i ettevalmistamisesse kui EL liikmesriik GMES Nõuandva Kogu kaudu (GAC - *GMES Advisory Council*), kuhu kuuluvad ka teised asjassepuutuvad esindused (näiteks EEA - *European Environmental Agency*, EMSA - *European Maritime Safety Agency*, EUSC - *European Union Satellite Centre*), EUMETSAT - *European Organisation for the Exploitation of Meteorological Satellites* jt).

III GMES-i seos globaalse maa jälgimise süsteemide süsteemiga

GMES on Euroopa panus ülemaailmsesse, olemasolevaid Maa jälgimise süsteeme ühendavasse nn süsteemide süsteemi (GEOSS - *Global Earth Observation System of Systems*). Maa Jälgimise Grupp (GEO - *Group on Earth Observation*, vt <http://www.earthobservations.org>) on 72 riigi, Euroopa Komisjoni ning 52 rahvusvahelise organisatsiooni vabatahtlik liit, mille eesmärgiks on koordineerida liikmete tegevust Maa süsteemsel uurimisel nii satelliitidelt ja lennukitelt kui ka maal, merel ja õhus läbiviidavate kontaktmõõtmiste abil. GEO liikmelisus eeldab GEOSS-i 10 aasta (2005–2015) tööplaani järgimist. Euroopa Liidu riikide positsioonide koordineerimiseks GEO-s on Euroopa Komisjon moodustanud töörühma (GEO *High Level Working Group*), milles osalemise kaudu on ka Eestil võimalik olnud GEO protsessis siiani kaasa lüüa.

GEOSS tööplaanis on 9 põhilist töösuunda:

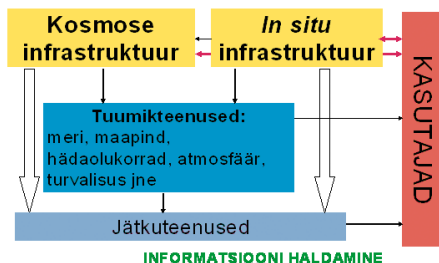
- inimtegevusest põhjustatud ja looduslikest katastroofidest tingitud inimeste ning materiaalsete väärtuste hävingu vähendamine;
- inimese tervist ja heaolu mõjutavate keskkonnafaktorite mõistmine;
- kliimamuutuste ning nende potentsiaalsete tagajärgede mõistmine, prognoosimine ja nendega kohanemine;
- veeresursside parem majandamine vee loodusliku ringkäigu parema mõistmise kaudu;
- ilmaprognooside parandamine;
- maismaa, ranniku ja mere ökosüsteemide majandamine ja kaitse;
- jätkusuutlik põllumajandus ning kõrbestumisega võitlemine;
- bioloogilise mitmekesisuse mõistmine ja kaitsmine.

Eelpool mainitud probleemide lahendamiseks vajalik informatsioon peab olema kogutud operatiivselt ja vastama kindlatele kvaliteedinõuetele. Globaalses ulatuses ei ole see võimalik, kui omavahel pole kokku lepitud *in situ* mõõtmiste ning kaugseire andmete töötlemise meetodid osas. Kooskõlastatud kosmoseinfrastruktuuri arendamine aitab tõsta mõõtmiste efektiivust, olemasolevaid ressursse paremini ära kasutada ning vältida dubleerivate satelliitsüsteemide loomist. Samuti ei ole eriti mõistlik, kui erinevad riigid ja kosmoseorganisatsioonid lasevad orbiidile sõltumatuid satelliite, mis sisuliselt dubleerivad üksteist. Paljude probleemide lahendamisel nii globaalses kui regionaalses mastaabis on takistuseks ligipääsu puudumine või ebapiisavus *in situ* ja kaugseire mõõtmisandmetele, ning nende andmete hind. GEO üheks eesmärgiks on jõuda olukorrani, kus andmevahetus riikide ja organisatsioonide vahel on tihe ning võimalusel oleks andmed kas tasuta või minimaalse hinna eest saadaval kõigile huvilistele. Andmete vahetamiseks ja selleks vajalike kontaktide leidmiseks on ette valmistatud spetsiaalne internetiportaal (vt <http://www.geoportal.org>).

IV GMES tehnoloogilised komponendid

GMES-i ülesehitus põhineb väga erinevate valdkondade integreerimisel (joonis 1):

- vaatlusinfrastruktuur kosmoses – nii ESA kui ka teiste kosmoseagentuuride ja operaatorite süsteemid;
- maapealne (*in situ*) infrastruktuur – seire maapinnal, poisüsteemidelt, laevadelt, lennukitelt jne, sotsiaalmajanduslikud ja muud lisaandmed, mõõtmise, standardiseerimise ja kommunikatsiooni tehnoloogiad;
- andmete integreerimine ja informatsiooni haldamine (modelleerimine, GIS-põhised andmebaasid, kommunikatsioonikanalid ja -vahendid);
- kasutajad (ettevõtted, teenuste arendajad, kohalikud, piirkondlikud ja riiklikud ametiasutused, keskkonnaagentuurid, tsiviilkaitse organisatsioonid, teadus- ja haridusasutused jne).



Joonis 1. GMES sisuline ülesehitus.

GMES-i raames on võimalik paremini ära kasutada ja koondada olemasolevaid inim- ja tehnoloogilisi ressursse. Kui **kosmose infrastruktuuri** osa põhineb valdavalt ESA ja teiste satelliidioperaatorite panusel (ESA finantseerib ligikaudu 50% GMES-i kosmoseinfrastruktuuri maksumusest), siis maapealne infrastruktuur moodustub suures

osas liikmesriikide panusest. Juba praegu on kinnitatud GMES-i *in situ* **infrastruktuuri** toetavad aruandluskohustused, mida ka Eesti peab täitma: õhukvaliteedi direktiiv, veedirektiiv, loodusliku mitmekesisuse direktiiv. Seega annab GMES-i üldise võimekuse edaspidi – alates 2013. aastast – Euroopa ruumiandmete infrastruktuur (ESDI – European Spatial Data Infrastructure), milles INSPIRE direktiiviga (*IN*frastructure for *S*patial *I*nfoRmation in *E*urope) tagatakse peamine osa sisendandmetest (*in situ* võrgustik) ja teenuste levitamine (*European Commission*, 2007). Need tegevused kuuluvad Eestis **Keskkonnaministeeriumi** haldusalasse.

Maapealsete tugisüsteemide teenuste hulka kuulub ka selliste optiliste süsteemide spektraalsete karakteristikute määramine, mis on vajalikud kaugseire andmete ja satelliitsensorite kalibreerimiseks. Selliseid tegevusi teostatakse spetsiaalselt sertifitseeritud laborites. Siiani pole Eestis olnud otsest vajadust optilise kiirguse täpse mõõtmise järele, kuid **Sotsiaalministeeriumi** haldusalasse kuuluva direktiivi 2006/25/EÜ kohaselt, mis sätestab töötavishoiu ja tööohutuse miinimumnõuded seoses töötajate kokkupuutega füüsilistest mõjuritest (tehnilik optiline kiirgus) tulenevate või tuleneda võivate riskidega, on liikmesriigid kohustunud 2010. aastast jõustama vajalikud õigus- ja haldusnormid.

GMES teenuste abil on võimalik saada usaldusväärset informatsiooni keskkonna seisundi kohta. See peaks toetama otsustamist nii riiklikul kui individuaalsel tasandil. Otsused võivad puudutada nii uusi seadusi ja määrusi keskkonnakaitse paremaks korraldamiseks kui ka meetmeid looduslikest või inimtegevusest tingitud katastroofide (metsatulekahjud, üleujutused, saastunud vesi ja pinnas) korral. Selleks, et otsuseid vastu võtta, on vaja prognoosida tulemusi ja hinnata võimalusi sekkumiseks, olukorra kontrollimiseks ning mõjutamiseks. GMES integreerib need funktsioonid, ühendades kogutud informatsiooni usaldusväärsel, põhjendatud ja sobival viisil ning teeb selle kättesaadavaks kasutajasõbralikul moel. Uudsed seiretehnoloogiad ja andmete analüüs võimaldavad andmete kasutajatel paremini ette näha võimalikke tagajärgi, õigeaegselt sekkuda ning jälgida kasutatud meetmete efektiivsust.

Lisaks üldsuse huvidele on GMES teenuseid võimalik kohaldada ka kitsamalt, näiteks erasektori poolt arendatud äritegevuse osana nende majanduslike huvides või toetamiseks era- ja valitsusväliste organisatsioonide tegevust. GMES toetab avaliku poliitika elluviimist Euroopa ja kohalikul tasandil **põllumajanduse, keskkonna, kalanduse, piirkondliku arengu, välissuhete ja turvalisuse** valdkondades.

Andmete integreerimine, informatsiooni haldamine ja kasutajatele vahendamine on praegu arendusjärgus. GMES-i võimekus ehitatakse üles samm-sammult, kasutades nii palju kui võimalik olemasolevaid elemente, eesmärgiga pidevalt arendada ja kontrollida pilooteenuseid. Valik **teadus- ja arendusprojektidest** on loetletud allpool, kontaktid ja näited nende pakutavate teenuste kohta on vabalt kättesaadavad projektide veebilehtedel:

1. EL finantseeritud (*Enterprise and Industry Directorate General*) projektid, mis toetavad GMES eel-teenuseid: GEOLAND, MERSEA, PREVIEW, GEMS, LIMES;

2. ESA GMES teenuse elemendid/projektid: Forest, Land, TerraFirma, Risk-EOS, Respond, GMFS, MARCOAST, Polar View, MARISS, PROMOTE;
3. FP6/Network of Excellence toetamaks GMES rakendusi turvalises osas: GMOSS (*Global Monitoring for Stability and Security*);
4. muud FP6 projektid, mis toetavad GMES-i: OASIS, ORCHESTRA, WIN, ASTRO+, HUMBOLDT, BOSS4GMES, OSIRIS;
5. FP7 Space programmi mere tuumikteenuse projekt *MyOcean*.

GMES teenuste finantseerimine toimub alates 2008. aastast 7. raamprogrammi kaudu, mis väga olulise komponendina eeldab keskmiste ja väikeettevõtete kaasamist. 2007. aasta seisuga oli ESA GMES demonstratsiooni projektidega seotud **kasutajatest** 47% ministriumid ja agentuurid, 18% teadusasutused, 9% valitsustevahelised organisatsioonid, 9% teadusprogrammid, 8% tööstus, 5% valitsusvälised organisatsioonid ja 4% rahvusvahelised konventsioonid. Teenuste edasine arendamine ja kasutamine jääb aga oluliselt liikmesriikide kanda ja peaks järjest rohkem olema suunatud kohalikele ettevõtetele, et võimalikult hästi vastata kasutajate vajadustele. Projektipõhine finantseerimine toimub teenuste väljatöötamise ja käivitamise etapil, kuid peaesmärk on jätkusuutlike ja iseseisvalt toimiva teenuste võrgu käivitamine.

V GMES teenused

GMES-i raames kättesaadavad regulaarsed ja laialdased tehnilised andmed võimaldavad efektiivsemalt kasutada nii kosmoses kui ka maapeal paiknevat infrastruktuuri ja vastavate oskustega inimpotentsiaali. See aitab luua uudseid riski ja turvalisuse juhtimise ja toimimise süsteeme ning paremini majandada maapinda ja loodusressursse. Planeeritavad teenused jagunevad kolme laia kategooriasse: kaardistamine, prognoosimine ja kriisidele reageerimine.

- Kaardistamine – topograafia ja teedekaardid, maakasutus, viljasaak, metsade seire, mineraalsed- ja veeressursid, mis on olulised piirkondade ja loodusressurside lühikese ja pikaajalise majandamise seisukohalt. See teenus nõuab andmete täpset ja põhjalikku katvust maapinnal, arhiveerimist ja perioodilist uuendamist.
- Kriisidele reageerimine pakub toetust hädaolukordadega toimetulekuks looduskatastroofide korral ja iseäranis tsiviilkaitsega seotud ettevõtetele, mis vastutavad inimeste turvalisuse ja vara eest. Teenuse eesmärgiks on hankida andmeid võimalikult sündmuskoha lähedalt.
- Ennustused ja prognoosid on rakendatavad merealade seisundi, õhukvaliteedi ja põldude saagikuse hindamiseks jms. Teenus pakub süstemaatilisi andmeid laiematele piirkondadele, mis võimaldavad teha lühikesi, keskmisi või pikemaajalisi prognoose ning modelleerida nende toimimist ka näiteks muutuvates kliima- või erilistes keskkonnatingimustes.

Allpool on lähemalt kirjeldatud kahte tuumikteenust, mis on praeguse seisuga kõige kiiremini käivituvad ning olulisimad keskkonnaseire seisukohalt: **maakatte ja mere seire**. Ka hädaolukordadega toimetulek on GMES-i praeguses etapis kiiresti

käivitatav, atmosfääri ja turvalisuse tuumikteenused on aga alles ettevalmistamisel ning neid on järgnevalt vaid lühidalt iseloomustatud.

5.1. Maa seire tuumikteenus (LMCS)

Maa seire tuumikteenus (*Land Monitoring Core Service, LMCS*) on üks kolmest tuumikteenusest GMES-i teenuste paketi (*Commission of the European Communities, 2005a*), mille eesmärgiks on pakkuda võimalikult laia kasutusõigusega tehniliselt võimsat ning jätkusuutlikku alg- ja interpreteeritud andmete struktuuri, et käivitada jätkuteenuseid ja äritegevust. See tähendab, tagada regulaarne ja sõltumatu satelliitpiltide katvus üle Euroopa ning sellest arendatud maakatte andmebaas. Tuumikteenus peaks andma sisendi ka kliimamuutuste, ressursside kasutamise ja inimtegevuse mõjude mudelite loomisele.

LMCS sisaldab kolme komponenti:

- Kohalik komponent väga kõrge ruumilise lahutusega piltidelt (<2,5 m) oluliste piirkondade jaoks, uuendamisega 3-5 aastase perioodiga, mille kasutusvaldkondadeks on näiteks maakatte ja maakasutuse kaardistamine kohalikul tasandil või kiiresti muutuvates piirkondades, linnade planeerimine, kaitsealade jälgimine, ehitustegevus, müra leviku modelleerimine, liikluse kavandamine.
- Üle-euroopaline komponent hõlmab maakatte kaardistamist Euroopa piires lahutusega 20–30 m, uuendamisega 3-5 aastase perioodiga. Antud komponenti toetab EL keskkonna-, põllumajandus- ja regionaalpoliitika juurutamiseks, läbivaatamiseks ja järelevalveks (muldade kaitse, jäätmemajandus, põllumajandus, hüdroloogilised kaardid); samuti rahvusvaheliste kokkulepete ja aruandluskohustuste täitmiseks; maakatte ja maakasutuse inventuuride läbiviimiseks liikmesriikides.
- Globaalne komponent põhineb madala või mõõduka lahutusega piltidel (1 km – 250 m) peaaegu reaajas ning see katab globaalsed biofüüsikalised parameetrid Euroopa Liidu koostööpoliitika ja rahvusvaheliste kokkulepete täitmise toetamiseks ja jälgimiseks. Globaalne komponent on peamine GMES-i panus GEOSS-i.

Maapinna keerukus ja kasutusvaldkondade mitmekesisus teeb LMCS-st väga ambitsioonika teenuse, siiski on sellel üks lihtne peaesmärk: saavutada järk-järgult seisund, kus strateegiliselt oluline maakasutuse/pinnakatte informatsioon on alati ajakohane ja kättesaadav. Väga kõrge ruumilise lahutuse tagamiseks kasutatakse ka ortofotograafia ja *in situ* andmeid, mis tehakse kättesaadavaks INSPIRE kaudu.

LMCS põhineb juba olemasolevatel komponentidel, milles ka Eesti vastavad asutused osalevad: CORINE (*The Co-ordinated Information on the European Environment programme, 1985*) (vt <http://reports.eea.europa.eu/COR0-landcover/en>), põllumajanduse seire programmid, liikmesriikide maakasutuse inventuurid ning teadus- ja arendusprojektid. Sellise tegevuse kaudu realiseeritakse keskkonna, kaardistamise, põllumajanduse, metsanduse, regionaalse planeerimise ja erasektori ekspertide optimaalne sünergia.

Maakatte kaardistamine Euroopa piires (üle-euroopaline komponent) jätkab CORINE maakatte inventuuri traditsioone 1990. ja 2000. aastast. EEA ja keskkonnaandmete kasutajate võrgustiku EIONET (*European Environmental Observation and Information Network*) eestvedamisel on 2006-2008 GMES FTS eelprojekti raames kokku lepitud, et andmebaasi lisatakse ka parema ruumilise ja ajalise katvusega kaardistamise andmed ehitusalade ja metsade kohta. Kaugemaks eesmärgiks on üle minna praeguselt CORINE kaardistusühikult (25 ha, 5 ha muutuste korral) 1 ha või veelgi suurema lahutusega ühikule.

Tabelis 1 näidatud eesmärkide saavutamiseks on arendusfaasis vaja leida lahendus mitmetele tehnilistele ülesannetele:

- automaatne ja üldistav maakatte klassifitseerimise tehnika üle-euroopalisel skaalal; maakatteklasside kehtestamine, eelklassifitseerimise tehnikad (spektraalklassid vee, pilvede jne jaoks);
- erinevate ajaliste perioodide ja sensorite piltide kombineerimise tehnikad, et paremini eristada maakatte klasse;
- muutuste leidmise vahendid, mis vähendaksid andmete pidevat ümbertöötlemist.
- üldised valideerimise meetodid üle-euroopalisel tasemel;
- tehnikad liikmesriikide maakatte/pinnakasutuse kaartide kokkusobitamiseks üle-euroopalisteks kaartideks.

Tabel 1. Maa seire tuumikteenuse esmased tulemid.

Tulemid	Ruumiline lahutus	Perioodilisus
ÜLE-EUROOPALINE KOMPONENT		
Orto-kujutised	20–30 m	3–5 aastat
Euroopa mosaiikkujutis	20–30 m	
Maakatte kaardistamine Euroopa Liidu tasandil (niipalju kui võimalik kooskõlas rahvuslike maakasutuse/pinnakatte kaartidega)	Eesmärk: ligikaudu 20 klassi 1 ha (või vähem): • ehitusalad, sh pinnase hävimise tase • metsad, laialehiste ja okasmetsade eristamine	
Maakatte muutused EL tasandil	20 klassi 1 ha (või vähem)	
KOHALIK KOMPONENT		
Linnade orto-kujutised	<2,5 m	3 aastat
Linnade mosaiikkujutised	<2,5 m	
Linnade atlas (30–500 linna)	23 klassi, 0,25 ha (kõigi tehispindade jaoks)	
Maakatte muutused	0,25 ha	

CORINE maakatte klassifikatsiooni (CLC) kohandamisel Eesti oludesse (Corine Eestis – kogumik trükkimisel) lähtuti märgalade liiga üldisest definitsioonist CLC-s, ning Eesti looduse omapärast. Seetõttu oli vaja mõned CLC standardse klassifikatsiooni maakattetüübid täpsustada riiklikul tasemel. Kohandatud klassifikatsiooni alusel koostatud andmebaasi kasutatakse ainult Eestis ning see üldistati EEA andmebaaside integreerimiseks. Täpsustatud definitsioonid on antud kolmele klassile: üleminekulised

metsaalad, sisemaised märgalad, turbasood. Kõikide lisatud klasside spektraalsed ja tekstuursed omadused olid üsna kergesti satelliitkujutistel eristatavad ning nende interpreteerimine ei vajanud üldjuhul lisamaterjalide kasutamist.

Tuumikteenus on planeeritud pidevalt arenevana **temaatiliste elementide** (pinna, vesi, bioloogiline mitmekesisus, metsandus, transport, ehitised, kaevandused, ranniku erosioon, muutusetundlikud piirkonnad jne) suunas ning seostatuna **globaalsete** protsessidega.

Näiteks GMES saab oluliselt kaasa aidata kaugseire (nii satelliit- kui aerofotod) meetodite kasutamisele põllumajanduse valdkonnas, kus kaugseirel on juba pikad traditsioonid:

1. IACS (*Integrated Administrative and Control System for the Common Agricultural Policy*) programmi raames:
 - Kruntide identifitseerimise süsteem 0,5–1 m lahutusega ortofotodelt (uuendamine 5 aastase perioodiga), kruntide piiride graafiline kiht ja lisaandmed (krundi ID, maakasutus ja pindala).
 - Pindalapõhiste toetuste aastased kontrollid. Kasutatakse nii kõrglahutusega satelliidi- kui aerofotosid (saagiperioodi pildid), et kontrollida deklareeritud saagi ja pindala õigsust. Seda tegevust finantseerivad liikmesriigid ise, Euroopa Komisjon tagab satelliitpiltide hankimise.
2. Põlluviljade saagikuse prognoosiks kaugseire andmete alusel on välja töötatud mitmeid indikaatoreid (lehepinnaindeks NDVI, FAPAR jne), mis arvutatakse operatiivselt ja esitatakse perioodiliste koonditena. Oluline on seejuures sisendandmete pideva ja ühtlase voo tagamine, mis on võimalik vaid GMES-i teenuste kaudu.
3. Põllumajandusstatistika. Satelliit- ja aerofotod on kasutusel statistiliste analüüside tegemisel, mille abimaterjalid pärinevad fotodelt andmebaasist LUCAS 1999–2007 (EUROSTAT pilootprojekt 2001. a. „*Land Use/Cover Area frame statistical Survey*”). 2006. aastal oli statistilisi punkte üle Euroopa 180 000.
4. Põllumajanduskeskkonna indikaatorite väljatöötamine EEA poolt, kasutades LUCAS ja CORINE andmebaase.
5. Maaelu areng. Kaugseire ja CORINE andmeid kasutatakse vähearenenud piirkondade ja kõrge loodusliku väärtusega piirkondade põllumajanduse jälgimiseks ning muutuste kindlakstegemiseks.

GMES globaalne komponent on mõeldud kasutuseks nii EL kui **ülemaailmsetes rakendustes** nagu maakatte ja metsa muutused, looduslikud süsiniku vood maa ja atmosfääri vahel, saagikus ja toiduvarude kindlustamine. Peaaegu reaajas on võimalus kindlustada GMES-i abil **globaalsed andmerekad järgmistes valdkondades**:

- mullastiku ja taimkatte parameetrid (maakate, lehepinnaindeks, taimestiku katvus, põlengupiirkonnad, pinnapeegeldus jne);
- kiirgusparameetrid (albeedo, pinnatemperatuur, kiirgusvood);
- veeparameetrid (pinnase niiskus, aurumine jne).

5.2. Mere tuumikteenus

Mere tuumikteenuse (MCS) eesmärk on teha kasutajatele kättesaadavaks ja järjekindlalt tagada üldiste teenuste võrgustik, mis on vajalik ookeani seisundi hindamiseks, prognoosimiseks ja jälgimiseks ning kiirendada kaugseire rakendusi spetsiifilistes keskkonna ja turvalisuse aspektides nii globaalselt kui ka Euroopas piirkondlikult. Selleks on vajalikud vaatluste pikad aegread, et defineerida merekeskkonda iseloomustavaid suundumusi ja kõrvalekaldeid ning saada baasinfot merekeskkonna efektiivseks majandamiseks eriti just globaalsete kliimamuutuste tingimustes.

MCS lähtub vastavatest riiklikest ja Euroopa poliitikatest, rahvusvahelistest lepetest (*Marine Environmental Strategy, Green paper on Marine Policy* jms), Euroopa ja rahvusvaheliste agentuuride vajadustest (lisaks ptk 5.1 nimetatutele ka ICES – *International Council for the Exploration of the Sea, WCRP – World Climate Research Programme*) andmete, informatsiooni ning keskkonnaindikaatorite järele nii kohalikul kui globaalsel tasandil.

MCS moodustab osa süsteemist (joonis 2), mis tegeleb erineval viisil hangitud andmetest ettevalmistatud informatsiooniteenustega, et rahuldada lõppkasutajate vajadusi merede ja ookeanite seisundi ja dünaamika osas. MCS pakub selliseid teenuseid kasutajatele, kes omakorda kombineerides neid muude, sh sotsiaalmajanduslike andmetega saavad välja arendada spetsiifilisi jätkuteenuseid järgnevatel valdkondades:

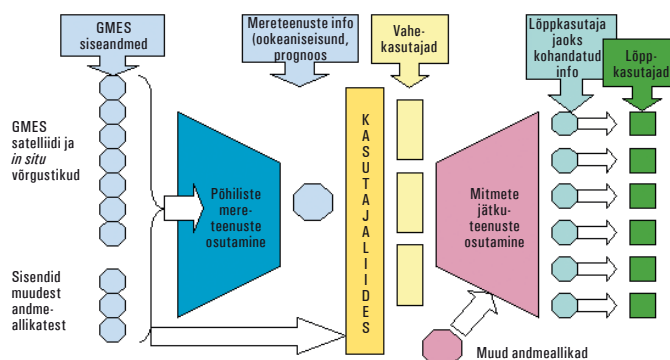
- parem ookeaniressursside kasutamine ja korraldamine (nafta- ja gaasitööstus, kalandus);
- meretranspordi, laevanduse ja mereväe turvalisuse ja efektiivsuse suurendamine;
- keskkonnakahjustuste ja saastekriiside (üliireostus, mürgiste vetikate vohamine jne) ettenägemine ja mahendamine;
- mereteadus (sh parem arusaamine ookeanidest-meredest kui süsteemidest, ookeanikliima varieeruvus);
- ilmaennustused;
- spetsiifiliste teenuste juurutamine rannikute planeerimiseks ja haldamiseks, toetus probleemide (üleujutused, erosioon) lahendamiseks.

Tuumikteenuse töötlusahel sisaldab viit komponenti:

- andmete kogumine kosmoseinfrastruktuuride maapealsetest tugijaamadest ja *in situ* võrgustikest;
- andmete kogumine atmosfääri kohta (tuul, temperatuur, kiirusvood) rahvuslikest meteoroloogiateenistustest ja ECMWF-st (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*);
- kvaliteedi suhtes kontrollitud andmete ühendamine temaatilistesse andmebaasidesse (näiteks soolsuse profiilid, veepinna temperatuur jne), mis võimaldavad genereerida ulatuslikumaid andmebaase edaspidiseks kasutamiseks, analüütilisteks tegevusteks ja ühitamiseks globaalsete mudelitega. Suures osas peaks sellised andmebaasid formeeruma reaaliajaks;

- Käituda numbrilisi ookeanimudeleid peaaegu reaajas ning assimileerida tulemused temaatiliste andmetega prognooside ja analüüside genereerimiseks, nende protseduuride tsükliline läbiviimine varasemate prognoosidega ühildamiseks ja pidev kohandamine uute operatiivsete andmetega. Võimalus tagasiulatuvate analüüside teostamiseks;
- Tulemite ettevalmistamine vahetasandi teenusteks (joonis 2).

Kosmoseinfrastruktuur, mis on vajalik MCS teenindamiseks, peab tagama järjepideva ja meetoodiliselt kontrollitud andmete voo. Selleks on soovituslik luua satelliitide seeria ja mitte panustada ühe spetsiifilise instrumendi või satelliidi väljatöötamisele. Prioriteetseks loetakse suure täpsusega altimeeter-süsteemi kliimarakendusteks. Vee kvaliteedi mõõtmiseks sobib praeguse MERIS sensori analoog (Sentinel 3), mis tagaks ka andmete pikema aegrea. Õlilaikude ja jää seireks on prioriteetne radarsatelliitide kasutamine (Sentinel 1) lisaks RADARSAT-ile. Olemasolevate andmete paremaks ärakasutamiseks tuleb luua laialdased ja töökindlad seosed EUMETSAT ookeani ja merejää andmebaasidega.



Joonis 2. Mere tuumikteenuse põhimõtteskeem.

Esmane MCS teenuste pakett realiseeritakse perioodil 2009–2011 7. raamprogrammi projekti *MyOcean* kaudu. Selle projekti alusel on numbrilise modelleerimise sisuline tegevus jaotatud erinevate seire- ja prognoosikeskuste vahel: Globaalne, Arktiline, Põhja-Atlandi, Läänemere ning Vahemere keskus. Tulemitena tekkivate merekarakteristikute esmane nimekiri on koostatud vastavalt GOOS (*Global Ocean Observing System*) soovitudele: geofüüsikalised parameetrid (meretase, veepinna kõrgus, temperatuur, soolsus, hoovused, pinnatuuled, lained, merejää ulatus, kontsentratsioon, paksus, liikumine), biofüüsikalised parameetrid (päikesekiirguse nõrgenemiskoeffitsient või esmased optilised omadused); biokeemilised parameetrid (klorofüll α , lahustunud orgaaniline aine, lahustunud hapnik, pCO_2); teatud tingimustel ja vajadusel ka põhjataimestik, setete koostis, õlilaigud, saasteindikaatorid. Need parameetrid on olulised väga erinevates merega seostuvates valdkondades (tabel 2).

5.3. Hädaolukordadele reageerimise tuumikteenus (ERCS)

Tsunamikatastroof 2004. aastal Aasias tõi veenvalt esile, kui oluline on kindlustada Euroopa ja teiste riikide võimekust reageerida kriisidele ja hädaolukordadele, mis on tingitud loodusnähtustest, tehnoloogilistest õnnetustest või inimtegevuse tagajärgedest (Commission of the European Communities, 2005b). Humanitaarabi osutatakse väljaspool Euroopa Liidu territooriumi, peamiselt arengumaadele loodusõnnetuste või muude komplekssete hädade korral. Tsiviilkaitse abi pakutakse nii Euroopa Liidu sees kui väljaspool looduslike ja tehnoloogiliste katastroofide korral. Hädaolukordadele reageerimine peaks olema proportsionaalne katastroofi ulatusega. Traditsiooniliselt jaotatakse need kohalikeks, piirkondlikeks, riiklikeks, üle-euroopalisteks ning globaalseteks õnnetusteks, mis nõuavad siis ka vastaval tasemel reageerimist. Kriiside korral peavad mõnikord riiklikud, mitteriiklikud, militaarsed ja rahvusvahelised organisatsioonid tegutsema koos erinevates kultuurilistes tingimustes määratlemata aja vältel. Kõige olulisem on seejuures kindlustada infovoog, et õiged inimesed saaksid õigel ajal vajalikku informatsiooni. Võtmetehnoloogiate (veeb, miniatuurised jälgimis- ja salvestusvahendid, satelliitide ja -pildid) kasutamine on viimasel 15 aastal oluliselt muutnud ühiskonna reageerimist kriisilukordadele.

Tabel 2. Rakendused ja valdkonnad, milles meretuumikteenus võib osutada laiemalt kasulikuks.

Valdkond	Tulem	Vaheastme kasutajad	Lõppkasutajad
Kliimauuringud	Kompleksne vaatluslik andmebaas koos mudelanalüüsidega	Kliimauurimise keskused	Kliimamuutustega seotud poliitilised otsustajad, ookeani- ja kliimateadus
Merekeskkonna kaitse	Seisundi ja mõju andmed ning vastavad indikaatorid	EEA, OSPAR, HELCOM, riiklikud keskkonnaagentuurid	Avalikkus, poliitikud, <i>DG Environment</i>
Ilmaennustused	Esmased ookeani tingimused, analüüsid	ECMWF, rahvuslikud meteoteenistused	Põllumajandus, kindlustus, energia, transport, tsiviilkaitse, teadus
Mereohutus	Suure lahutusega jää/ mere seisund, hoovuste prognoosid	Rahvuslikud meteoteenistused, okeanograafiateenistus, mereohutuse agentuurid, meretransport, tööstus	Otsingu ja päästetegevus, objektide jälgimine, identifitseerimine, ekstreemsete olukordade ennetamine, meretransport
Kalandus	Füüsikalised tingimused, eelneva perioodi analüüs	Rahvuslikud mere ja kalandusinstituutsioonid	ICES, <i>DG Fisheries</i> , kalamajandus, teadus
Laevandus, rannikutööstus	Suure lahutusega jää/ mere seisund, hoovuste prognoosid, analüüsid	Teeninduskompaniid	Tegevuse toetus, laevade juhtimine, struktuuri loomise kriteeriumid, riskianalüüs, EMSA (European Marine Safety Agency)
Õlireostusega toimetulek	Temperatuur, tuul, lained, hoovused	Reostuse likvideerimise eest vastutavad agentuurid, EMSA	Mõjutatud ranniku elanikkond, äritegevus
Tsiviilkaitse	Temperatuur, tuul, lained, hoovused	Toll, piirivalve	Politsei, immigratsiooni agentuurid
Mere ökosüsteemid	Piiri- ja lähetingimused, spetsiifilised tulemid	Rahvuslikud seire- ja ennustussüsteemid	Rahvuslikud kekkonna- ja mereagentuurid, veedirektiivi aruandlus, ranniku majandamine

Hädaolukordadele reageerimise tuumikteenus ERCS keskendub kiirele kaardistamise ja hinnangu teenustele, pakkudes:

- toetust tsiviilkaitse ja päästeteenistustele;
- geoinfot ja andmebaase (kombineerituna erinevatest allikatest, k.a kaugseire) katastroofiirkonna kohta;
- hinnanguid juhtumile ja selle mõjudele;
- hinnanguid seirevahenditele ja -võimalustele kriisi ajal;
- väljatöötatud lahendusi ja teenuseid.

5.4. Atmosfääri tuumikteenus (GAS)

Atmosfääri tuumikteenuse GAS eesmärk on pakkuda kooskõlastatud informatsiooni atmosfääriga seotud näitajate kohta: õhu kvaliteet, kliimamuutused ja seda mõjutavad tegurid, osoon stratosfääris ning päikesekiirgus. Selleks koondatakse andmed kosmosest ja kontaktmõõtmistest (mõõtmised peaaegu reaajas, ajaloolised- ja lisaandmed), nende analüüs ja prognoosid, tagatakse vajalike tulemite genereerimine, jaotamine ja pikaajaline säilitamine.

Teenuse tulemiteks on:

- standardiseeritud andmed Euroopa kohta, millel põhinevad jätkuteenused;
- informatsioon, mis on vajalik pilditöötluste hindamiseks;
- atmosfääri igapäevane analüüs erinevates aja ja ruumi skaalades;
- informatsioon atmosfäärisaaste globaalse leviku kohta;
- õhukvaliteedi mudelite alg- ja piiritingimused Euroopa ülevaadete jaoks;
- kasvuhoonegaaside, aersooli ja gaaside (osoon) pidev seire.

Pakutavad teenused vastavad Euroopa keskkonnapoliitika vajadustele prioriteetsetes suundades nagu Maa seire arendamine ja tulemuste laialdasem kasutamine inimeste hüvanguks. Üheks soovitavaks tulemuseks on saavutada õhu kvaliteedi selline tase, mis ei mõjutaks oluliselt negatiivselt inimeste tervist ja keskkonda ning õhu kvaliteedi hindamine ja kasvuhoonegaaside sh õhusaaste seire koos vastavate indikaatorite väljatöötamise ning avalikkuse informeerimisega tulemustest. GAS tulemused võimaldavad leevendada kliimamuutusi ja nende mõju inimkonnale, hoogustada regionaalsete kliimamudelite loomist ja innustavad taastuvate energiaallikate kasutamist. GAS seob mitmeid Euroopa Liidu liikmesriike ning rahvusvahelisi ja kohalikke meteoorisatsioone EIONET, EUMETNET (*European Meteorological Network*), EUMETSAT (*European Organisation for the Exploitation of Meteorological Satellites*) jt.

Jätkuteenused peaksid arendama atmosfääri tuumikteenuse GAS tulemeid edasi vastavalt kohalikele erivajadustele, põhinedes piiritingimustel, mis tulevad GAS-ist.

Praeguseks on mitmed organisatsioonid juba välja arendanud head teenusekomponendid, mis katavad ka planeeritavaid GMES-i teenuseid, ning mitmed vastavad projektid on lõppjärgus. GAS raames on vajalik nende tulemuste omavaheline kooskõlastamine, ning teadustulemustelt operatiivsete teenusteni jõudmine koos vajalike kvaliteedihinnangutega.

5.5. Turvalisuse ja julgeoleku tuumikteenus

Keskkonnaseirega seotud teenused on siiani olnud suurema tähelepanu all kui turvalisuse aspekt. Siiski identifitseeriti 2002. aastal Euroopa Komisjoni ja ESA koostööna neli kasutajate gruppi, kelle jaoks on oluline tsiviil- ja militaarrakenduste kooskasutuse võimaluste leidmine:

- tsiviilkaitse ja otsingu- ning päästeorganisatsioonid Euroopa piires ja territoriaalvetes nii looduslike kui inimtegevusest põhjustatud õnnetuste, tulekahjude, üleujutuste ja mereõnnetuste likvideerimisel;
- riiklikud osakonnad, rahvusvahelised ja valitsusvälised organisatsioonid väljaspool Euroopa Liitu, kelle ülesanneteks on humanitaar - ja arenguabi korraldamine;
- politsei, piirivalve ja tolliamet, kes tegelevad terrorismi ja organiseeritud kuritegevuse vastu võitlemisega;
- kaitseorganisatsioonid ja lahingujõud, kes osalevad pääste- ja kriisijuhtimise ning rahvusvahelise rahu tagamise ülesannete täitmisel.

Ühisteks tegevusteks on varajane hoiatamine ning adekvaatne ettevalmistus kriisi korral. Kiire hoiatusega peaks kaasnema ka katastroofi ulatuse kindlaksmääramine ja ressursside kiire mobiliseerimine. Sageli on vajalikud piisavad eelteadmised ja võimekus meetmete rakendamisel kaugetes piirkondades puudulike kaartide, halva side ja purunenud infrastruktuuride tingimustes. Sel juhul on eelkõige vajalikud spetsiifilised kaardid taustinformatsiooniga, et hinnata kultuurilisi, geograafilisi, klimatoloogilisi jms iseärasusi, aga ka rahvastiku jaotust, veeresursse ning infrastruktuuride purustusi.

VI GMES-iga seonduvad tegevused Eestis

GMES-i üheks eesmärgiks on koondada osalevate riikide võimalused ning ühise tegevuse kaudu realiseerida teadlaste, avalikkuse ja erasektori ekspertide optimaalne koostöö. Eesti panustab seireprogrammide kaudu juba praegu mitmetesse tegevustesse, mis tulevikus arenevad GMES-i komponentideks nagu *in situ* infrastruktuuri haldamine ja andmed, maaseire ja mereseire (Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus); põllumajanduse seire programmid (Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Amet), maakasutuse inventuurid, kaardistamine (Maa-amet, Veeteede Amet), meteoroloogia ja ilmaprognoosid (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut). EL 7. raamprogrammi kaudu on finantseeritud mere tuumikteenuse projekt *MyOcean*, milles osaleb partnerina Tallinna Tehnikaülikool. Paljud teadus- ja arendusprojektid Tartu Observatooriumis, Tartu Ülikoolis, Tallinna Tehnikaülikoolis ja Eesti Maaülikoolis (tabel 3) käsitlevad nii kaugseire meetodite arendamist kui ka satelliitkaugseire kasutamist metsade, maastike ja kliimamuutuste jälgimisel.

CORINE maakatte andmebaasi koostamist on koordineerinud Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, kelle partneriteks on olnud Eesti Kaardikeskus ja AS Regio. CORINEi kasutajate ring hõlmab nii riigiametnikke, teadlasi kui ettevõtjaid kaardistamise, merenduse, põllumajanduse, metsanduse ja looduskaitse valdkondadest. CORINE andmebaasil on praeguse seisuga registreeritud 21 kasutajat

teadus- ja uurimisasutustest, 16 riigiasutust ja maavalitsust ning 9 kartograafia ja GIS-iga tegelevat äriühingut.

Keskonnaministeeriumi poolt juhitud riiklik seireprogramm sisaldab praegu mitmeid allprogramme, mis kasutavad otseselt kaugseire meetodeid ja andmeid: eluslooduse seire ja maastike seire alamprogrammi all on **maastike kaugseire** ning rannikumere alamprogrammi all **rannikumere kaugseire, lisaks kaugseire arendustööd**.

Maastike kaugseire programmi alustati juba 1996. aastal. Programmi eesmärgiks on täiendada olemasolevat eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire programmi kaugseire meetodite kasutamisega seal, kus see on otstarbekas, nagu näiteks kõnnumaa, rabade ja soode maastikulise mitmekesisuse, metsade lageraialade ning suurjärvede roostike seire.

Rannikumere kaugseire on riikliku seireprogrammi osa alates 2005. aastast ja seda teostatakse Tartu Ülikooli Eesti mereinstituudi poolt. Programmi põhieesmärgid on välja töötada ja rakendada meetodid Läänemere ning suurte järvede vee omaduste määramiseks, põhjataimestiku katvuse ja liigilise koosseisu hindamiseks ning sinivetikate õitsengute tuvastamiseks.

Kaugseire arendustöödega on tegelenud Tartu Observatooriumi taimkatte töörühm ja Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut. Selle käigus on täiendatud taimkatte kaugseire metoodikat ja töötatud välja tarkvara, mis võimaldab hinnata vabalt valitud satelliidipildi elemendi takseertunnuseid statistiliseks metsainventeerimiseks (kNN-meetod). Andmetena kasutatakse seejuures nii kontaktmõõtmisi kui ka mitmesuguste satelliitsensorite pilte. Samuti arendatakse edasi aastail 1996–2002 läbiviidud keskmisemõõtkavaliste satelliitpiltide põhjal teostatud maastike kaugseire metoodikat.

Suurepärane näide, kus teadusasutused ja ettevõtlus teineteist täiendavad, on õlireostuse tuvastamise rakendusuringu „Mere õlireostuse varase avastamise ja leviku prognoosi tehnoloogia” finantseerimine Eesti Ettevõtluse Arendamise Sihtasutuse poolt. Projektis on partneriteks Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut ja lidarsüsteeme arendav ettevõtte Laser Diagnostic Instruments AS ning kasutajaks piirivalveteenistus, kelle ülesandeks on reostus tuvastada ning käivitada ka vastav edasisine tegevus reostuse likvideerimiseks. Õlireostuse tuvastamiseks satelliidipõhiste meetoditega (radarsatelliitide pildid) teeb piirivalveteenistus koostööd ka EMSA-ga ning Soome kolleegidega.

Eesti teeb koostööd või on liitunud ka mitmete rahvusvaheliste organisatsioonidega, kes osalevad samuti GMES-i ettevalmistamisel nagu EUMETSAT (kontaktausutus EMHI), EEA (kontaktausutus Keskonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus), Eurographics (kontaktausutus Maa-amet). 2007. aastal sõlmiti koostööleping ESA-ga (kontaktausutus Ettevõtluse Arendamise Sihtasutus). Haridusministeeriumi ekspertide kaudu osaleb Eesti ka GMES-i Nõuandvas Kogus ja Kõrgetasemelise Kosmosepoliitika Töögrupi töös. Praeguseks on Eesti liitunud ka GEO-ga (kontaktausutus Keskonnaministeerium).

Tabel 3. GMES teenustega seonduvad teadusprojektid Eesti teadusasutustes

Teadusprojekt	Teadusasutus
Optiliselt keerukate looduskeskkondade kaugseire	Tartu Observatoorium
Eesti metsade produktiivsuse monitooring satelliitkaugseire abil	Tartu Observatoorium
Hüperspektraalsete ja mitme vaatenurga alt mõõdetud kaugseireandmete kasutamisevõimalused metsa struktuuri hindamiseks	Tartu Observatoorium
Satelliitkaugseire meetodite arendamine Eesti optiliselt mitmekomponendiliste veekogude uurimiseks	Tartu Observatoorium
Õhusamba veeauru ja aerosooli sisalduse uurimine	Tartu Ülikooli füüsika instituut
Maastike aineriingi muutuvates kliima- ja maakasutuse tingimustes ning selle ökotehniline reguleerimine	Tartu Ülikooli maateaduste ja ökoloogia instituut
Ranna- ja sisevete optika ning kaugseire	Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut
Eesti rannavete põhjataimestiku kaardistamine kaugseire meetoditega	Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut
Ionisatsiooni ja saastegaaside osa klastrite ja nanomeeterosakeste tekkimisel ning evolutsioonis atmosfääriõhus	Tartu Ülikooli füüsika instituut
Numbrilise ilmaennustuse arendamine õhukeskkonna prognooside suunas	Tartu Ülikooli füüsika instituut
Kliima ja elustiku arengu seosed Baltika kontinendil Ordoviitsiumis ja Siluris paleontoloogilistel ja isotoopgeoloogilistel andmetel	Tartu Ülikooli maateaduste ja ökoloogia instituut
Holotseeni kliimamuutuste ja keskkonnaseisundi kvantitatiivne rekonstrueerimine	Tartu Ülikooli maateaduste ja ökoloogia instituut, Tartu Ülikooli geoloogia instituut
Eesti kliima kõikumiste ja muutumiste põhjuste analüüs lähtudes suuremõõtmelisest atmosfääri tsirkulatsioonist ja kasutades regionaalset kliimamudelit	Tartu Ülikooli maateaduste ja ökoloogia instituut
Fenoloogiliste trendide seosed keskkonnategurite muutustega Eesti näitel	Tartu Ülikooli maateaduste ja ökoloogia instituut
Jääkarakteristikute sünoptiline muutlikkus Soome lahes kasutades kaugseire ja numbrilise modelleerimise meetodeid	Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut
Läänemere vee- ja ainevahetusprotsessid muutuvate välismõjude tingimustes	Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut
Jääkate ja rajalähedased lained looduslikes veekogudes: numbriline modelleerimine	Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut
Kohtspetsiifilise informatsiooni põhised statistilise dünaamika meetodid põllunduslikes tootmistehnoloogiates ja looduses	Eesti Maaviljeluse Instituut
Tugevnenud tormisuse ja mererandade arengu aktiveerumise seosed Eestis	Tallinna Ülikooli ökoloogia instituut

Kasutatud kirjandus

Commission of the European Communities, 2004. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Global Monitoring for Environment and Security (GMES): Establishing a GMES capacity by 2008 - (Action Plan (2004-2008)) Brussels, 3.2.2004 COM (2004) 65 final.

Commission of the European Communities, 2005a. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Global Monitoring for Environment and Security (GMES): From Concept to Reality. Brussels, 10.11.2005 COM(2005)565 final.

Commission of the European Communities, 2005b. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of Regions. Reinforcing EU Disaster and Crisis Response in third countries. Brussels. 20.4.2005 COM(2005)153 final.

Commission of the European Communities, 2007. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. European Space Policy. Brussels, 26.4.2007 COM(2007) 212 final.

European Commission, 2007. Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE). OJ L 108, 25.4.2007, p 1

OECD, 2005. Space 2030: Tackling Society's Challenges. OECD Publishing. 334 pp. ISBN: 9789264008328

Pilvisuse kliimaatiliste muutuste mõju kaugseire oodatavale tulemuslikkusele Eestis

Tagasi sisukorra juurde

Kalju Eerme

Tartu Observatoorium

Kokkuvõte

Käesolevas töös vaadeldakse, kui palju esineb Eestis kaugseireks sobivat ilma ja kui suured on erinevused aastate lõikes nii aasta kohta kui sesoonselt. Kaugseireks sobivateks ilmadeks on loetud ilmad, mil keskpäevased kaks tundi on pilvitud. Aastate võrdluses on erinevused kaugseire tingimustes märgatavad. Seejuures on kogu aasta ulatuses need võimalused viimasel kahekümnel aastal pigem halvenenud, seda eriti talvisel poolaastal. Suvisel ajal on tingimused paremad kõrgrõhkkondade domineerimise perioodidel. Kuiva maapinna tõttu tekib vähem rünkpilvi ja ka kiudpilvede hulk osutub tihti väiksemaks. Head kaugseire tingimused esinevad sageli mitmel päeval järjest. Samuti võivad need võimalused mõne aasta või sesooni jooksul täiesti puududa.

Võtmesõnad: *kaugseire, pilved, pilvisus, meteoroloogia, atmosfäär, päikesekiirgus*

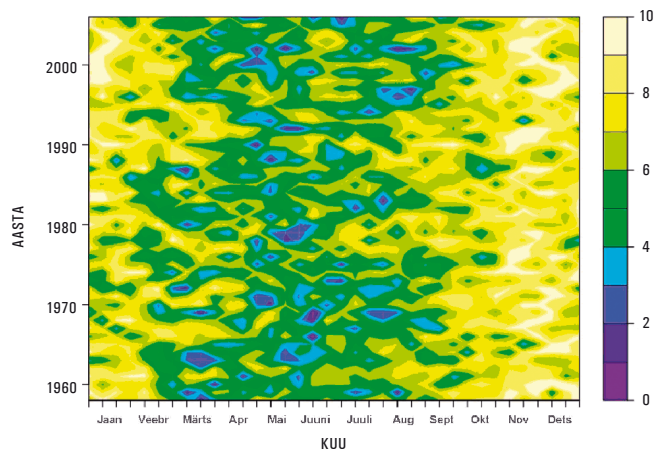
I Sissejuhatus

1950ndatel aastatel ja hiljemgi viidi seoses uute astronoomiaobservatooriumide rajamisega paljudes piirkondades läbi astrokliima uuringuid. Eesmärgiks oli hinnata tähtede ja muude taevaste objektide vaatlemise võimalusi ja tingimusi. Kaugseire puhul toimuvad vaatlused vastupidises suunas, kuid atmosfäärist tingitud piirangud on üsna sarnased ja analoogiliselt astrokliimaga võiks rääkida ka kaugseirekliimast. Maapinna kaugseiret kosmosest on rakendatud alates 1972. aastast, mil saadeti orbiidile USA spetsiaalne satelliit Landsat-1 (esialgne nimi ERTS-1). Aja jooksul on oluliselt paranenud aparatuuri lahutusvõime ja kasvanud spektraalkanalite arv. Tehnilised edusammud on suurendanud kaugseire meetodite informatiivsust loodusteaduslike ja inimtegevuse praktikasse kuuluvate ülesannete lahendamisel. Vähemalt optilise kaugseire jaoks ei ole kõik geograafilised regioonid võrdväärsetes tingimustes. Andmete saamine on siin võimalik vaid pilvitu taeva korral. Paljud kaugseire meetoditega jälgitavad maakasutuse muustrid ja taimkatte liigid maismaal eristuvad üksteisest kõige paremini taimestiku teatud fenoloogilistes faasides. Teatud objekte on kergem eristada siis, kui lumi on maas. Mere ja järvede puhul eristuvad külmal aastaajal jääkatte ja soojal aastaajal vetikate õitsemise ilmingud. Paraku iga kord ei lange parimad vaatlustingimused ja soodsad ajad huvialuste objektide kohta informatsiooni kogumise osas kokku. Madalad ja keskmise kõrgusega pilved välistavad kaugseire andmete saamise nende all paikneva maapinna kohta. Ka kiudpilvede esinemine võib andmeid oluliselt moonutada. Järgnevalt on vaadeldud madalate ja keskmise kõrgusega pilvede ning kiudpilvede esinemise muutumist Eestis

ajavahemikul 1958–2007 ja nende mõju kaugseire võimalustele alates 1972. aastast. Kasutatud on Tartu-Tõravere meteoroloogiajaamas kogutud pilvisuse tunnise intervalliga vaatlusandmeid, mis on olemas alates 1958. a. Loodetavasti on umbes sarnaseid tingimusi oodata ka lähitulevikus.

II Madalad ja keskmise kõrguse pilved

Madalate ja keskmise kõrgusega pilvede esinemise korral on nende all olev maapind kaugseirele kättesaamatu. Siin ja edaspidi on tuginetud EMHI Tartu-Tõravere meteoroloogiajaamas tunnise intervalliga registreeritud pilvisuse andmetele. Eesti kiirguskliima teatmikus Viive Russaku toodud andmetel on taevast Tõravere kohal keskmiselt vähem pilves kui Eesti mõnede teiste regioonide kohal ja mõnevõrra rohkem pilves kui Saaremaa, Hiiumaa ja Muhumaa kohal (Russak, 2003). Erinevused tulenevad tõenäoliselt pilvede kohaliku tekke erinevatest tingimustest. Et kosmosest registreeritud pildid katavad tavaliselt suurema osa Eestist, siis võiks Tõravere pilvisuse andmeid pidada kogu Eesti seiretingimuste suhtes piisavalt adekvaatseteks. Loomulikult on maapinnalt ja kosmosest vaadatuna pilvkatte kvantitatiivsed karakteristikud mõnevõrra erinevad, kuid vaatlusvõimaluste ei-jah vormis hindamise puhul ei ole see erinevus määrava tähtsusega. Joonisel 1 on antud madalate ja keskmise kõrgusega pilvede summa aastatel 1958 kuni 2006, keskmistatuna üle 10-päevakute.



Joonis 1. Üle kümne päeva keskmistatud madalate ja keskmise kõrguse pilvede hulga käitumine aastatel 1972–2007.

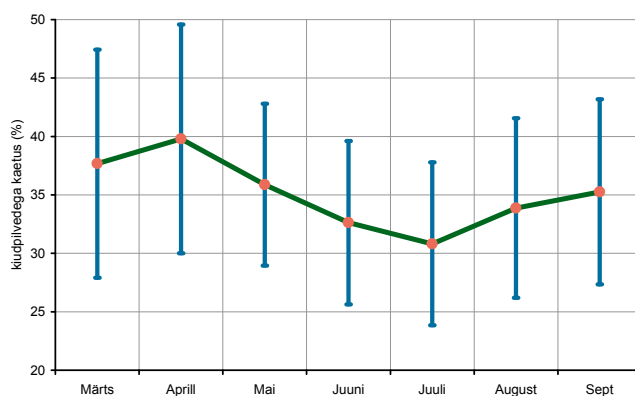
Silma hakkavad küllalt suured aastast-aastasse korduvad erinevused. Üldiselt on teada, et aasta lõpukuud ning ka jaanuar-veebruar osutuvad ülejäänud kuudest pilvisemateks. Keskmiselt kõige vähem pilvi on mais-juunis. Külmal ajal lumistel talvedel on päikeselised ilmad sagedasemad ja kevaded tihti samuti päikeselised. Soojad talved on rohkem pilves. Kõrgrõhkkondade domineerimisega päikeseliste suvede järel kestavad

päikeselised ilmad ka sügisel kauem. Pilviste ja vihmaste suvede järel tulevad sügised pilvised ilmad sageli varem. 1960ndate keskpaigani domineerisid suhteliselt vähese pilvisusega kevaded, sealt edasi kuni 1975. aastani olid aga suved tavalisest päikeselisemad. Edasi kuni 1993. aastani on suved enamasti olnud keskmisest pilvisemad. Kevaded on 1990. aasta ümbruse soojade talvede järel samuti olnud pikaajalisest keskmisest mõnevõrra kauem pilves. Alates 1994. aastast on enamikul aastatest pilvisus ajavahemikus märtsist septembrini olnud keskmisest tagasihoidlikum, kuigi sekka on sattunud ka mõned väga pilvised ja vihmased suved, nagu olid need näiteks aastatel 1998 ja 2000. Seevastu on pimedam pool aastast olnud pilvisem kui varem.

III Kiudpilved

Kui taevast on vaba läbipaistmatust alumise ja keskmise kihi pilvedest, jäävad kaugseiret ikkagi segama kiudpilved. Osalt on need silmale nähtamatud, kuid nõrgendavad läbivat päikesekiirgust. Enamikul juhtudel aga võib nende segava mõju kvaliteetse kaugseire informatsiooni saamist takistada. Käesolevas töös on kiudpilvede segava mõju hindamisel lähtutud kahel madalamal kõrgusel esinevate pilvede poolt katmata taevaosa suurusel ja kiudpilvede endi vaadeldud hulgal. Vastavad andmed aastate 1958–2003 kohta on ka varem publitseeritud (Erme, 2004).

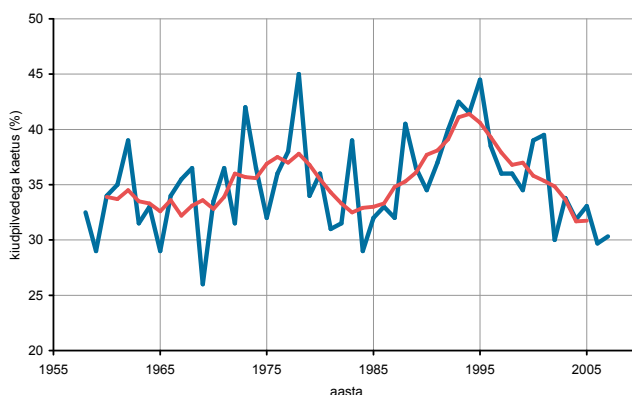
Oktoobrist veebruarini esineb madalaid pilvi nii suurel hulgal, et kiudpilvede suhtelise hulga määramine osutub võimalikuks vaid vähestel päevadel. See ei kindlusta statistiliselt usaldusväärseid hinnanguid kalendrikuu ulatuses. Märtsist septembrini esineb kiudpilvede määramiseks piisava suurusel alumistest pilvedest vaba taevaala enamusel päevadest. Välja on jäetud päevad, mil see vaba ala on päeva jooksul keskmiselt olnud alla 1 palli ehk alla 10% taevast. Võrdluseks on vaadatud ka võimalust, kui selleks alumiseks piiriks oli võetud 2 palli ehk 20% taevast.



Joonis 2. Madalatest ja keskmistest pilvedest vaba taevaala kaetus kiudpilvedega märtsist septembrini aastatel 1958–2007. Keskmine ja standardhälbe piirid.

Kiudpilvede hulga määramiseks sobivate päevade arv ja alumistest pilvedest

vabade taevaalade keskmised suurused kuude kaupa erinesid mõlemal juhul suhteliselt vähe. Kiudpilvede määramiseks kõlblike päevade arv vähenes 2 palli kriteeriumi korral 2–3 päeva võrra kuus, olles maist juulini ikkagi keskmiselt 24 päeva kuus. Vaba taevaala 1 palli kriteeriumi korral oli see päevade arv mainitud kuudel keskmiselt 26–27. Märtsis ja septembris olid keskmised päevade arvud 1 palli kriteeriumi korral 20 ja 2 palli kriteeriumi korral 18. Vaba taevaala keskmine suurus oli 2 palli kriteeriumi korral 0,5 palli võrra suurem. Mõlema kriteeriumi korral oli kiudpilvede hulga määramise päevadel vaba taevaala keskmiselt 5 ja 6 palli vahel, ehk veidi üle 50% taevast oli kiudpilvede nägemiseks vaba. Madalamatest pilvedest vaba taevaala suhteline kaetus kiudpilvedega määrati jagades päeva jooksul registreeritud keskmise kiudpilvede hulga nende nägemiseks keskmise vaba taevaalaga. Joonisel 2 on esitatud selle vaba ala kiudpilvedega kaetuse keskmine suurus protsentides märtsist septembrini, mil kiudpilved katavad keskmiselt 35% alumistest pilvedest vabaks jäävast taevaalast, seejuures keskmiselt kõige enam, 40%, aprillis ja kõige vähem, 31%, juulis.



Joonis 3. Madalatest ja keskmistest pilvedest vaba taevaala märts–september keskmise kaetuse muutumine aastatel 1958–2007.

Vaba taevaala keskmine kaetus kiudpilvedega Tõravere kohal langeb hästi kokku satelliidiandmete põhjal leitud globaalse keskmise kiudpilvede hulgaga (Wylie *et al.*, 1994). Siinkohal tuleb mainida, et teaduskirjanduses on publitseeritud ka teistest alustest lähtuvalt saadud andmeid kiudpilvede esinemise kohta. Nende hulgas on andmed pilvisuse tüüpide registreerimise suhtelise sageduse kohta kuude kaupa endise Nõukogude Liidu alade kohal (Sun, Groisman, 2000). Kuna päeva jooksul ükskõik millist tüüpi pilvede nägemise tõenäosus kalendrikuu ulatuses sõltub päeva pikkusest, siis tuleb ka kiudpilvede registreerimise tõenäosus suurim juunis-juulis, mil pikemate päevade ja vähema hulga madalate pilvede tõttu võib neid kohata vähemalt 50% päevadest. Mingit tüüpi pilvede päeva jooksul kohtamise sagedus ei iseloomusta aga üldse nende hulka taevas.

Alumistest pilvedest vaba taevaala märtsist septembrini keskmise kiudpilvedega kaetuse aastast aastasse muutumine on esitatud joonisel 3. Kiudpilved koosnevad jääkristallidest ja viimaste tekkimine sõltub temperatuurist ning niiskusest. Temperatuur ja niiskus troposfääri ülakihtides sõltuvad üldiselt suuremastaabilisest õhuvoolust ja

muutused on tihti seotud atmosfääri frontidega. Euroopa kohal esinevad kiudpilved temperatuuride vahemikus 226 kuni 243 K (s.o -47 °C kuni -30 °C) (Berton, 1999).

Eesti kohal tehtud aeroloogiliste sondeerimiste andmetel on temperatuuri poolest kiudpilvede tekketingimused praktiliselt alati täidetud (Eerme, 2004). Troposfääri ülaosa on üldiselt kuivem kestvate ulatuslike kõrgrõhkkondade ajal, mil kuivast maapinnast kerkib vähe vett atmosfääri. Kahtlustada võiks üle Eesti lendavate reisilennukite poolt emiteeritava veeauru (1,23 kg vett 1 kg põletatud kütuse kohta) panust kiudpilvede tekkesse. Vaatamata lennuliikluse intensiivistumisele pole viimastel aastatel siiski ilmnenud märgatavat kiudpilvede suhtelise hulga suurenemist.

Euroopa ja Põhja-Atlandi lennukoridoride kohal on täheldatud kiudpilvede esinemises positiivseid trende 1,6–4,7% kümnendi kohta (Stubenrauch, Schumann, 2005). Eriti suvekuudel juunist augustini on kestvamatel ilusa ilma perioodidel taeva suhteline kaetus kiudpilvedega Tõravere kohal olnud väiksem kui vihmasetel aastatel. Sellised kuivad ja vähema hulga kiudpilvedega olid varasemal ajal aastad 1959, 1963, 1969, 1972, 1975 ja viimasel ajal 1994, 1997, 1999, 2002, 2006.

Kõige ilmekam kiudpilvede keskmise hulga suurenemine ilmnis aastatel 1992–1995, mil see ulatus 20% võrra üle keskmise. Kiudpilvede hulga suurenemist nendel aastatel on märgatud ka mujal ja seda seostatakse Pinatubo vulkaani purske mõjudega. Stratosfäärist alla sadestuv väävelhappe aerosool on jääkristallide tekke kondensatsioonituumadeks.

IV Kaugseire andmete saamiseks sobivad päevad

Optilise diapasoni kaugseireks sobivad ilmad, mil keskpäeva paiku puudub pilvkate, sest enamasti on seire kavandatud just keskpäeva paiku kohalikus ajas. Kuigi väiksema keskmise pilvisuse korral võiks loota rohkem selget ilma, ei tarvitse see päris nii olla. Soojal aastaajal jõuab rünpilvede teke haripunkti just pärast keskpäeva, ja neid pilvi on jõudnud ohtralt tekkida juba keskpäevaks. Keskpäeval on selge suhteliselt harva ja sellist ilma esineb suurema tõenäosusega suhteliselt kuiva õhumassi ja kuiva maapinna korral. Järgnevalt on alates 1972. aastast ehk kosmilise kaugseire ajastu algusest loetud igas kuus kokku kaugseireks kõlbulikumad päevad. Tabelis 1 on antud iga kalendrikuu jaoks keskmine ja maksimaalne kaugseireks kõlbulike päevade arv. Need on päevad, mil kahe keskpäevase tunni jooksul on ilm pilvitu. Samuti on tabeli viimases tulbas näidatud, mitmel vaatlusalusest 36 aastast ei olnud kaugseire antud kuus ilma poolest võimalik. Mõnel juhul ei ole täielikult välistatud üksikute rünpilv- või kiudpilvede olemasolu keskpäevase tunni jooksul, sest tunnise intervalliga pilvisuse vaatlusandmed ja otsekiirguse pideva registreerimise andmed ei võimalda seda tuvastada.

Joonisel 4 on antud kaugseireks sobivate päevade arvu muutumine aastatel 1972–2007 nii tervete aastate kui aastaegade osas eraldi. Keskmiselt sobib optiliseks kaugseireks 28,7 päeva aastas ehk 7,8% päevadest. Selliste päevade maksimaalne arv 50 (13,6% päevadest) pärineb 1982. aastast, mil jaanuarist aprillini esines kokku 25 sellist päeva.

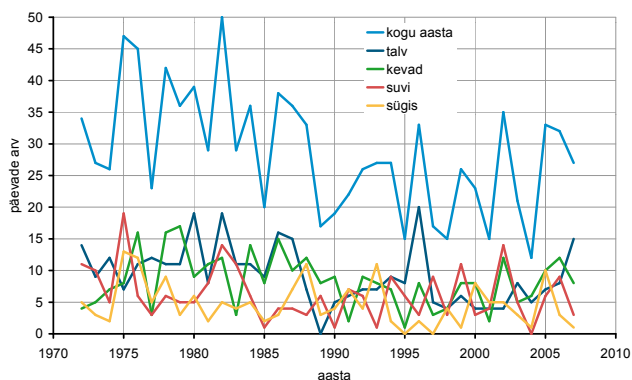
Tabel 1. Kosmosest Eesti kaugseireks kõlbulike päevade arv kalendrikuude kaupa.

Kuu	Keskmine arv	Maksimaalne arv	Mitmel aastal puuduvad
Jaanuar	2,28	6	6
Veebruar	3	9	10
Märts	4,25	14	2
Aprill	2,8	7	8
Mai	3,67	10	6
Juuni	2,61	8	11
Juuli	3,11	9	9
August	1,92	7	10
September	1,61	5	12
Oktoober	2,11	9	9
November	1,11	8	19
Detsember	1,67	6	8
Talv	9,53	20	1
Kevad	9,08	17	0
Suvi	6,64	19	1
Sügis	4,89	13	2

Paremusest järgmine kaugseire aasta oli 1975 kokku 47 päevaga, mil esines suhteliselt palju kaugseireks sobivaid päevi juunist augustini ning ka oktoobris-novembris. Kõige väiksem kaugseireks sobivate päevade arv 12 (3,3%) oli 2004. aastal, mil suhteliselt head tingimused 6 päevaga leidsid aset aprillis. Maist kuni aasta lõpuni esines ainult üks kaugseireks päris sobiv päev. Tabelist 1 nähtub, et keskmiselt esineb kaugseireks sobivaid päevi aastaajaliselt rohkem talvel (siin jaanuar–märts) ja kevadel (aprill–juuni). Kõige vähem on neid sügiskuudel (oktoober–detsember). Suvekuudel (juuli–september) on tingimused vahepealsed. Kaugseire tingimuste puudumine kogu kolme kuu ulatuses on haruldane. Seda on esinenud väga üksikutel aastatel. Jooniselt 4 võib ka näha, et enne 1980ndate lõpuaastaid on kaugseireks sobivaid päevi olnud rohkem kui viimasel kahekümnel aastal.

Kalendrikuude kaupa eraldi on kaugseire võimalused parimad märtsis ja halvimald novembris. Märtsis pole vaatlusalusel 36 aastal kaugseire ühelgi päeval võimalik olnud ainult kahel aastal, novembris seevastu koguni 19 ehk rohkem kui pooltel aastatest. Ka keskmiselt halbade kaugseire võimalustega kuudel on üksikutel aastatel olnud kaugseireks sobivaid päevi suhteliselt palju, sealhulgas novembris 1993 koguni 8 päeva. Suhteliselt sageli esinevad sobivad tingimused ka mais ja juulis ning veebruaris. Aprillis ja juunis

jäävad kaugseire võimalused naaberkuude omadele alla. Juunis pole tervenisti 11 aastal 36-st kaugseireks sobivat ilma olnud. Maapinnale langeva päikese kiirguse summa poolest on juuni seejuures kõige stabiilsem kuu. See tähendab ühtlasi, et nii eriti head kui eriti halba ilma esineb siis suhteliselt harvem kui naaberkuudel.



Joonis 4. Kaugseireks sobivate päevade arvu muutumine aastatel 1972–2007 (kogu aasta, talv, kevad, suvi ja sügis).

Kasutatud kirjandus

Eerme, K. 2004. Changes in spring-summer cirrus cloud amount over Estonia, 1958–2003. *International Journal of Climatology*, 24, 1543–1549.

Russak, V. 2003. Pilvisus. Eesti kiirkliima teatmik. H. Tooming (toimet.), EMHI, Tallinn, 59–65.

Stubenrauch, C. J., Schuman, U., 2005. Impact of air traffic on cirrus coverage. *Geophysical Research Letters*, 32, L14813, doi:10.1029/2005GL022707.

Sun, B. and Groisman, P. Y. 1994. Cloudiness variation over the former Soviet Union. *International Journal of Climatology*, 20, 1097–1111.

Wylie, D. P., Menzel, W. P., Woolf, H. M., Strabala, K. I., 2000. Four years of global cirrus statistics using HIRS. *Journal of Climate*, 7, 1072–1086.

Mehitamata õhusõidukid kaugseires Tagasi sisukorra juurde

Joel Kuusk, Andres Kuusk
Tartu Observatoorium

Kokkuvõte

Käesolev artikkel annab ülevaate mehitamata õhusõidukite kasutamisest kaugseires. Põhirõhk kaugseires on satelliitmõõtmistel, mis vajavad informatsiooni töötlemiseks ja interpreteerimiseks täiendavalt atmosfäärialuseid mõõtmisi lennuvahenditelt ja maapinnalt. Kui lagedatel aladel (rohumaad, põllukultuurid, veekogud jne) ja väiksemate pindalade juures saab kasutada maapealseid mõõtmisi, siis ulatuslikumate alade ja metsaalade mõõtmiseks läheb kindlasti vaja õhusõidukit.

Kiirgusdetektorite ja infotehnoloogia vahendite areng võimaldab ehitada radiomeetreid ja spektromeetreid, mis suudavad töötada ilma inimese sekkumata ning kaaluvad koos mõnetunniseks tööks vajalike akudega ainult paar kilogrammi või vähemgi. Selliste mõõtmisriistade lennutamiseks metsa või veekogu kohale piisab väikesest mehitamata autonoomsest või raadio teel juhitud õhusõidukist, mille maksumus ja eksploatatsioon on võrreldes mehitatud õhusõidukiga kordades väiksem. Mehitamata lennuvahendid võimaldavad reageerida kiiresti mõõtmiseks soodsate ilmastikutingimuste kujunemisele ja viia läbi töid piloodile ohtlikus olukorras. Lisaks välditakse mehitamata õhusõidukite kasutamisega mitmeid satelliitkaugseire puhul ilmnevaid puudusi, nagu näiteks sensorite seadistusest või sensori ja mõõdetava pinna vahele jääva paksu atmosfäärikihi omadustest tingitud segav mõju. Mehitamata lennuvahenditena on kasutatavad aerostaadid, mudellennukid ja -helikopterid. Mehitamata lennuvahendid võeti sõjaliselt kasutusse 1960. aastatel, laiemalt hakkasid need tsiviilkasutusse levima 1980. aastatel.

Võtmesõnad: *kaugseire, satelliit, mehitamata õhusõiduk, lennuk, helikopter, aerostaat, GPS, atmosfäärikorreksioon, kandevõime, lahutusvõime, juhitud*

I Ülevaade kasutuselolevatest lennuvahenditest

Kaugseire põhiraskus on seiresatelliitidel – LANDSAT, SPOT, ENVISAT, IKONOS, SEASAT, TERRA ja mitmed teised. Satelliitkaugseire meetodite väljatöötamisel on vajalikud atmosfäärialused tugimõõtmised – maapealsed ja lennukimõõtmised. Ajal, kui suurte kaugseiresatelliitide kõrvale on tekkimas ka väikesi (nt PROBA), avarduvad ka atmosfäärialuste mõõtmiste võimalused. Maapinnalt saab toetada satelliidimõõtmisi taimestikuta aladel, rohumaadel ja põllukultuuridel ning veekogudel, aga nii saab mõõtmistega katta ainult väikesi alasid. Metsa kohal mõõtmiseks või lühikese aja jooksul ulatuslikuma piirkonna mõõtmiseks on vaja õhusõidukit.

ENVISAT-i aparaat kaalub üle 2 tonni ja vajab elektrit ligi 2 kW. Üksikud seadmed on muidugi kergemad ja vähema energiavajadusega, aga näiteks 1990. aastal valminud kompaktna kujutise spektromeeter CASI lennukimõõtmisteks kaalub 55 kg ja

vajab mitusada vatti elektrit. Niisuguste seadmete kanduriks oli ja on tavaline väikelennuk või helikopter (foto 1).



Joel Kurusk

Foto 1. Helikopteri Robinson R-22 jalase külge kinnitatud spektromeetri mõõtmised on $240 \times 180 \times 110$ mm ja kaal 2,8 kg ning energiatarve alla 15 W. Spektromeeter töötab ilma operaatori sekkumiseta, piloodi ja navigaatori ülesanne on juhtida kopterit mööda soovitud trassi.

Kiirgusdetektorite ja infotehnoloogia vahendite areng lubab praegu ehitada radio-meetreid ja spektromeetreid, mis suudavad töötada ilma inimese sekkumata ning kaaluvad koos mõnetunniseks tööks vajalike akudega ainult paar kilogrammi või vähemgi. Niisuguste mõõduriistade metsa või veekogu kohale lennutamiseks pole enam vaja mitmesajakilose kandejõuga õhusõidukit. Tehnoloogia areng on viinud sedavõrd väikeste seadmete loomiseni, et inimene pardal teeb õhusõiduki väga palju raskemaks, suuremaks ja selle eksploatatsiooni kallimaks. Mehitatud lennumasinaga võrreldes on täisautonoomse mehitamata õhusõiduki soetusmaksumus ja eksploatatsioon kordades odavam. Raadio teel piloteeritavad mudelid on veel suurusjärgu võrra soodsamad (foto 2).

Mehitamata lennuvahendite kasuks kõneleb veel üks asjaolu. Paljude mõõtmiste jaoks on vaja teada mõõteriista asimuuti. Õhusõiduk võib sõltuvalt tüübist, lennukiirusest, tuule suunast jms vähemal või rohkemal määral külge ees sõita või hoopis ühe koha peal paigal püsida. Seetõttu ei ole võimalik asimuuti määrata näiteks GPS-i abil liikumissuunda arvutades. Gürokompassid on suured ja kallid, magnetkompassi segavad lennuvahendi, aga ka mõõteriista enda küljes esinevad ferromagnetilised materjalid, mis moonutavad maa magnetvälja. Selliste moonutuste välja korrigeerimiseks on tarvis kompassi kalibreerida, pöörates teda ümber kõigi kolme telje. Enamasti on vajalik võimalikult aeglane ja rahulik pööramine, kuna kalibreerimise käigus arvutatakse kompassi kaldenurka kiirendusandurite ja maa raskusjõu abil. Väikest õhusõidukit on võimalik maa peal igatpidi keerutada, mehitatud lennuvahendite korral ei tule see kõne alla.

Mõõteriistade maast lahti kergitamiseks on kahtlemata kõige lihtsam ja odavam mehitamata lennuvahend nõoriga kinnitatud aerostaat. Samas on ta ka väga piiratud

võimalustega. Olles kasutatav vaid lagedal alal, kus nõõr ei saa millegi taha takerduda. Lisaks on ta asend mitte eriti täpselt kontrollitav ja on stabiilne ainult tuulevaikse ilmaga ühe koha peal paigal püsites. Mõõtmelteil peab ta olema kaunis suur, kui tahta vähegi raskemat asja sinna külge riputada.

Oluliselt laiemaid kasutusvõimalusi pakuvad mudellennukid. Erinevalt aerostaatidest, pole nad nõõri otsas kinni ja seetõõtu märksa suurema liikumisvabadusega. Ka pole nad tuulest sedavõõrd tugevalt mõõjutatud. Lennuki puuduseks on lennuraja vajalikkus, mida aga igal pool ei pruugi leiduda. Võõmalik on ka lennukit startida käest või katapuldilt. Maanduda saavad nad langevarju abil, aga see pole väõga täpselt kontrollitav ning põõrutab päõris kõõvasti. Halval juhul võõib lennuk kukkuda näõteks kivi otsa ja lõõhkuda kalli mõõõteaparatuuri. Pikkade vahemaade läõbimiseks on lennuk siiski sobivaim kandur.



Joel Kuusk

Foto 2. Raadioteel juhitud mudelkõõpter.

Kui pole vaja lennata mõõnest kilomeetrist kaugemale, on kõõige eelistatum lennuvahend helikõõpter. Oma lennuomaduste poolest on ta teõõstest mitmekõõlgsem, aga ka kõõige keerulisem. Raadio teel juhitud mudelkõõpteriga lendama õõppimisele kulub kuid või isegi aastaid. Seetõõtu on kõõpterite puhul autopiloodi kasutamine peaaegu mõõõdapääõõsmatu. Autopiloodi kasuks rääõgivad paljud teõõsedki argumendid. Lisaks sellele, et raadio teel juhitudate õõhusõõidukite lennutamine nõõuab äõõretult suuri oskusi ja pikaajalist harjutamist, on ta piiratud lennuvahendi nãõhtavusega. Mudellennumasinad on väõikesed ja sajakonnast meetrist kaugemal muutuvad sedavõõrd pisikesteks täõpikesteks taevases, et nende asendi määõramine ja seetõõtu ka raadio teel juhtimine muutub võõimatuks. Lisaks on neid nãõha ainult lagedal platsil. Metsa kohal lennutamine on võõimatu, kuna puud piiravad nãõhtavust.

Võõrreldes lennukiga on helikõõpteril suurusjãõrk rohkem kriõõtilisi sõõlmi, mille purunemise korral on allakukkumine vãõltimatu. Seetõõtu nõõuavad kõõpterid väõga korralikku tehnilist hooldust. Iseõõgi hooldusjuhiste täõpsel jãõrgimisel on avariõõde risk suurem kui lennukitel.

Peale seda, kui 2000. aastal eemaldati GPS süsteemilt signaali segajad, on GPS viga piisavalt väike, et selle järgi saaks autopiloot iseseisvalt navigeerida. Kasutades lisaks rõhu-, magnet-, optilisi-, ultraheli- ja inertsiaalseid andureid, võimaldavad tänased navigatsioonisüsteemid täisautonoomset lendu stardist maandumiseni. Lisaks suurenenud tegevusraadiusele vähendab see seadmete kaotamise riski piloodi eksimuse tõttu.

Mootoritena olid pikka aega kasutusel põhiliselt kolbmootorid, enamjaolt kahetaktilised. Akutehnoloogia ja elektroonika arenedes on üha enam levima hakanud elektrimootoriga isendid. Nende eeliseks on kasutamise puhtus ja 100% lähedale küündiv mootori töökindlus ning kolbmootorile omase vibratsiooni puudumine. Paraku ei suuda nad konkureerida lennuaja ning võimsuse suhtes. Sisepõlemismootorid võimaldavad lennuajaga alates poolest tunnist, samas elektrimootori akud kestavad maksimaalselt 20 minutit. Kandevõime on elektrimootoriga varustatud lennumasinatel kuni 4 kg. Viimasel ajal on populaarsust kogumas gaasiturbiinmootorid. Hetkel on nad küll hinnalt paar korda kallimad, kuid pakuvad kolbmootoritest suuremat võimsust ja paremat töökindlust, olles samal ajal vibratsiooni poolest võrreldavad elektrimootoriga. Ressursi osas pole gaasiturbiinmootorid veel kolbmootoritega võrreldavad, samuti on suurem kütusekulu. See aga tõstab veelgi nende eksploatatsiooni hinda.

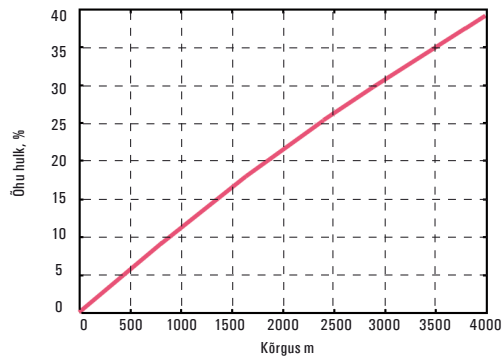
II Atmosfäärialuste mehitamata lennuvahendilt teostatud mõõtmiste eelised võrreldes satelliitmõõtmistega

Paljude õhust mõõtmiste jaoks on tarvilikud maapealsed tugimõõtmised, aga ka väga head ilmastikutingimused. Näiteks peegeldusteguri mõõtmiseks on vaja teada, palju mõõdetavale objektile valgust langeb. Otse lennuvahendilt on seda ääretult keerukas mõõta. Seetõttu on tihti kasutusel meetod, kus valgustatust mõõdetakse maa peal ühes kohas ja eeldatakse, et see on kogu mõõdetaval alal ühesugune. Seda võib eeldada vaid juhul, kui taevas on täiesti pilvitu. Eesti kliimas tuleb seda ette üliharva. Tihti muutub ilm mitte tundide, vaid minutitega. Seetõttu tuleks sobivate tingimuste korral võimalikult kiiresti mõõtmist alustada. Kui lennuväli asub mõõtmispaigast kaugel, võib mehitatud lennuvahendi õhku tõusmiseks ja kohale jõudmiseks kuluv aeg osutada liiga pikaks. Mehitatud õhusõiduki lennuajaga on liialt kallis, et asjatuid lende teha või igaks juhuks varakult õhku tõusta ja sobivaid olusid ootama jääda. Väikese mehitamata lennuvahendi saab seevastu mõõtmispaigale kaasa võtta ja vajaduse korral väga lühikese ajaga lendu saata.

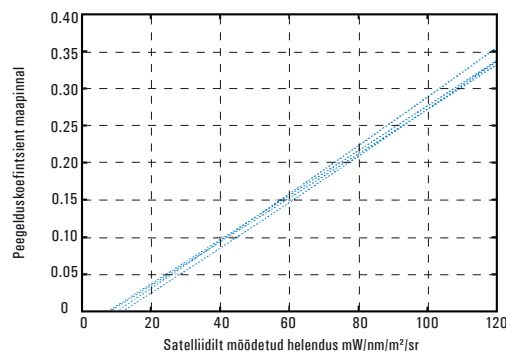
Satelliitkaugseiret piiravaks teguriks on Eesti oludes ilmastikutingimused. Igapäevaseid mõõtmisi sooritavad satelliidid mõõdavad väga väikese ruumilise lahtusega. Näiteks satelliitide TERRA ja AQUA skanneri MODIS pildipunktile vastab 250 meetrit maapinnal. Eesti metsad ja põllud on sedavõrd pisikesed, et vaja oleks oluliselt suuremat lahtusvõimet. Sellised satelliidid jällegi ei mõõda ühte piirkonda iga päev, vaid ainult tellimisel. Olenevalt satelliidi orbiidist ja huviliste arvust võib võimalus avaneda ainult mõned korrad kuus või isegi aastas. Samas ei saa me tellida nendeks valitud

päevadeks pilvitut ilma. Kokkuvõttes võibki juhtuda, et pilvitu ilmaga soovitud kohast piisavalt hea ruumilise lahutusega satelliidipildi saamiseks kulub aastaid (Eerme, 2008).

Satelliitmõõtmistel on teisi probleeme. Näiteks on pärast starti sensorite kalibreerimiseks võimalused üsna napid. Ka tekitab määramatust atmosfäärikorrektsioon. Madalal lendavalt õhusõidukilt mõõtes neid probleeme ei esine. Joonisel 1 on näha maapinna ja mõõteriista vahele jääva õhusamba osa sõltuvalt lennukõrgusest. Kui lennata 85 meetri kõrgusel maapinnast, jääb allapoole 100 korda vähem õhku kui satelliidilt mõõtmise korral, seega pole ka vajadust atmosfäärikorrektsiooni järele. Mehitatud lennuvahendiga nii madalal lendamine pole mitte ainult ohtlik, vaid Lennuameti vastava loa puudumisel suisa seadusega keelatud. Mehitamata lennumasinad võivad seevastu madalamal kui 500 jalga (~150 m) lennata enamikes kohtades ilma eriluba taotlemata. Joonisel 2 on kujutatud mõõdetava objekti peegeldusteguri hinnang sõltuvalt satelliidilt mõõdetud heledusest, kasutades atmosfäärikorrektsiooniks erinevaid klimatoloogilisi atmosfääri parameetreid. Tumede objektide puhul võib sõltuvalt valitud parameetritest erinevus olla üle kahe korra.



Joonis 1. Maapinna ja lennumasina vahele jääv õhu hulk sõltuvalt lennukõrgusest. Lennates 85 meetri kõrgusel on allpool vaid 1% kogu õhumassist.



Joonis 2. Satelliidilt mõõdetud heledusest arvatud peegelduskoefitsient maapinnal punase valguse jaoks ($\lambda=675$ nm) kasutades erinevaid atmosfääri parameetreid. Tumede objektide korral võib erinevus olla mitmekordne.

III Mehitamata õhusõidukite arenduse ajalugu

Maailmas kõige levinum põhjendus mehitamata õhusõidukite kasutamiseks on see, et neid saab pruukida tegevusteks, mis on piloodi jaoks liiga ohtlikud või igavad. Esimene huvi piloodita lennuaparaatide vastu oli eeskätt sõjalise suunitlusega. 1960ndail aastail valmisid piloodita luurelennukid – ennekõike selleks, et vältida inimkaotusi. Ka pruugiti neid tuumapommi katsetustel vahetult pärast plahvatust polügoonilt üle lennates radioaktiivse aine proovide kogumiseks.

Laiemat tsiviilkasutust hakkasid piloodita lennumasinad leidma pärast seda, kui Jaapani põllumajandusministeerium esitas 1980. aastate alguses Yamahale tellimuse põldudele kemikaalide pritsimiseks sobiva platvormi väljatöötamiseks. 1987. aastaks valmis 20-kilose kandevõimega Yamaha R-50. Tegu oli raadio teel juhitava mudelkopteriga, mis ei leidnud esialgu väga laialdast kasutust, kuna oli kapriisne ja teda oli keeruline juhtida. Läbimurre saabus peale aastatepikkust tootearendust ja erinevate tehnoloogiate katsetamist, kui 1995. aastal lisati kopterile süsteem, mis oluliselt lihtsustas tema juhtimist. Veel mõned aastad hiljem saabus turule uus, suurema kandevõimega mudel RMAX, mida sai osta ka GPS-iga varustatult. See võimaldas esmakordselt täielikult autonoomset lendu väljaspool nägemisulatust.

Kuigi R-50 oli ette nähtud kemikaalide pritsimiseks ja tema maksimaalne lennukõrgus ei küündinud üle 100 meetri ning lennukaugus oli piiratud silmside kaugusega, sai üsna pea selgeks, et mehitamata lennuvahendid pakuvad väga laiui kasutusvõimalusi. Näiteks aerofotograafia muutus kordades kättesaadavamaks võrreldes mehitatud lennuvahendilt pildistamisega.

Esimesed katsetused mehitamata lennumasinaid kaugseires kasutada pärinevad siiski varasemast ajast. Przybilla ja Wester-Ebbinghaus kasutasid 1979. a mudellennukit arheoloogiliste väljakaevamiste piirkonna õhust pildistamiseks ja kaardistamiseks. Tugeva vibratsiooni tõttu ei olnud tulemus kuigi hea. 1980. aastal kasutas Wester-Ebbinghaus mudelkopterit ajaloolise üherööpmelise raudtee dokumenteerimiseks. Mõõtmisteks oli vaja kahte pilooti – üks juhtis kopterit ja teine kontrollis lennukõrgust ning kaamera päästikut (Eisenbeiss, 2004). Hilisemast ajast on teada veel mõned üksikud mehitamata lennuvahendite kaugseirerakendused. Näiteks 1999. aastal mõõdeti Mongoolias mudelkopterilt rohumaa peegeldumisspektreid ja -indikatsioone (Chen *et al.*, 1999). 2000. aastal mõõdeti sama kopteri abil mitme rohumaa, metsa ja kõrbe peegeldumisspektreid, et kontrollida MODIS TERRA andmeid (Stiles, 2000; Hongoh *et al.*, 2000). 2004. aastal kaardistati mudelkopterit kasutades 10.–14. sajandist pärinev Pinchango Alto asundus Peruu (Eisenbeiss, 2004, 2005, 2006). Seniajani on mehitamata õhusõidukeid kaugseirerakendusteks kasutatud vähe. Põhjuseks on ilmselt olnud mõõteaparatuuri liigne suurus ning kaal ja raadio teel piloteeritavate mudelite juhtimise keerukus. Tänapäevased miniatuursed mõõteseadmed ja õhusõidukite autopiloodid lihtsustavad märgatavalt väikeste mehitamata lennuvahendite kasutamist ja kahtlemata leiavad nad tulevikus kaugseires üha laiemat rakendust.

Hetkel pakuvad tsiviilkasutuseks autonoomseid õhusõidukeid üle kümne firma. Neid on saada väga erineva kandevõimega, alates mõnesajast grammist kuni mõnesaja

kilogrammini. Enamlevinud on lennumasinad maksimaalse kandevõimega 10 kg või alla selle. Kasutajaskonnaks on kinnisvaraarendajad, raudteetrasside ja torujuhtmete haldajad, metsatulekahjude vaatlejad, veel kasutatakse neid filmivõtetel ja aerofotograafias. Enamus neist rakendustest lepib visuaalselt vastuvõetava kujutisega, milleks piisab automaatselt ekspositsiooni seadvast kaamerast ja enam-vähem soovitud suunas vaatamisest. Ortofoto tegemiseks on vajalik ka kaamera optilise telje rangelt vertikaalne hoidmine või vaatesuuna seniitnurga registreerimine iga kaadri korral. Kvantitatiivses kaugseires (energeetilise heleduse mõõtmine, peegeldusspektrite mõõtmine) on nõuded mõõtesituatsiooni teadmisele veelgi rangemad. Kuivõrd looduslike objektide peegeldusomadused sõltuvad nii päikese kõrgusest kui vaatesuunast, on vajalik vaatesuuna väga täpne hoidmine kõigi kolme telje ümber kõikuval kergkanduril või kanduri ja mõõteseadme orientatsiooni täpne fikseerimine igal mõõtmishetkel. Indikatrissi mõõtmisel on lisaks asukohale vaja üsna täpselt teada ka lennukõrgust. Nende nõuete täitmise kvaliteedist oleneb autonoomsete lennuaparaatide kasutamise edukus kaugseires.

Mõned autonoomsete lennuvahendite pakkujad:

Neural Robotics, *inc.* <http://www.neural-robotics.com>

Steadicopter Ltd. <http://www.steadicopter.com>

Survey-copter. <http://pagesperso-orange.fr/survey-copter>

Rotomotion, LLC. <http://www.rotomotion.com>

Viking Aerospace, LLC. <http://www.vikingaero.com>

Verhagen X2. <http://www.verhagenx2.com>

Microdrones GmbH. <http://www.microdrones.com>

Nascent Technology Corporation. <http://www.nascent-tech.com>

Tactical Aerospace Group. <http://www.tacticalaerospacegroup.com>

HighEye b.v. <http://www.higheye.nl>

Yamaha Motor Co. Ltd. <https://www.yamaha-motor.co.jp/global/industrial/sky/index.html>

Kasutatud kirjandus

Chen, T., Shibasaki, R., Tsutsui, M., Iizuka, K., Kajiwara, K., Honda, Y. 1999. *Ground truth measurement system using RC helicopter.* <http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/1999/ts9/ts9369.asp>

Eerme, K. 2008. „Pilvisuse kliimaatiliste muutuste mõju kaugseire oodatavale tulemuslikkusele Eestis.” *Kaugseirekogumik.*

Eisenbeiss, H. 2004. *A mini unmanned aerial vehicle (UAV): system overview and image acquisition.* *International Archives of Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences.* 36(5/W1).

Eisenbeiss, H., Lambers, K., Sauerbier, M. 2005. *Photogrammetric recording of the archaeological site of Pinchango Alto (Palpa, Peru) using a mini helicopter (UAV).* 33-nda CAA konverentsi toimetistes, Tomar, Portugal, 21.-24. märts 2005.

Eisenbeiss, H. 2006. *Applications of photogrammetric processing using an autonomous model helicopter.* *ISPRS komisjoni I sümpoosion, Pariis, Prantsusmaa, 03.-06. juuli, 2006, International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. XXXVI-Part1/B.*

Hongoh, D., Kajiwara, K., Honda, Y. 2001. *Developing ground truth measurement system using RC helicopter and BRDF model in forest area.* 22. Aasia kaugseirekonverents.

Stiles, L. 2000. *Scientists test radio-controlled helicopter as tool to validate Terra satellite data.* <http://uanews.org/node/3127>.

Metsaga alade ning lageraiete ja nendega sarnaste häiringute kaugseire Tagasi sisukorra juurde

Urmas Peterson^{1,2}, Jaan Liira³, Kersti Püssa³

¹Tartu Observatoorium, ²Eesti Maaülikooli metsakorralduse instituut,

³Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut

Kokkuvõte

Metsade ja metsa pindalamuutuste kaardistamisel keskmise ruumilise lahtusega satelliidipiltidelt on oluliseks eelduseks metsaservade asukoha täpsed määrangud. Headeks lähteandmeteks on hilistalvised, veebruaris ning märtsis lausalise lumikattega oludes pildistatud satelliidipildid. Lumiste lagedate alade ja keskealiste või vanemate puistute heleduse erinevus on spektri nähtavas piirkonnas viiekordne. Ühelgi teisel aasta-ajal ega üheski teises spektripiirkonnas ei ole „metsa” ja „mittemetsa” vahel nii suurt heleduse erinevust. Seetõttu on sellistel piltidel kahe klassi, „mets” (tume ala) ja „mittemets” (hele ala), eristamine kõige täpsem. Klassifitseerimise teevad keerukaks eelpoolnimetatud klasside piirialad, kus tuleb arvestada mitmete asjaoludega, näiteks metsaserva orienteeritusega ilmakaarte suhtes, metsaservas kasvava puistu parameetritega, serva tekkimisest (lageraie, tormimurd vms) möödunud ajaga jne. Metsaks klassifitseeritakse pikselhaaval ka objektid, mille heledus sarnaneb metsaga, kuid mis erinevatel põhjustel mets olla ei saa, paiknedes loogiliselt lubamatul alal, näiteks veekogu või asula piires, või olles metsaks klassifitseerimiseks liiga väikese pindalaga. Kõrvaldades pildi järeltõttusel sellised vead, saab hinnata metsa pindala; erinevaid perioode võrreldes on võimalik anda hinnang metsa pindala muutustele.

Metsa ja lageraiealade pindala muutuste analüüsis tuuakse välja neli peamist tähelepanekut: (1) pikaajaline keskmine lageraiealade raiumise intensiivsus viimase kahe aastakümne kestel on *ca* 1% metsamaast aastas; (2) eelistatult raiutakse laanemetsi, harvem raba- ja soometsi; (3) riigimetsa lageraiealade ja teiste valdajate lageraiealade suhe on aastakümnetagusest 4:1 suhtelt asendunud ligikaudu võrdse suhtega või erametsa väikese ülekaaluga; (4) maakondadest on lageraiealade raiumise intensiivsus olnud suurim Ida- ja Kesk-Eesti maakondades (Tartu- ja Viljandimaal), tormikahjustuste tõttu ka Lääne-Viru maakonnas. Keskmisest väiksem on lageraiealade raiumise intensiivsus olnud Lääne maakonnas ning saartel.

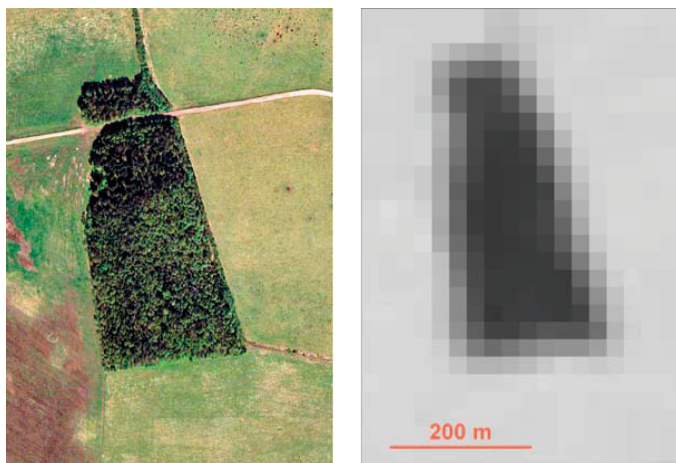
Võtmesõnad: *kaugseire, Landsat Thematic Mapper, mets, lageraieala, riigimets, eramets, metsaservad, lausaline lumikate, metsakaart.*

I Sissejuhatus

Maastikku võib vaadelda kui erinevate maastikuelementide või -lappide muustrit. Maastikuelementideks võivad olla suurepinnalised objektid nagu põllud, metsad, sood ja

järved, kuid samuti joonobjektid nagu teed ja jõed. Kaardistamise täpsus oleneb maastikumustri lappide (metsa puhul metsatukkade) piiride teravusest ehk kontrastsusest ümbritsevate alade suhtes, piiritlemiseks kasutatava andmestiku ruumilisest lahutusest, maastikumustri üleminekualade ja piiride leidmiseks kasutatud matemaatilistest meetoditest (Fortin, Edwards, 2001). Metsaga alade pindalahinnanguis ning aastate jooksul toimunud metsa pindala muutuste hinnanguis on oluliseks eelduseks metsaservade asukoha täpsed määrangud.

Kaugseireandmestikust tehtavates maakasutuse või maakatte klassifitseerimisotsustes arvestatakse kaugseirepiltide pikslite spektraalset heledust. Klassifitseerides omistatakse pikslitele klassikuuluvus mõnda maakasutusklassidest. Pikselhaaval klassifitseerides eeldatakse, et kaugseirepiltide pikslite numbriline väärtus oleneb pildivälja ühetaolise valgustatuse olukorras eelkõige piksliga esindatud maa-ala enese omadustest. Pikselhaaval klassifitseerimist raskendab asjaolu, et satelliidipildil pikslina kujutatud peegeldunud kiirguse signaal ei lähtu mitte ainult piksliga esindatud maapinna alalt, vaid ka piksliga esindatud ala naabrusest, samuti atmosfäärist kui kiirgust neelavast ja hajutavast keskkonnast. Tegemist on seega mitme teguri koosmõjuga, milles on oma osa nii atmosfääril, kiirgusvastuvõtja registreeritud signaalidest kahemõõtmelise pildi koostamise eeskirjal kui ka satelliidi skanneri kui kiirgusvastuvõtja omadustel (Markham, 1985; Schowengerdt, 1997; Townshend *et al.*, 2000). Seega ei ole metsatukad keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidel mitte teravapiirilised, vaid hägusate servadega, kus kontrastse heledusega naaberobjekti mõõdetav mõju ulatub enama kui ühe piksli „sügavusele” naaberkuju siseossa (joonis 1). Mitmekesise mustriga ning suure ja väikese heledusega objektidest moodustunud maastikus on tumedate objektide heledus kaugseirepildil seetõttu suurem ning heledate objektide heledus väiksem kui oleks samatüübiliste objektide heledus väga suurte ühetaoliste pindadega maastikes. Oluline on siin eeskätt piksliga esindatud alaga vahetult külgneva aluspinna mõju. Kõige eelkirjeldatu tulemusena on aluspinna heleduse mustris kontrastsus silutum (Huang *et al.*, 2002).



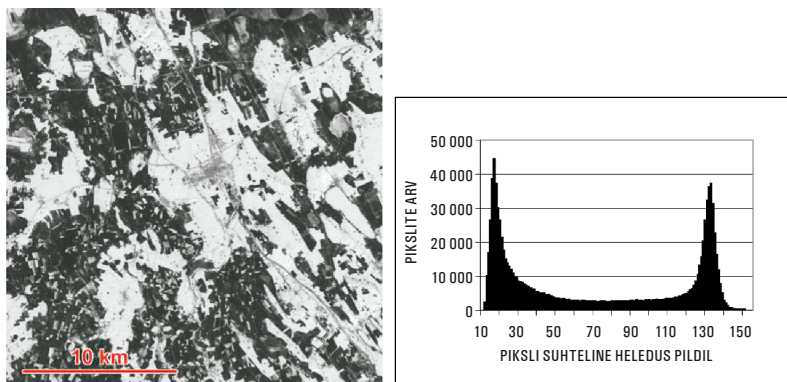
Joonis 1. Metsatukk Eesti põhikaardi ortofotol (vasakul), sama metsatukk talvisel Landsat Thematic Mapper satelliidipildil (paremal). Metsatukad ei ole keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidel mitte selgepiirilistena, vaid hägustatud servadega kujunditena.

Suurte ühetaoliste pindade piires on naaberpikslite mõju analüüsitava piksli heleduse modifitseerimisele väike, kuid suuresti erineva heledusega lappide kokkupuutealade servades on naaberpindade pikslite panus servapikslite heledusse märgatavam.

Objektide serva- ja sisealade vaheline erinevus avaldab mõju ka klassifitseerimistulemuste täpsusele. Klassifitseerimisvigade ruumilise paiknemise käsitlustest on ilmnenu, et vead akumuleeruvad rohkem erineva maakasutustüübiga lappide servaaladele kui lappide sisealadele (Congalton, 1988). Sellepärast piirduakse satelliidipiltide klassifitseerimistulemuste veahinnanguis enamasti suuremate pindobjektide siseosadega ning veahinnanguis välditakse servaalade võrdlust (Cohen *et al.*, 1998; Mickelson *et al.*, 1998; Richards 1996; Wickham *et al.*, 1997). Niisuguse teguviisi ajendiks on erineva päritoluga rasterandmestike omavaheliste pikselhaaval sobitusvigade käsitlemisest hoidumine. Rasterandmestike geomeetrilise korrektsiooni vead on iseenesest vältimatud. Sellisel viisil esitatud veahinnangud võivad olla nihkega (Hammond, Verbyla, 1996; Muller *et al.*, 1998; Zhu *et al.*, 2000), ega pruugi sobida kogu klassifitseeritud pildivälja suhtes, sest peamist klassifitseerimisvigade avaldumisala, s.t erinevate objektide piirialasid on välditud. Klassifitseerimistäpsuse hinnanguist on ootuspäraselt ilmnenu, et täpsus väheneb maastiku fragmenteerituse suurenedes, s.t maakatte ja maakasutuse mitmekesisuse suurenedes ning maakatte „mustri lappide” mõõtmete vähenedes (Smith *et al.*, 2002).

Keskmise ruumilise lahutusega (piksli suurus kümme kuni mõnikümmend meetrit maapinnal) satelliidipiltide pildivälja alad, mis klassifitseerimisel vajaksid pildi konteksti ja naaberpikslitega arvestamist, on kõrgete objektide heidetud varjude alad. Muuhulgas on keskmise ruumilise lahutusega satelliidi SPOT pankromaatilistel pildidel varjude pikkuse järgi hinnatud hoonete ja puude kõrgust (Cheng, Thiel, 1995; Hartl, Cheng, 1995; Shettigara, Summerling, 1998). Tsiviilotstarbeliste keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltide kasutusvõimalused objektide kõrguse hinnanguiks ei ole siiski kuigi suured, sest kõige tavalisemate objektide puhul ei ole pildidel servaalad ja varjud hästi eristatavad (Shettigara, Summerling, 1998).

Metsaga alade kaardistamiseks keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt on väga heade eeldustega lähteandmeteks hilistalvised, veebruaris ning märtsis lausalise lumikattega oludes pildistatud satelliidipildid (Peterson, 2003). Lumiste lagedate alade (mittemetsade) ja keskealiste või vanemate puistute (metsade) heleduse erinevus on spektri nähtavas piirkonnas viiekordne. Ühelgi teisel aasta-ajal ega üheski teises spektripiirkonnas metsa ja mittemetsa vahel nii suurt heleduse erinevust ei ole. Seetõttu on niisugustel pildidel klasside „mets” ja „mittemets” eristamise täpsus suurim (joonis 2). Metsa väike heledus talvistel satelliidipildidel on tingitud tumedatest okaspuu- ja lehtpuuvõradest ning tüvede ja võrade heidetud varjudest. Värskest sadanud lumi on spektri nähtavas piirkonnas kõige heledam looduslik pind üldse.

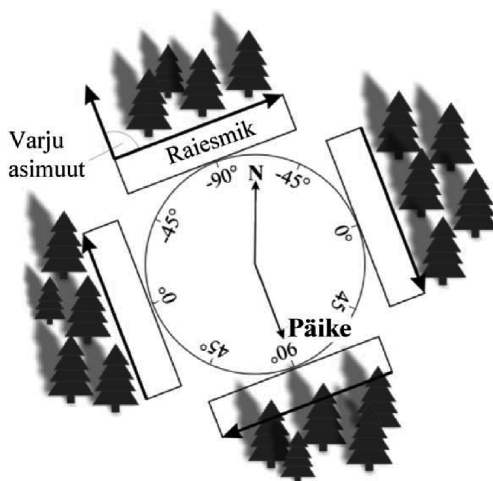


Joonis 2. Fragment Landsat TM satelliidipildist Kesk-Eestist Jõgeva ümbruses (25×25 km maapinnal) 10.03.1996. Paremalt on sama pildi pikslite heleduse sagedusjaotus, milles domineerivad kaks heleduse nivood: väikese heledusega metsade nivoo ning suure heledusega lagedate lumeväljade nivoo.

Lumikatttega oludes sõltub looduslike aluspindade heledus lumikattest kõrgemale ulatuva taimkattega kaetusest, samuti lumikatte sügavusest ning lumepinna enese seisundist. Puude ja põõsasteta aladel, kus rohttaimkate on lumepinna all, sõltub heledus lume sügavusest ning lumesajust möödunud ajast (sadanud lume „vanusest”). Lumikatte sügavuse suurenedes kümnekonna või mõneteistkümne sentimeetrini lumepinna heledus suureneb. Lumikatte paksuse edasisel jätkuval suurenemisel nimetamisväärset heleduse muutmist ei ole täheldatud. Lumepinna seisundite (värskelt sadanud tuhkjast lumi või varem sadanud ümberkristalliseerunud suurekristalliline lumi) vaheline heleduse erinevus on spektri nähtavas piirkonnas väike, kuid on suurem pikema lainepikkusega keskmises infrapunases spektripiirkonnas (Xiao *et al.*, 2002).

Võib oletada, et Eesti oludele tüüpilises metsade ning lagedate aladega vahelduvas maastikus on erinevate ilmakaarte sihis eksponeeritud metsaservade heleduse kontrastsus erinev, olenedes satelliidipildi pildistamise aegsest päikesekiirgusega valgustatusest. Keskhommikuse päikesesünkroonse satelliidi ülelennu ajal hägustaksid puude varjud lagendike heledal lumepinnal olevaid metsade loodeservi enam kui teiste ilmakaarte suunas eksponeeritud metsaservi (joonis 3). Loodusressursside mõõtmiseks kavandatud keskmise ruumilise lahutusega satelliitide orbiit on päikesesünkroonne, nominaalse ekvaatori ületamise ajaga keskhommikul ligikaudu kell 10 kohaliku päikeseaja järgi. Seetõttu on keskmistel laiustel, kus asub ka Eesti, Päikese kõrgus horisondist märtsikuus, 25–30°. Mõnekümneaastaste 20–25 m kõrguste puudega külgnevale lagedale alale heidetud varju pikkus on neis tingimustes võrreldav skanneri Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) spektraalkanali piksli suurusega, ning Landsat ETM+ pankromaatse kanali kahe piksli suurusega, juhul kui metsaserva asimuut on satelliidipildi pildistamise ajal päikesetasandiga risti (joonis 3). Kui erinevate ilmakaarte sihis eksponeeritud metsaservade kontrastsus on keskmise ruumilise lahutusega satelliidipildidel tõepoolest sedavõrd suur, et erinevus on mõõdetav seni kasutuselolevate 8-bitise radiomeetrilise

lahutusega skanneritega, on see vihje vajadusele arvestada kaugseirepiltide klassifitseerimisel metsaservade asimuudisuundadega. Seda tegemata varitseb oht hinnata allapäikest paiknevaid metsaservi (põhja- ning loodeservi) puude tumedate varjude tõttu süstemaatilisel metsast väljapoole paiknevaiks, ning päikesepoolseid metsaservi (lõuna- ning kaguservi), kus päikese otsekiirgus puudealust maapinda valgustab, metsas seespool olevaiks. Samasugune servade „liikumise” avastamise oht ilmneks ka erineval ajal (erinevatel aastatel) võetud piltide võrdlusel. Kaugseirepildid on pildistatud rohkemal või vähemal määral „isikupärastes” valgustatuse tingimustes. Päikese kõrgus horisondist, ja atmosfääri läbipaistvus (või mõlemad korraga) on kahel võrreldaval kaugseirepildil tavaliselt erinevad, mistõttu allapäikest või päikesepoolsed metsaservad võivad erinevates oludes pildistatud kaugseirepiltidel näida aja jooksul nihkunuina, seda tegelikult siiski olemata.



Joonis 3. Metsaserva heidetud varju asimuut arvutatakse metsaserva asimuudi ja satelliidipildi pildistamise aegse päikesetasandi vahelise nurgana. Mets on asimuudi arvutamisel metsaserva suhtes „vasakut kätt”.

II Metsaservad kriitiliste kohtadena metsade kaardistamise täpsusel

Metsaservade kontrastsuse võimalikke mõjutajaid kaardistamise parimates oludes, lausalise lumikatte tingimustes, oleme selgitanud kahe analüüsiga. Üks neist on tehtud maastikus, kus metsaservad on samas paigas püsinud juba aastakümneid, st maastikumuster ei ole oluliselt muutunud. Teine analüüs on tehtud maastikus, mille metsalaamades on rohkesti pildistamisele eelnenud aastakümne kestel raiutud lageraiealad, ning kus metsaservad on lageraie järgselt metsana taastuvate alade teadaoleva vanusega raiesmikuservad. Andmetöötluse üksikasju on kirjeldatud kahes artiklis (vt Peterson *et al.*, 2004 ning Liira *et al.*, 2006). Analüüsitud satelliidipiltideks

olid Eesti maismaakeskkonna seires seni kõige enam kasutatud keskmise ruumilise lahutusega satelliidi Landsat skannerite Thematic Mapper (TM) ja Landsat ETM+ hilistalvised pildid märtsikuust. Talvistes, lausalise lumikattega oludes salvestatud pildidel on metsa ja lagedate alade servade heledus muude aastaaegadega võrreldes kontrastsem. Seega väljendub siis servaalade heleduse sõltuvus metsaserva orienteeritusest ilmakaarte suhtes, metsaservas kasvava puistu parameetritest ning serva tekkimisest (lageraie, tormimurd vms) möödunud ajast kõige selgemini.

Esimeses, metsade ning põllumajandusmaa vaheliste servade analüüsis kasutatud Landsat TM kaader (nominaalne kaadriraam 187/19) oli pildistatud 10.03.1996. Päikese kõrgus horisondist oli pildistamise ajal 23° , päikese asimuut 148° , s.t Päike paistis kagust. Lumikatte paksus oli kahe nädala kestel kuni satelliidipildi pildistamiseni 30 cm, ööpäeva keskmised temperatuurid olid alla 0°C , sademete hulk (lumi) satelliidipildi pildistamisele eelneva kümne päeva jooksul 3 mm (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (EMHI) andmed). Atmosfääri läbipaistvus arvatuna otsesest päikesekiirgusest oli 0,82, ületades märtsikuu pikaajalist keskmist läbipaistvust (0,77) (Russak, 2003). Horisontaalne nähtavus oli enam kui 20 km. Tegemist on arhiveeritud talviste Landsat TM piltide seas parima atmosfääri läbipaistvuse ja heades lumeoludes pildistatud pildiga, millel võimalikud servaefektid peaksid väljenduma võimalikult selgelt. Analüüsis on kasutatud pildifragmenti küljepikkusega 50×50 km maapinnal.

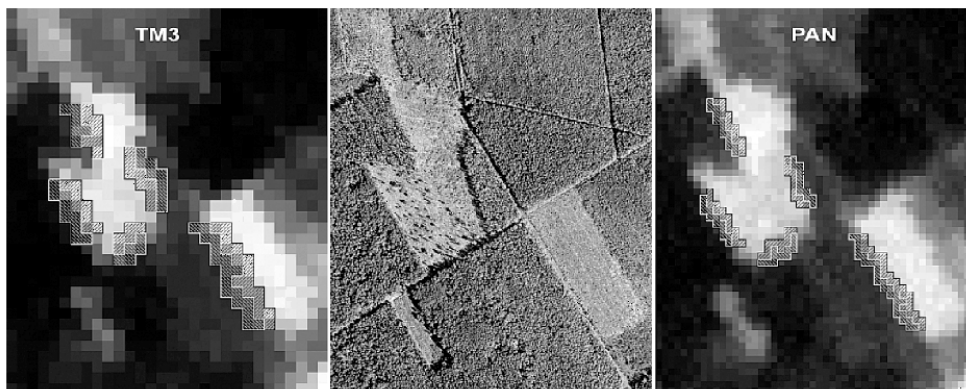
Teises, raiesmikuservade analüüsis kasutatud Landsat ETM+ kaader oli pildistatud 06.03.2003. Päikese kõrgus horisondist oli pildistamise ajal 24° , päikese asimuut 159° . Lumikatte paksus oli kahe nädala kestel kuni satelliidipildi pildistamiseni 15 cm, ööpäeva keskmised temperatuurid olid alla 0°C , viimased sademed (lumena) enne pildi tegemist olid 23. veebruaril (1 mm, EMHI Tartu-Tõravere ilmajaama andmed). Puuvõrades kummagi satelliidipildi pildistamise ajal oluliselt lund ei olnud.

Heleduse kontrastsust hinnati mõlemas analüüsis skannerite spektri nähtava ja lähi-infrapunase piirkonna 30-meetrise piksli suurusega pildidel, lisaks skanneri Landsat ETM+ 15-meetrise piksli suurusega pankromaatse kanali pildil.

Mõlemas metsaservade kaardistamist käsitlevas analüüsis eristati talvisel satelliidipildil kahte klassi: „mets” ja „mittemets”. Klassifitseerimisotsus tugines lävendiga klassifitseerimisele pildi piksliväärtuse sagedusjaotusest 2- ja 98-protsentiili keskvärtusena. Eestimaa tüüpilise talvise satelliidipildi pikslite sagedusjaotus on näidatud joonisel 2. Kahe klassi eristusnivood leiti eraldi kõigi skanneri Landsat TM või Landsat ETM+ spektri nähtava ja lähi-infrapunase piirkonna piltide jaoks.

Mõlemas analüüsis omistati suundfiltri rakendamisega kogu pildivälja metsaservadele servalõikude unikaalsed identifikaatorid ning sama vahendiga igale servalõigule ilmakaare suhtes orienteerituse tunnus. Suundfiltri rakendamisega eristati „selgepiirilised” servad (mets külgneb põllumajandusmaaga), välja jäeti „üleminekulised” metsaservad, sealhulgas metsaservad märgaladel. Igal servalõigul eristati viimase metsa kujutavate pikslite rea („metsa siseserva”) ning nendega külgneva esimese metsata ala kujutava pikslite rea („metsa välisserva”) ühe piksli laiused pikslivööndid (joonis 4).

Järgnevas analüüsis arvestati iga servalõigu, nii sise- kui ka välisservavööndi pikslite keskväärtust ning hinnati siseserva ja välisserva pikslivööde omavahelist heleduse erinevust. Mõlema analüüsi pildivälja fragmentide metsasus oli lähedane Eesti keskmistele oludele, metsasusega ca 50%. Välisservade analüüsis olid metsad esindatud 575 metsalapi ning 5015 metsaserva lõiguga, eksponeerituna nelja ilmakaare sihis. Raiesmikuservade analüüs sisaldas 454 servalõiku. Mõlemat analüüsi täiendati veel kahe klassifitseerimisega, muutes klassifitseerimisotsust „mets” ja „mittemets” esialgse eristusnivooga võrreldes tahtlikult ühel juhul metsa suhtes konservatiivsemaks -10 DN (*Digital Number*) ning teisel juhul esialgse eristusnivooga võrreldes metsa suhtes liberaalsemaks $+10$ DN. Lühend DN tähendab siinkohal mittesüsteemset mõõtühikut skanneri Landsat TM 256-nivoolises radiomeetrilises skaalas.



Joonis 4. Väljavõte (750×900 m) Landsat ETM+ spektri nähtava, punase piirkonna kanali pildil (TM3, piksli suurus 30 m) ning pankromaatses kanali pildil (PAN, piksli suurus 15 m) võrrelduna põhikaardi ortofotoga (aastast 2002, suvel enne satelliidipildi pildistamist). Kaks lageraieala on nähtavad heledamate aladena. Metsa servavööndid on joonisel esitatud pealeasetatud ja pikslite kuju järgiva vektorjoonisena. Valge kontuuriga on tähistatud metsaserva välimine pikslivöö, musta joonega raiesmiku esimene pikslivöö.

Metsa mittemetsast eristamise lävendi ehk eristusnivoo leidmisel võis eeldada, et metsaserva heleduse kontrastsus on suurim õige eristusnivoo ümbruses (klassifitseerimistulemust võrreldi maapinna metsaservadega Eesti põhikaardil) ning kontrastsus väheneb õigest eristusnivoost kummaski suunas eristusnivood nihutades (± 10 DN). Niisugune gradientmuutus võiks olla erinevate ilmakaarte suunas eksponeeritud servades erinev, s.t eristusnivoo ei ole kõigi ilmakaarte servades ühesugune, eriti kui võrrelda lõuna- ja põhjakaarde eksponeeritud servi.

Analüüsi tulemused toetasid metsade kaardistamisel ühe, kogu pildivälja suhtes rakendatava nn globaalse eristusnivoo kasutamist, kuivõrd statistiliselt olulisi erinevusi erinevate ilmakaarte suhtes eksponeeritud servade heleduse gradientides ei avaldunud. Olulisi erinevusi ei ilmnenud ka klassifitseerimisotsust tahtlikult nihutades, mis viitab samuti sellele, et klassifitseerimisnivoo võib olla kõigi ilmakaarte metsaservade puhul ühesugune.

Statistiliselt olulisi erinevusi servade heleduse kontrastsuses ei ilmnenud ka Landsat TM neljas esimeses spektri nähtava ja lähi-infrapunase piirkonna spektraalkanalis. Nimetatud tulemus ei anna seega talvistelt satelliidipiltidelt metsade kaardistamisel eelist ühelegi Landsat TM kanaleist. Saadud tulemused on üldistatavad keskmise ruumilise lahutusega Landsat TM piltidele. Seega oludes, kus domineerivad pikka aega samas paigas püsinud metsaservavööndid, ei ole ilmakaarte suhtes orienteeritud metsaservade heleduse erinevusel statistiliselt olulist erinevust (Peterson et al., 2004).

Teise, lageraialade servade analüüsi rakenduslik väljund toetab keskmise ruumilise lahutusega piltidelt tehtavate suhteliselt väikeste objektide (lageraialade) pindalahinnanguid. Eesti keskmiselt paarihektariliste raiesmike pinnast moodustavad servapikslid niisugustel satelliidipiltidel veerandi kuni poole väikest kujundit esindavate pikslite koguarvust.

Hindasime metsaserva heleduse kontrastsust satelliidipildi tegemise eelsel kümnel aastal raiutud lageraialade servaalades. Analüüsi eesmärgiks oli selgitada, kas metsaserva moodustava puistu parameetrid, nagu puistu kõrgus ja liigiline koosseis, mõjutavad metsaserva heleduse kontrastsust. Seoseid hindasime 40×50 km alal riigimetsas Kesk-Eestis, Laeva, Pikknurme, Aimla ja Vara metskondades, kasutades riigimetsade takseerandmestiku andmebaasi ning metskondade eralduste piiridega vektorkaarde. Metsaservade kontrastsust hindasime sirgetes raiesmikuservades, serva pikkusega vähemalt 100 m, et metsaserva asimuut oleks ilmakaarte suhtes selgelt väljendunud. Valimisse ei olnud kaasatud pindalalt väikseid ja/või kitsaid raiesmikke, kuna väikeste raiesmike (metsas olevate väikeste häilude) heledus oleneb häilu suurusest (Püssa *et al.*, 2005). Analüüsi olid kaasatud pikiteljega erinevate asimuutidega raiesmikud, valdavalt oli Eesti oludes enamesinevad raiesmikud pikiteljega põhja-lõuna sihis, pikiteljega valitsevate tuulte suhtes risti.

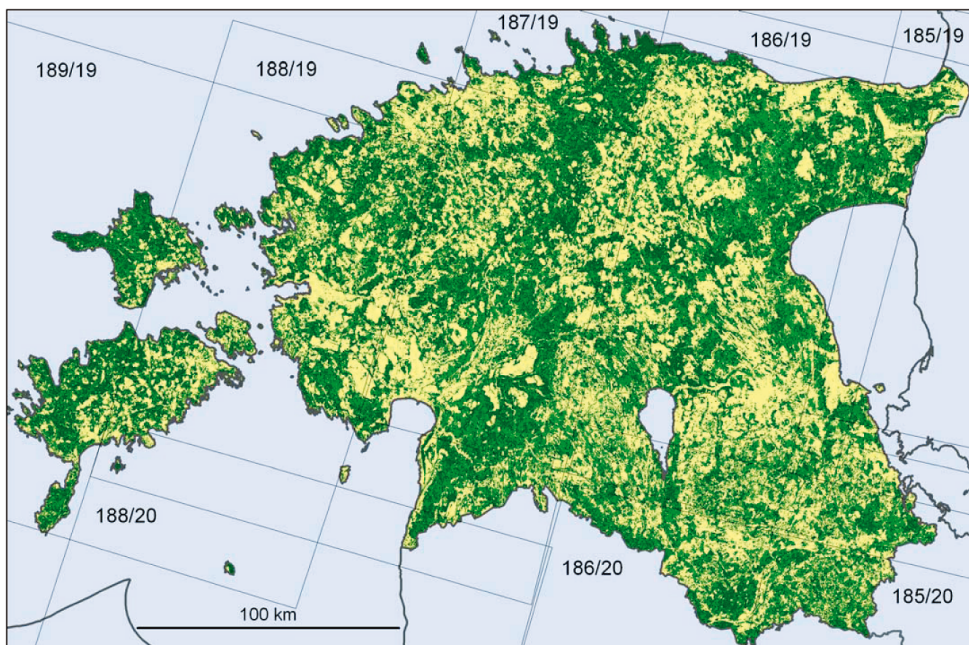
Analüüsi tulemustest selgus, et servaalade heleduse kontrastsus on suurem neis raiesmikuservades, mille asimuut on samas sihis päikesetasandiga satelliidipildi pildistamise hetkel. Servaalade heleduse kontrastsus vähenes metsaserva asimuudi ja päikesetasandi sihi erinevuse suurenedes. Metsaserva puistu puude kõrgus ning okaspuude tüvemaht osutusid puistu parameetriteks, mille seos metsaserva heleduse gradiendiga oli tugevaim. Metsa ja raiesmiku servaala heleduse kontrastsus vähenes lageraiest möödunud aja pikenedes. Kõigil uuritud puistu parameetritel, samuti metsaserva asimutaalsuunal ning lageraiest möödunud ajal oli ühetaoline mõju metsaserva heleduse kontrastsusele nii spektri nähtavas kui ka lähi-infrapunases piirkonnas.

III Talvistest Landsat TM piltidest koostatud Eesti metsakaart

Eesti metsakaardi koostamisel kasutasime satelliidi Landsat skannerite TM ja ETM+ numbrilisi pilte. Landsat TM piltide aegrida on pikim ja seni (hilissuvi 2008. a) veel jätkuv keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltide aegrida. Eestis on Eesti ala

katvad satelliidipildid olemas viimase 23 aasta kohta. Teadaolevalt varaseimad Landsat TM pildid Eesti ala kohta pärinevad aastast 1985. Landsat TM piltide ruumiline lahutus (piksli suurus) maapinnal on 30 meetrit. Niisugustest piltidest saab koostada kaarte, mille täpsus on võrreldav trükitud kaartidega mõõtkavas 1:50 000 kuni 1:100 000.

Satelliidipiltidest kasutasime pilvitu ilmaga või võimalikult vähese pilvisusega oludes tehtud pilte veebruari lõpust või märtsikuust. Valikuvõimaluse korral eelistasime võimalikult hilise kuupäeva pilte, mil lausalise lumikatte paksus ületab EMHI mõõtmisandmetel 10 cm. Talvisest pööripäevast ajas edasi liikudes on päikesesünkroonse, kohalikus ajas ligilähedaselt samal kellaajal aluspinnast ülelendava satelliidi Landsat pildistamise ajal igal järgneval selgel päeval päikesekiirgusega valgustatus intensiivsem. Hilistalvistel pildidel on täielikumalt kasutatud satelliidi skanneri praegusaja arusaamade kohaselt väikese tundlikkusega 8-bitine radiomeetriline skaala (eristatavaid heleduse nivooosid on hilistalvistel pildidel rohkem kui talve alguse pildidel). Eeldatavalt on skanneri radiomeetrilisest mõõtmistäpsusest tingitud klassifitseerimisvead ka väiksemad. Eesti ala katavad neli-viis, vajadusel nominaalse asendi suhtes veidi nihutatud Landsat TM satelliidipilti (joonis 5).



Joonis 5. Eesti metsakaart ning satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (TM) piltide nominaalsete kaardrite asend Eesti ala suhtes. Numbritega on näidatud kaardrite nomenklatuur.

Arhiveeritud Landsat TM piltide enam kui 20-aastasest aegruumist on kolm aastat (1987, 1996, 2005), mille talvised vähese pilvisusega oludes tehtud pildid katavad kogu Eesti ala. Ülejäänud aastatest on Eesti ala katvaid hilistalviseid pilte vaid üksikuid, neil pildidel on pildiväli kas osaliselt pilvedega kaetud või on pildistamise ajaks lausaline lumikate Eesti alalt paiguti sulanud.

Klasside „mets” ja „mittemets” eristamiseks kasutasime pilte aastast 1996. Selle klassifitseerimisotsuse tulemusena valmis metsaga metsamaa kaart. Metsamaal olevate lageraietalade kinnitamiseks kasutasime pilte aastast 1987. Selle klassifitseerimisotsuse tulemuseks on metsamaa kaart.

IV Satelliidipiltide klassifitseerimine

Pikslid talvistel satelliidipildidel on klassifitseeritud kahte klassi: „mets” või „mittemets”, sõltuvalt piksli heleduse väärtusest. Talvise, lumikattega oludes tehtud pildi pikslite heleduse sagedusjaotuses domineerivad kaks nivood: suure heledusega lagedate alade nivoo ning väikese heledusega metsade nivoo (joonis 2). Heleduse sagedusjaotus on kahemodaalne, kahe lokaalse maksimumiga ning nendevahelise madala lameda n.ö sadulaga. Sagedusjaotuse sadulat moodustavate heledusväärtustega pikslid on põhiliselt metsade ja lagedate alade servapikslid, kus 30-meetrise piksli piiresse jäävad mõlemad klassid. Vahepealse heledusega objektideks on ka üleminekulised alad metsadelt mittemetsadele, s.o puisrabad ja -madalood ning viimastel aastatel põllumajanduslikust kasutusest väljajäänud ning metsastuvad põllumajandusmaad. Nende objektide pindalaline osatähtsus, seega ka osatähtsus pildivälja pikslite arvus, on suuremal osal Eesti alast väike.

Klasside „mets” ja „mittemets” eristamine talvistel satelliidipildidel on tehtud pikslite heleduse järgi, nn nivooaga lõikamisena, st jäiga eristuspiiri seadmisena kahemodaalse sagedusjaotuse sadula osasse. Heleduse sagedusjaotuse sadulasse tõmmatava kahe klassi eristuspiiri kontrolli vahendina oleme kasutanud Eesti põhikaardi pindobjektide andmekihi klasside „mets” ja „noor mets” alasid.

Klassifitseerimiseks sobivad põhimõtteliselt kõik skanneri Landsat TM spektri nähtava ja lähi-infrapunase piirkonna pildid, 1–4 kanali pildid (Peterson *et al.*, 2004). Oleme kasutanud skanneri punase spektri piirkonna pilte Landsat TM 3, kuna selle spektri piirkonna talvise pildi dünaamiline diapasoone, skanneri tundlikkus on suurim. Heleduse eristusnivoo nihutamine sadula keskkoha, st eristuspiiri ümbruses, ühe nivoo võrra (skanneri 8-bitises 256-nivoolises mõõteskaalas), toob kaasa olenevalt nihutamise suunast 0,2–0,3%-lise metsaga alade pindala „kasvatamise” või „kahandamise”. Eristuslävendi nihutamine ei tekita reeglina uusi pindobjekte. Eristuspiiri nihutamine lisab või kõrvaldab üksikuid piksleid pindobjektide servapiirkonnas.

Klasside „mets” ja „mittemets” heleduse eristusnivoo on leitud eraldi Eesti baaskaardi lehe suuruste pildilõikude kaupa (25×25 km maapinnal). Niisuguse suurusega ala on Eesti oludes piisavalt suur, et sisaldada suurte pindobjektidena nii heledat

mittemetsa kui ka tumedat metsa. Sama klassifitseerimisotsust on reeglina rakendatud maakonnasuuruste pildivälja osade suhtes. Heleduse erinevused Landsat TM kaadri pildivälja osades (küljepikkus 175×180 km) võivad olla tingitud pildistamise hetke atmosfääri erinevast läbipaistvusest, samuti lumepinna heleduse erinevustest.

V Klassifitseeritud piltide järeltöötlus

Klassifitseerimisotsus „mets” või „mittemets” on tehtud iga piksli heledusest lähtuvalt. Metsaks klassifitseeritakse pikselhaaval ka objektid, mille heledus sarnaneb metsaga, kuid mis erinevatel põhjustel mets olla ei saa, paiknedes loogiliselt lubamatul alal, näiteks veekogu või asula piires või olles metsaks klassifitseerimiseks liiga väikese pindalaga.

Klassifitseeritud satelliidipiltide järeltöötusel kasutasime järgmisi võtteid: Eesti baaskaardi andmestikust kasutasime pindobjektide andmekihi klasse „looduslik ala”, „märgala” ja „soo”. Loetletud kolmest klassist moodustatud ühise maski puhverdasime ühe piksli võrra väljapoole, et vältida satelliidipildilt klassifitseeritud metsapiiri kohatist mahalõikamist. Heleduse järgi klassifitseeritud mets lubati vaid nende klassidega määratud pinna piires. Selle sammu tulemusena kõrvaldatakse lubamatult metsaks klassifitseeritud objektid veekogudest, põllumajandusmaalt ja asulatest, sealhulgas ka talude hoonestusalad. Asulates on tumedateks objektideks näiteks lumeta katused, teelõigud ja väljakud. Samuti võivad heleduse järgi, enne baaskaardi maskiga tõkestamist, olla klassifitseeritud metsaks Eesti suuremate jõgede (Emajõgi, Narva jõgi) jõelõigud, mis märtsikuus on jäävabad. Järvejääle võib olla valgunud vesi, mida võib heleduse järgi metsaks pidada. Tähelepanv on mõne varasema aasta satelliidipildil tumedate pindade, potentsiaalsete „metsade” esinemine põllumajandusmaa piires. Tegemist on tõenäoliselt eeskätt põldude lupjamise tulemusel tumenenud pinnaga. Järgnevate aastate talvepildidel on ajutiselt tekkinud tumedad pinnad taas kadunud.

Metsakaarti kasutatakse metsamaa pindala mõõtmiseks ning metsas toimunud muutuste hindamiseks, sealhulgas ka muutuste hindamiseks satelliidipiltidelt. Niisuguses olukorras on põhjendatud sellise metsamaa kaardi tekitamine, millel on kinni kaetud võimalikult suur osa lageraielanke. Meie kasutada olid 1996. aasta satelliidipiltidele lisaks ka pildid aastast 1987. Analoogiliselt 1996. a piltide klassifitseerimisega jagasime samal viisil ka 1987. a talvised pildid kaheks klassiks: „mets” ja „mittemets”. Klassifitseerimistulemusel rakendasime samu baaskaardi maske. 1987. a metsakontuurid puhverdasime ühe piksli võrra välispiirist sissepoole, et vältida metsa välispiiri „juurdekasvatamist”, mis tehetes kahe rasterkaardiga on servaaladel kohati vältimatu, ning katsime sel viisil kinni ajavahemikus 1987–1996 raiutud lageraialad.

Peipsi järve ja Läänemere rannajoone puhverdasime ühe piksli võrra väljapoole ega lubanud klassi „mets” rannajoonest ühe piksli laiusesse vööndisse, et vesi ei satuks klassi „mets”. Selle otsusega keelasime vähemal määral tegelikku metsa. Baaskaardilt pärineva klassifitseerimisotsusena „lõikasime” metsakontuuridesse sisse kõrgepingeliinid ja riigimaanteed. Mõlemate trasside laius on piisav, et eristuda ühe piksli laiuste

joonobjektidena.

Viimase sammuna rakendasime pindalapiirangut, lugedes metsad alla 0,5 ha pindalaga klassi „mittemets” kuuluvaks. Sama pindalapiirangut, 0,5 ha, rakendasime metsas olevaile lagendikele, sulatades need metsakontuuridesse. Landsat TM satelliidipiltidest koostatud metsakaart on valminud Keskkonnaministeeriumi tellimusel. Tulemus (vähendatuna) on joonisel 5.

VI Aastaaegadest sõltuvad tegurid lageraialade kaardistamisel

Ajas toimunud muutuste leidmiseks kaugseirepiltide abil kasutatakse enamasti pildipaaride muutuste mõõtmise meetodit. Üksikute pildipaaridega kirjeldatakse enamasti muutusi ka siis, kui uuritav ajavahemik on pikem, enam kui kümme aastat. Eesti metsades väljenduvad selgelt sesoonsed käigud, sealjuures ka kaugseirepiltidelt mõõdetavad sesoonsed heleduse käigud. Heleduse muutused aastaajati on suurema amplituudiga kui mitmeaastased heleduse muutused, näiteks mitmeaastased kesksuvised heleduse või mitmeaastased kevadise heleduse muutused lageraie järgse esimese kümnekonna aasta kestel. Muutuste mõõtmise numbrilised tulemused olenevad sellest, missuguste aastaaegade pildipaare omavahel võrreldakse (Lambin, 1996). Mitme aasta ajavahemikus toimunud muutuste jälgimiseks on soovitatud ka piltide nn fenoloogilist korrektsiooni, erinevate aastate piltidelt mõõdetud heleduse taandamist võrreldavatesse fenoloogilistesse tingimustesse (Cihlar, 2000; Mas, 1999; Rogan *et al.*, 2002).

Selleks, et keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt hinnata mingi piirkonna lageraialade pindala ning raiesmike lageraieist möödunud aega aastates, on otstarbekaimaks lahenduseks iga-aastaste satelliidipiltide kasutamine. Paraku on satelliidipiltide arhiivis lüngad, st aegreas puuduvad kohati piisavalt vähese pilvisusega pildid.

Analüüsiga käsitlesime taimekasvu aastase fenoloogilise tsükli kolme võtmeperioodi:

- 1) püsiva lumikatte oludega hilistalv;
- 2) kiire taimekasvuperiood maikuu, fenoloogiliselt enne kasepungade puhkemist;
- 3) taimede kasvuperioodi ehk vegetatsiooniperioodi maksimum juulis.

Analüüsisime statistiliselt olulisi erinevusi raiesmikukoosluste heleduses aastase fenoloogilise tsükli erinevatel perioodidel, võrreldes mitmesuguste kasvutingimuste ning erineva lageraieist möödunud perioodi pikkusega raiesmikukooslusi.

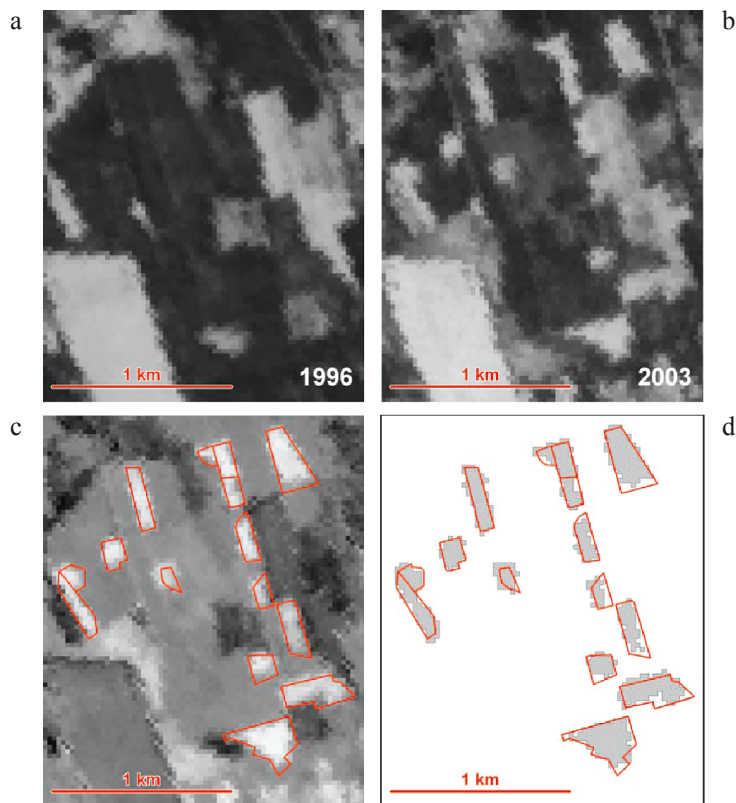
Analüüsiks valisime 60×45 km suurusega ala Kesk-Eestist, mis hõlmas riigimetsi ja lageraialasid Aimla, Alatskivi, Elva, Kiidjärve, Laeva, Pikknurme ja Vara metskondades. Talvisel pildil jäi analüüsiala piiresse 493 üle 2 ha pindalaga raiesmikku (pilt tehtud 10.03.1996, Landsat TM kaader 187/19); kevadisel pildil oli 689 raiesmikku (pilt tehtud 01.05.2000, Landsat TM kaader 186/19); suvisel pildil 663 raiesmikku (pilt tehtud 10.07.1999, Landsat TM kaader 186/19). Riigimetsade andmestiku vektorkaardist

tekitasime lageraialade kaardi, kus puhverdasime raiesmiku servaala välisservast ühe piksli laiuse vööndina sissepoole, et vältida raiesmiku ning kasvava metsa segupikslite sattumist analüüsiandmestiku valimisse. Arvutasime (lisaks riigimetsade andmebaasi andmestikule) häilude pindala lagedatel aladel, mille piiresse raiesmikud jäid. Mittemetsa häil võis olla ühe raiesmiku suurune, seega 2 ha, või ka suurem, juhul kui mitu külgnevat raiesmikku moodustasid ühise, mittemetsana klassifitseeritud häilu. Raiesmikukoosluste heleduse sõltuvust lageraiest möödunud ajast aastates, metsatüübirühmast ning raiesmiku suurusest analüüsisime lineaarse modelleerimise vahenditega paketi Statistica 6.0 keskkonnas. Kevadisel ja suvisel pildil olid analüüsitavateks parameetriteks raiesmike keskmised heledused Landsat TM erinevate kanalite piltidel ning kanalite heledustest arvatud vegetatsiooniindeks NDVI. Talvise pildi analüüsitavateks parameetriteks olid Landsat TM spektri nähtava ja lähi-infrapunase piirkonna kanalite 1–4 heleduse väärtused. Statistilise olulisuse hinnangud on tehtud lineaarse modelleerimise ja regressioonanalüüsi vahenditega paketi Statistika 6.0 keskkonnas.

Analüüsi tulemustest selgub, et hilistalvised lausalise lumikattega olud osutasid erinevate aastaegade seas fenoloogiliselt sobivaimaks ajaks satelliidipiltidelt lageraialade pindala mõõtmiseks. Kevadistel ja suvistel piltidel avaldusid kasvukohatingimustega seostuvad heleduse erinevused. Häilu suurusel oli heledusele mõju talvisel ja suvisel pildil, kuid mitte kevadisel pildil. Suvepoolaasta satelliidipildid, kevadel maikuu ning kesksuvel juunis ja juulis tehtud satelliidipildid osutasid seega sobivaimaks erinevates kasvukohatingimustes olevatel lageraialadel lageraiest möödunud ajavahemiku (aastates) hinnanguiks. Saadud tulemuste analüüsi üksikasjad on kirjeldatud ajakirjas *Scandinavian Journal of Forest Research* avaldatud artiklis (Püssa *et al.*, 2005).

VII Lageraialade kaardistamine satelliidipiltide aegreast

Pilditötluse ülesandena on lageraielankide kaardistamine sõnastatav pildipaari või ka mitme pildi võrdlusena, kus ajas varem tehtud piltidel on antud paik äratuntav kui mets, hiljem tehtud piltidel samas paigas metsa enam ei ole (joonis 6). Aja jooksul leiab lagedaks raiutud paigas aset suur heleduse muutus. Ülejäänud alad pildil (suurem osa pildiväljast) jäävad muutumatuks või muutuvad vähe – need alad kas olid metsad ja jäidki selleks või siis ei olnud metsad kummalgi piltidest. Raiesmike äratundmisel on heleduse tõttu eelistatud talvised lausalise lumikattega pildid. Raiesmikke võib satelliidipildil ära tunda ka kuju järgi, sest enamasti on raiesmikud raiutud korrapäraste nelinurkadena ning asuvad metsa sees, olles kõigist külgedest metsaga ümbritsetud. Pildi silma järgi hindamist ehk visuaalset dešifreerimist võib otstarbeka tegevusena ette kujutada suurte piltide klassifitseerimistäpsuse järelkontrollil, mitte niivõrd suurte alade klassifitseerimise põhivõttena, mil täpsushinnangu andmine kujutab endast sama aeganõudva tegevuse veelkordset läbitegemist.



Joonis 6. **a)** fragment 10.03.1996 Landsat TM satelliidipildist Viljandimaa Aimla metskonnas; **b)** sama ala, pildistatuna 06.03.2003; **c)** hilisema ning piltide regressiooniseosega prognoositud pildi aritmeetilise vahe pilt (vasakul all). Keskmiselt hallid alad pildil (c) on vähe muutunud objektid, väga heledad objektid on kahe pildi tegemise ajavahemikus raiutud lageraialad, tumedamad objektid on varasematel aastatel enne esimese pildi pildistamist raiutud ning metsana taastuvad endised lageraialad; **d)** lageraialade klassifitseerimisotsus vahepildilt tehakse pildilt klassifitseeritud lageraialade (hallid pinnad) kogupindala sobitamisenä andmebaasi lageraialade (punase servajoonega) kogupindala suhtes. Üksikute lageraialade pindala on kahes andmestikus (andmebaasis ja pildilt klassifitseerituna) üldjuhul erinev.

Lageraielankide äratundmine satelliidipildidel ning nende kaardistamine tähendab pilditöötluse ja ruumianalüüsi seisukohast iga pildielemendi ehk piksli suhtes kolme järjestikuse otsuse vastuvõtmist:

1. otsus: kas tegemist on (olnud) metsaga?
2. otsus: kui tegemist on metsaga, siis kas heleduse muutus on olnud piisav, et ala võiks pidada lageraielangiks?
3. otsus: missuguseid lageraialana ära tuntud objekte lugeda tegelikeks lageraielankideks, missugused neist moodustavad müra?

Esimene otsus, metsade eristamine mittemetsadest, toetub talvistel lausalise lumikattega satelliidipildidel. Teine otsus, oluliselt muutunud alade, st lageraielade eristamiseks muutumatu püsinud aladest, tehakse tavaliselt kahe pildi lahutustehtena. Pildid on seejuures eelnevalt skaleeritud ühetaolisesse mõõtmistingimustes. Lahutustehtega lahutatakse üksikhaaval ühe pildi piksli numbrilise heleduse väärtusest teise pildi sama aadressiga (pildi rea- ja veerunumbri) piksli väärtus. Nii nagu lahutustehte tulemusena ikka, on ühesuguste (või sarnaste) numbrite vaheks null (või nullilähedane tulemus). Aladel, mis erineval ajal tehtud pildidel heleduse järgi vähe erinevad, on vahe pildil nulli lähedase väärtusega. Järgnevalt vajab kaalumist lävendi, eristuspiiri leidmine, millest suuremaid muutusi loetakse olulisteks. Oluliste muutuste piir määratakse statistilise eeskirja järgi, näiteks pildivälja pikslite variatsiooni kirjeldava standardhälbe ühikuis mõõdetava erinevusena kahe pildi pikslite heleduste vahe keskväärtusest. Oluliselt muutuks loetakse piksleid, mille erinevus on lävendist suurem. See otsus on ajendatud ka pildi ruumilisest lahutusest. Eesti raiesmike tavaliseks läbimõõduks on sadakond või paarsada meetrit. Seega iga raiesmikku tähistavaist piksleist suurusega 30 m, on veerand kuni kolmandik servapikslid ehk pikslid, mille piires on erineval määral kas raiesmikku või naabruses olevat metsa. Servapikslite heledus on lageraieala heleduse ning metsa heleduse vahepealne, olenevalt sellest, missugune on komponentide vahekord. Tingituna keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltide piksli suurusest (30 m maapinnal), ei ole põhjust mõõta iga raiesmiku pindala üksikhaaval. Saadav tulemus ei ole ühe raiesmiku pindalahinnanguks täpne. Mõistlikuks tegevuseks on lageraiealade pindalahinnang mingi ala kohta, mille piires on palju mitmekümnehektarilise kogupindalaga lageraiealaid. Eesti oludes on mõeldavad lageraiealade pindalahinnangud näiteks valdade või maakondade piires. Üksikute lageraiealade pindala üle- ja alahinnangud, juhul kui lävendi valikul ei ole süstemaatiliselt eksitud, keskmistuvad suurema arvu objektide puhul. Pildidel mõõdetud lageraiealade pindalahinnangu täpsust kinnitab hinnangu võrdlus metsanduslikust andmebaasist (maapinnal) leitud lageraiealade mõõdetud pindalaga.

VIII Lageraiealade ning nendega sarnaste häirituste seire Eestis

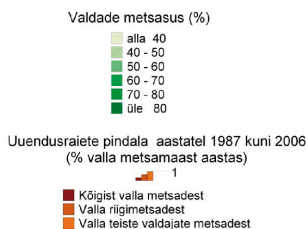
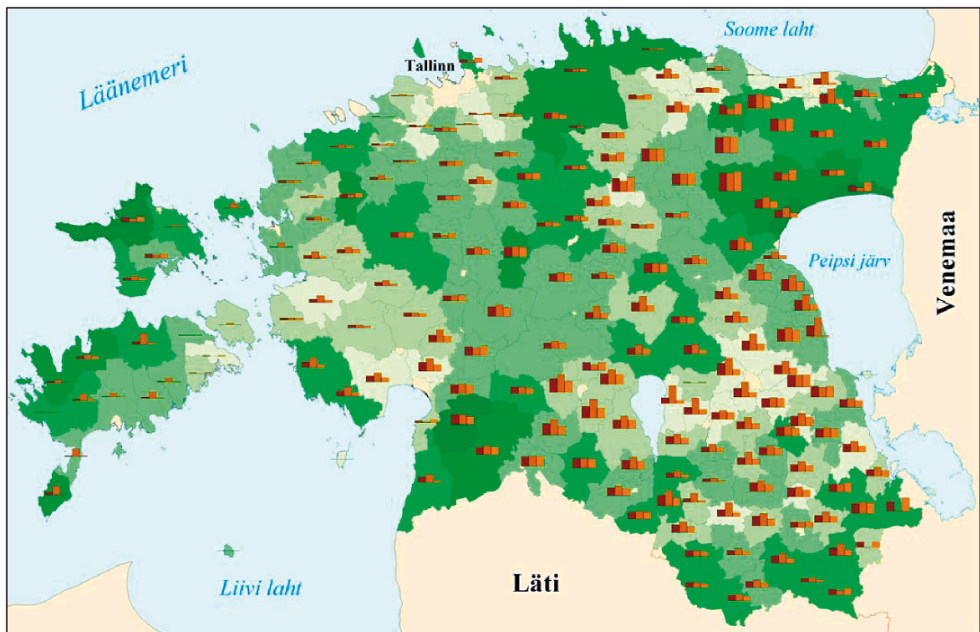
Lageraiealade seirel on kasutatud keskmise ruumilise lahutusega satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (TM) märtsikuisseid lausalise lumikattega oludes tehtud pilte aastail 1987, 1993, 1996, 2001, 2003, 2005 ja 2006. Raiesmike äratundmiseks eelistasime lausalise lumikattega oludes tehtud pilte.

Hinnang Eesti metsades viimase 19 aasta jooksul (1987–2006) raiutud lageraiealade pindalale on antud maakondade ja valdade kaupa. Vallad erinevad üksteisest nii metsasuse kui ka riigimetsa osakaalu poolest. Lageraiealade pindala on mõõdetud valla metsamaa kui kasutada oleva metsaresursi suhtes. Klassifitseerimisotsused on tehtud riigimetsaalade raiesmike näidiseid arvestades.

19-aastase ajavahemiku esimest (1987–1996) ja teist aastakümnet (1996–2006)

võrreldes on näha, et iga-aastane lageraielade pindala valdades on suurenenud keskmiselt rohkem kui kaks korda, seda põhiliselt riigimetsa (Riigimetsa Majandamise Keskus, RMK) kõrval teiste valdajate (erametsade) lageraielade arvelt. Raiutud lageraielade pindala oli praegustes erametsades 1980ndate ja 1990ndate vahetusel tühine, keskmiselt kuni 0,2% erametsamaast aastas. Viimasteks aastateks on erametsaalade raieintensiivsus kuuekordistunud, ületades lageraielade raieintensiivsust riigimetsas.

Kuigi 19-aastase ajavahemiku alguse- ja lõpuaastate võrdlusena on riigimetsade lageraielade aastane pindala suurenenud veerandi võrra ning teiste valdajate metsades kasvanud kuus korda, pole 19 aasta kestel erametsa lageraielade kogupindala riigimetsa lageraielade pindalast veel möödunud (joonis 7). Aastase keskmisena 19 aasta kestel jääb raiutud lageraielade pindala valdavas enamikus valdades alla 1% valla metsamaast aastas (tabel 1).



Joonis 7. Landsat TM satelliidipiltidest koostatud Eesti valdade metsasuse ning ajavahemikus 1987 – 2006 uuendusraietena raiutud metsa pindala kaart. Tulpdiagrammidega on eraldi tulpadena näidatud aastas raiutud suhteline osa kogu valla metsa pindalast, valla riigimetsa pindalast ning teiste valdajate metsa pindalast (muus omanduses olevast metsast, sh omanikuta metsast). Hinnang sisaldab ka suurte metsakahjustuste alade (tormimurrud) uuendusraiate pinda.

Tabel 1*. Eesti maakondade metsasus ning lageraialade ning nendega sarnaste häiringute (nt tormimurrud) suhteline pindala vahemikus 1987–2006.

Maakond	Pindala (ha)	Metsa pindala (ha)	Metsasus (%)	Riigi-metsa osakaal (%)	Uuendusraied metsa pindalast aastas (%)		
					Kogu maakond	Riigimets	Teiste valdajate mets
Harjumaa	431581	246485	57,1	31,7	0,25	0,27	0,23
Hiiumaa	102890	70188	68,2	31,2	0,24	0,22	0,27
Ida-Virumaa	331828	208346	62,8	54,2	0,59	0,62	0,57
Järvamaa	244632	133486	54,6	36,4	0,52	0,53	0,51
Läänemaa	241236	120387	49,9	18,1	0,20	0,35	0,17
Lääne-Virumaa	360939	200974	55,7	37,8	0,71	0,73	0,71
Pärnumaa	478546	268738	56,2	41,0	0,52	0,64	0,44
Pölvamaa	215356	113777	52,8	42,5	0,66	0,73	0,61
Raplamaa	296433	172214	58,1	30,2	0,44	0,49	0,42
Saaremaa	292692	172765	59,0	9,2	0,13	0,37	0,10
Tartumaa	297865	130473	43,8	40,9	0,69	0,94	0,53
Valgamaa	203231	119254	58,7	40,3	0,49	0,65	0,38
Viljandimaa	340256	186892	54,9	30,8	0,68	0,87	0,61
Võrumaa	229337	127245	55,5	35,9	0,50	0,63	0,40
Eesti	4325906	2414411	55,8	34,9	0,49	0,61	0,44

*Eesti ja maakondade pindala (01.01.2007 seisuga) on ilma Peipsi järve ja Võrtsjärvega.

Metsa pindala on arvutatud tavistelt Landsat TM satelliidipiltidel klassifitseeritud metsakaardilt.

RMK hallatava metsa (riigimetsa) osakaalus arvestatakse üksnes metsamaad. Välja on jäetud lagedad alad (lagerabad, madalsood).

Uuendusraiete pindala on esitatud maakonna metsamaa pindala suhtelise muutusena. Arvutustes kasutatud hilistalvised satelliidipildid on pildistatud märtsikuus – ajavahemik on märtsist märtsini. Hinnang sisaldab ka suurte metsakahjustuste (tormimurrud) pindala.

Teiste valdajate mets tähendab mitteriigimetsa, sh omanikuta metsa.

Kuigi iga-aastane lageraialade pindala valdades jääb pika perioodi, 19 aasta kestel 1% piiresse valla metsamaast, siis suured on erinevused metsakasvukohatüüpide lõikes. Pikaajalise keskmisena on paiguti üle raiutud laane- ja salumetsi. Alaraiutud on soometsad, millest madalsooraiesmike pindala on erinevates maakondades kuni poolteist ja rabametsade raiesmike pindala samatüübiliste metsade osakaalust viis korda väiksem. Uuendusraiete alad ei ole niisiis metsatüübiti jaotunud ühtlaselt, vaid on koondunud metsakasvu suhtes parematesse kasvupaikadesse.

IX Järeldused

Eelpool esitatud kokku võttes võib teha järgmisi tähelepanekuid:

- Kõiki erinevaid metsatüpe ning maa omandivorme arvestades on pikaajaline keskmine lageraialade raiumise intensiivsus viimase kahe aastakümne kestel suurusjärgus 1% metsamaast aastas. Üldistus kehtib suurtel, maakonnasuurustel pindadel.

- Erinevate kasvupaikade metsi ei raiuta ühetaoliselt. Metsa kasvutingimustelt paremate kasvupaikade metsi raiutakse samatüübiliste metsadega võrreldes suhteliselt rohkem. Eelistatult raiutud laanemetsaraiesmike suhteline pindalaerinevus harva raiutud rabametsaraiesmikega võrreldes on kuni kümnekordne. Soometsades, mille osakaal on ligi kolmandik metsamaast, raiutakse lageraialasid pindalaliselt kordades vähem kui samatüübiliste metsade osakaal metsamaast valdades. Laane- ja salumetsade puhul on olukord vastupidine.

- Riigimetsa lageraialade raiumise tava on pigem konservatiivne. Ülepinnaliselt keskmistatuna on aastane lageraialade raiumise intensiivsus kahe aastakümne jooksul riigimetsas suurenenud veerandi võrra. Teiste valdajate metsamaal on lageraialade raiumise intensiivsus kahe aastakümne võrdlusega olnud progresseeruv (tabel 2). RMK lageraialade ja teiste valdajate lageraialade suhe on aastakümnetagusest 4:1 suhtelt asendunud ligikaudu võrdse suhtega või isegi erametsa väikese ülekaaluga. Seni on viimase 19 aasta kestel riigimetsas raiutud lageraialade kogupindala teiste valdajate lageraialade kogupindalast suurem.

- Maakondadest on lageraialade raiumise intensiivsus olnud kõrge Ida- ja Kesk-Eesti maakondades Tartu- ja Viljandimaal. Tormikahjustuste tõttu on lageraialade osakaal suur ka Lääne-Virumaal. Eesti keskmisest väiksem on lageraialade raiumise intensiivsus olnud Läänemaal ning saartel.

Tabel 2*. Lageraialade ning nendega sarnaste häiringute pindala Eesti maakondade metsamaal võrrelduna kahel aastakümnel: 1987–1996 ja 1996–2006.

Maakond	Metsasus (%)	Riigi-metsa osakaal (%)	Uuendusraied metsa pindalast aastas (%), 1987 - 1996			Uuendusraied metsa pindalast aastas (%), 1996 - 2006		
			Kogu maakond	Riigi-mets	Teiste valdajate mets	Kogu maakond	Riigi-mets	Teiste valdajate mets
Harjumaa	57,1	31,7	0,14	0,22	0,09	0,34	0,32	0,36
Hiiumaa	68,2	31,2	0,07	0,19	0,02	0,39	0,25	0,49
Ida-Virumaa	62,8	54,2	0,30	0,43	0,12	0,86	0,79	0,98
Järvamaa	54,6	36,4	0,23	0,43	0,12	0,78	0,63	0,86
Jõgevamaa	55,3	38,0	0,32	0,68	0,11	0,97	1,12	0,91
Läänemaa	49,9	18,1	0,17	0,39	0,12	0,22	0,32	0,22
Lääne-Virumaa	55,7	37,8	0,27	0,48	0,12	1,11	0,96	1,25
Pärnumaa	56,2	41,0	0,33	0,59	0,13	0,70	0,70	0,71
Põlvamaa	52,8	42,5	0,37	0,67	0,13	0,93	0,79	1,05
Raplamaa	58,1	30,2	0,20	0,39	0,11	0,66	0,58	0,69
Saaremaa	59,0	9,2	0,11	0,36	0,08	0,14	0,38	0,11
Tartumaa	43,8	40,9	0,43	0,75	0,21	0,92	1,11	0,82
Valgamaa	58,7	40,3	0,31	0,58	0,13	0,64	0,71	0,61
Viljandimaa	54,9	30,8	0,32	0,77	0,14	1,00	0,97	1,03
Võrumaa	55,5	35,9	0,30	0,58	0,11	0,68	0,68	0,66
Eesti	55,8	34,9	0,26	0,50	0,12	0,70	0,70	0,73

* Arvutustes kasutatud hilistalvised Landsat TM satelliidipildid on pildistatud märtsikuus – ajavahemikud on märtsist märtsini. Hinnang sisaldab ka suurte metsakahjustuste alade (tormimurrud) pindala. Teiste valdajate mets tähendab mitteriigimetsa, sh omanikuta metsa.

Kasutatud kirjandus

- Cheng, F., and Thiel, K. H. 1995. *Delimiting the building heights in a city from the shadow in a panchromatic SPOT image: part 1: test of forty two buildings*. *International Journal of Remote Sensing*, 16, 409–415.
- Cohen, W.B., Fiorella, M., Gray, J., Helmer, E. and Anderson, K. 1998. *An efficient and accurate method for mapping forest clearcuts in the Pacific Northwest using Landsat imagery*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64, pp. 293–300.
- Congalton, R.G. 1988. *Using spatial autocorrelation analysis to explore the errors in maps generated from remotely sensed data*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54, pp. 587–592.
- Fortin, M.-J., and Edwards, G. 2001. *Delineation and analysis of vegetation boundaries*. In *Spatial Uncertainty in Ecology. Implications for Remote Sensing and GIS Applications*, edited by C. T. Hunsaker, M. A. Friedl, M. F. Goodchild and T. J. Case (New York: Springer), pp. 158–174.
- Hammond, T.O. and Verbyla, D.L. 1996. *Optimistic bias in classification accuracy assessment*. *International Journal of Remote Sensing*, 17, pp. 1261–1266.
- Hartl, P., and Cheng, F. 1995. *Delimiting the building heights in a city from the shadow in a panchromatic SPOT image: part 2: test of a complete city*. *International Journal of Remote Sensing*, 16, 2829–2842.
- Huang, C., Townshend, J. R. G., Liang, S., Kalluri, S. N. V., and Defries, R. S. 2002. *Impact of sensor's point spread function on land cover characterization: assessment and deconvolution*. *Remote Sensing of Environment*, 80, 203–212.
- Liira, J., Püssa, K. and Peterson, U. 2006. *The radiance contrast of forest-to-clearcut edges on a medium resolution Landsat Enhanced Thematic Mapper satellite winter image*. *International Journal of Remote Sensing*, 27, 2753–2766.
- Markham, B. L. 1985. *The Landsat sensors' spatial responses*. *IEEE Transactions on GeoScience and Remote Sensing*, 23, 864–875.
- Mickelson, J.G., Civco, D.L. and Silander, J.A. 1998. *Delineating forest canopy species in the Northeastern United States using multi-temporal TM imagery*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64, pp. 891–904.
- Muller, S.V., Walker, D.A., Nelson, P.E., Auerach, N.A., Bockheim, J.G., Guyer, S. and SHERBA, D. 1998. *Accuracy assessment of a land-cover map of the Kuparuk river basin, Alaska: considerations for remote regions*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64, pp. 649–628.
- Peterson, U. 2003. *Forest mapping for Eastern Baltic region with Landsat Thematic Mapper winter images*. *Research for Rural Development. Conference Proceedings held in Jelgava, Latvia on 21–24 May 2003, Jelgava*. Jelgava: Latvian University of Agriculture.
- Peterson, U., Püssa, K. and Liira, J. 2004. *Issues related to delineation of forest boundaries on Landsat Thematic Mapper winter images*. *International Journal of Remote Sensing*, 24, pp. 5617–5628.
- Püssa, K., Liira, J. and Peterson, U. 2005. *The effects of successional age and forest site type on radiance of forest clear-cut communities*. *Scandinavian Journal of Forest research*, 20(Suppl 6), 79–87.
- Richards, J.A. 1996. *Classifier performance and map accuracy*. *Remote Sensing of Environment*, 57, pp. 161–166.
- Russak, V. 2003. *Atmosfääri läbipaistvus. Eesti kiirguskliima teatmik, toim. H. Tooming* (Tallinn: Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut), lk. 66–72.
- Schowengerdt, R. A. 1997. *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing* (San Diego: Academic Press).
- Shettigara, V. K., and Sumerling, G. M. 1998. *Height determination of extended objects using shadows in SPOT images*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64, 35–44.
- Townshend, J. R. G., Huang, C., Kalluri, S. N. V., Defries, R. G., and Liang, S. 2000. *Beware of per-pixel characterization of land cover*. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 839–843.

Wickham, J.D., O'Neill, R.V., Ritters, K.H., Wade, T.G. and Jones, K.B. 1997. Sensitivity of selected landscape pattern metrics to land-cover misclassification and differences in land-cover composition. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63, pp. 397–402.

Zhu, Z., Yang, L., Stehman, S.V. and Czaplewski, R.L. 2000. Accuracy assessment for the U.S. Geological Survey regional land-cover mapping programme: New York and New Jersey region. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, pp. 1425–1435.

Xiao, X., Moore, B. III, Quin, X., Shen, Z., and Boles, S. 2002. Large-scale observations of alpine snow and ice cover in Asia. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 2213–2228.

Eesti põhikaardi okas-, sega- ja lehtmetsa eristatavus kaugseireandmete ja mullakaardi järgi, kasutades näidistele tuginevat järeldamist ja tehisõpet Tagasi sisukorra juurde

Mihkel Oviir, Kalle Remm, Madli Linder
Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut

Kokkuvõte

Kaugseire abil kaardistuse automatiseerimise peapõhjuseks on välitööde suur aja- ja ressursikulu. Teiseks põhjuseks võib nimetada välikaardistaja subjektiivset tõlgendust reaalsusest, mis on eriti tundlik looduses olevate sujuvate üleminekute klassifitseerimisel. Käesolevas töös tutvustatakse üht võimalikku lähenemist metsaliikide määramiseks kaugseire- ja kaardiandmete järgi, kasutades tarkvara *Pidevstuumium*.

Näidistel põhineva järeldamise meetodikat kasutav tarkvarasüsteem *Pidevstuumium* koosneb andmekihtidest, erinevaid parameetreid, vaatlusvektoreid ja tulemusi sisaldavatest andmebaasidest ning tehisõppe tarkvarast. Süsteem võimaldab lahendada järgmised ülesanded:

- ruumimustri indekse arvutamine andmebaasi tabelisse või binaarsesse rasterfaili;
- võimalikult täpseid sarnasusele tuginevaid hinnanguid andva tunnuste ja näidiste komplekti otsimine ning tunnuste ja näidiste kaalumise;
- nii nominaalsete kui ka numbriliste muutujate väärtuste hinnangute arvutamine andmebaasi tabelisse või binaarsesse rasterfaili.

Uurimuses kasutati tehisõppesüsteemi õpetusandmetena Otepää looduspargi taimkattekaardistuse vaatluste tulemusi, kontrollandmetena 225 välivaatluse tulemusi. Uurimuses hinnati metsaliike kolmel viisil: satelliidipiltide järgi, satelliidipiltide ja mullakaardi järgi, ortofoto ja satelliidipiltide järgi. Tehisõppe käigus salvestati andmebaasi õpetusandmetest pärit näidiste ja kasutatud tunnuste järgi uuritava ala metsaliikide äratundmiseks sobivad näidiste ja tunnuste kaalud. Antud uurimuses hinnati välitööl kogutud õpetusandmete põhjal eraldiste kuuluvust okas-, sega- või lehtmetsa klassi ja võrreldi neid põhikaardil samades kohtades olevate metsaliikidega ning kontrollvaatlustega ning samuti viimaseid omavahel. Parima prognoosi andnud andmekihtide kombinatsiooniks osutus LANDSAT-i erinevate kihtide ja mullakaardi kihtide kooslus.

Okas- ja lehtmetsade hinnangud näitavad, et näidistele põhineva järeldamise abil saab edukalt metsaliike eristada ning kasutatud meetodikat on mõtet edasi arendada.

Võtmesõnad: *kaugseire, kaardistamine, metsad, lehtmetsad, okasmetsad, segametsad, Maainfosüsteem, ETAK, LANDSAT, mullakaart, õpetusala, kontrollala*

I Sissejuhatus

Kaugseire abil kaardistuse automatiseerimise peapõhjuseks on välitööde suur aja- ja ressursikulu. Teiseks põhjuseks võib nimetada välikaardistaja subjektiivset tõlgendust reaalsusest, mis on eriti tundlik looduses olevate sujuvate üleminekute klassifitseerimisel. Üsna probleemseks on osutunud põhikaardi metsaliikide määramine, kuna mets katab umbes poole Eesti pinnast ning seda on võimatu lausalise välitööga katta, suurtesse metsamassiividesse on ligipääs raskendatud ning metsased alad on pidevas muutumises (metsaliigi muutused näiteks raiete või puuliikide erineva kasvukiiruse tõttu). Põhikaardi metsaliigi välikontrolli käigus on aga tuvastatud hulgaliselt vigu.

Eesti topograafiline andmekogu (ETAK) on Maa-ameti hallatava Maainfosüsteemi üks osa, mis on hetkel väljatöötamise ja juurutamise staadiumis ning mille eesmärgiks on erinevate ühilduvate topograafiliste andmekogude moodustamine. ETAK-i tuumandmebaasiks on planeeritud põhikaardi 1:10 000 digitaalkaardi andmed. ETAK-i reaalsusmudel on kirjeldatud ja süstematiseeritud need reaalse maailma nähtused ja nende omadused, mida andmekogus talletatakse. Reaalsusmudel on toodud ühe nähtusena mets, seejuures on kirjas, et okas-, sega- ja lehtmetsa omavahel ei eristata (Maa-amet, 2007). Praegune seis ongi selline, kus põhikaardi uuendamise käigus metsaliike ei määrata ja kaardile neid ei kanta.

Järgnevalt tutvustatakse üht võimalikku lähenemist metsaliikide määramiseks kaugseire- ja kaardiandmete järgi, kasutades tarkvara *Pidevstuudium*.

Uurimistöö eesmärgid olid järgmised:

- uurida põhikaardi metsaliikide eristatavust näidistele tugineva arvutusliku meetodiga;
- selgitada, kas erinevate meetodikatega saadud hinnangute erinevust saab seostada õpetusandmete paiknemisega.

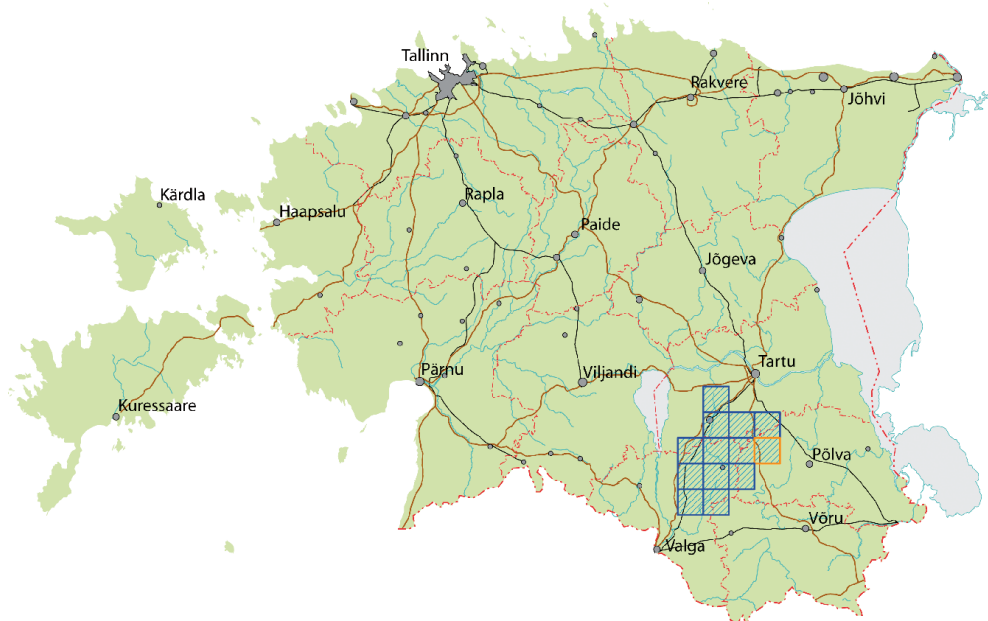
II Materjal ja meetodika

2.1. Uurimisala ja väliandmed

Selles uurimuses kasutati tehisõppesüsteemi õpetusandmetena Otepää looduspargi taimkattekaardistuse (Remm, Linder, 2006) 1255 vaatlust ning kontrollandmetena M. Oviiri 225 välivaatlust. Õpetusandmed paiknevad valdavalt Otepää looduspargi territooriumil ja selle läheduses Eesti põhikaardi kaardilehtedel 54.23, 54.24, 54.33, 54.34, 54.35, 54.43, 54.44, 54.45, 54.54, 54.55, 54.56 ja 54.64. Kontrolluuringu ala paikneb Põlvamaal, enamasti Kõlleste, osaliselt ka Valgjärve valla territooriumil 1:20 000 põhikaardi kaardilehel 54.46, mis on kaardistatud 1997. aastal ja põhikaardistuse teisel ringil 2004. aastal (joonis 1).

Kontrolluuringu alal tehti 2005. aasta juulist kuni oktoobrini 231 välivaatlust, millest uurimuses kasutati 225 vaatlust. Vaatlustulemused jagati kolme klassi: okas-, sega-

ja lehtmets. Metsaliikide eristamisel kasutati põhikaardistuse juhendis toodud kriteeriume (Maa-amet, 2007). Kuna põhikaardistusel hinnatakse metsaliike osatähtsuse järgi puistu tagavaras, aga kaugseirepiltidelt saab puistu koosseisu hinnata erinevat liiki puude võrade katvuse suhte järgi, siis on lisatud mõõndus, et osatähtsus puistu tagavaras on ligilähedane osatähtsusega puistu võrade katvusele üldtvaates.



Joonis 1. Uurimisala paiknemine. Sinisega märgitud kaardilehtedelt on pärit õpetusandmed, ruuge kast tähistab kontrolluuringu ala (kaardileht 54.46).

2.2. Kaardi- ja pildiandmed

Uurimuses kasutati Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituudis juba eelnevalt kaardi- ja pildiandmetest ettevalmistatud andmekihte. Tarkvarasüsteem *Pidevstudium* eeldab, et kõik andmekihid on rasteriseeritud ühtsesse failivormingusse. Kaugseire- ja kaardiandmete ruumimustrit kirjeldavate indeksite aluseks olevate pikslite piiramiseks vaatlusalaga loodi juurde nn eraldiste kiht. Välivaatluste eraldiste kiht on uurimisalade fail, kus vaatluskohad on fikseeritud nii keskpunkti koordinaatidega kui ka koha kirjelduse kehtivuse ulatust tähistavate eraldise piiridega. Piiride digitaliseerimisel kasutati vaatlusandmeid, ortofotosid, 1:10 000 digitaalset mullakaarti ning kahte erinevast ajast pärinevat põhikaarti, saavutamaks pildi- ja kaarditunnustelt võimalikult homogeenset eraldist. Kokku oli 2007. aasta aprilli seisuga uuritaval alal ette valmistatud 141 andmekihti. Metsaliikide tuvastamiseks kasutati kokku 55 kohatunnuste andmekihti ja kahte alasid piiravat lisakihti:

- Eesti põhikaart metsamaskina (1 kiht);
- välitöö eraldistekiht ruumilise eelklassifikaatorina (1 kiht);
- 1:10 000 mullakaart (7 kihti);
- 1:10 000 ortofoto aastast 2002 (13 kihti);
- LANDSAT 7 ETM+ pildid 23. mai 2005 (10 kihti) ja 11. juuni 2006 (9 kihti);
- LANDSAT 5 TM pildid 12. juulist 2006 (8 kihti) ja 15. septembrist 2006 (8 kihti)

2.3. Metoodika

Näidistel põhinev järeldamine (*Case-based reasoning*) on multidistsiplinaarne teadusharu, mis põhineb eelnenud kogemuse ärakasutamisel (Aha, 1998a). See on laialdaselt kasutusel valdkondades, kus puuduvad ranged reeglid ja üldistused, näiteks tunnetuspsühholoogias ning meditsiinilises ja tehnilises diagnostikas (Aha, 1998b). Reeglite asemel on üksikjuhtumid, mida kasutatakse uute juhtumitega võrdlemiseks. Näidistel põhineva järeldamise metoodikat kasutav tarkvarasüsteem *Pidevstuudium* koosneb andmekihtidest, erinevaid parameetreid, vaatlusvektoreid ja tulemusi sisaldavatest andmebaasidest ning tehiseõppe tarkvarast. Süsteem võimaldab lahendada järgmised ülesanded:

- ruumimustri indeksite arvutamine andmebaasi tabelisse või binaarsesse rasterfaili;
- võimalikult täpseid sarnasusele tuginevaid hinnanguid andva tunnuste ja näidiste komplekti otsimine ning tunnuste ja näidiste kaalumise;
- nii nominaalsete kui ka numbriliste muutujate väärtuste hinnangute arvutamine andmebaasi tabelisse või binaarsesse rasterfaili.

Andmekihid on vajalikud vaid ruumilistest andmetest tunnuste arvutamisel ning nad peavad vastama süsteemi nõuetele. Tarkvaraga *Pidevstuudium* seotud andmebaasid sisaldavad tunnuste väärtusi iga vaatluse puhul (vaatlusvektorid), vaatluste kirjelduses kasutatud koodide tähendusi, andmekihtide metaandmeid ning tabeleid, kuhu salvestatakse tunnuste ja näidiste kaalumise tulemused. *Pidevstuudium* suudab 2007. a jaanuari seisuga arvutada 31 erinevat indeksit, sealhulgas selliseid, mida teistes tarkvarapakettides reeglina ei ole, näiteks gradiendi tugevust, triibulisust ja kauguse pöördväärtusega kaalutud moodi (Remm, Linder, 2007).

Uurimuses hinnati metsaliike kolmel viisil: satelliidipiltide järgi, satelliidipiltide ja mullakaardi järgi, ortofoto ja satelliidipiltide järgi. Kokku kasutati 55 erinevat argumenttunnust. Tehiseõpe valis neist välja olulisemad, milledeks enamasti osutusid LANDSAT TM ja ETM+ pildikanalite tunnused. Tehiseõppe käigus salvestusid andmebaasi õpetusandmetest pärit näidiste ja kasutatud tunnuste järgi uuritava ala metsaliikide äratundmiseks sobivad näidiste ja tunnuste kaalud. Hinnangukaardi genereerimisel kasutati järgmisi parameetreid:

- piksli külje pikkus 10 m;
- interpoleerimissamm 16 (kaardi genereerimise kiirendamiseks ei arvutata mitte igale pikslile väärtust, vaid seda tehakse kindla sammu tagant, vahepealsete pikslite väärtused aga interpoleeritakse);

- interpoleeritavate pikslite vaheline suurim lubatud erinevus näidistega 10%;
- põhikaardi metsamask kui eelklassifikaator.

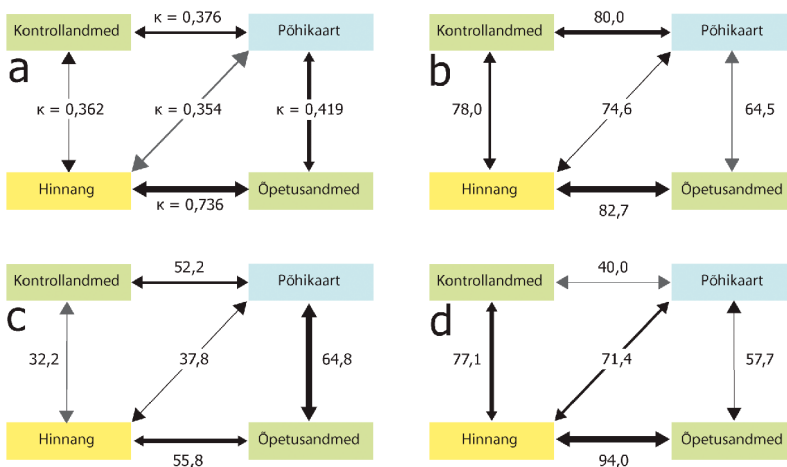
Lisaks metsaliikide kaardile genereeriti ka hinnangu otsusekindluse kaart, mis näitab protsentuaalset näidistega sarnasuse taset otsuse langetamisel.

Välitõöl määratud, põhikaardil oleva ja *Pidevstudiumi* poolt hinnatud metsaliigi kui nominaalse tunnuse kooskõla hindamiseks kasutati kapa koefitsienti (κ). Kapa põhineb veamaatriksil ja on väga levinud kaugseire abil saadud kaartide ja hinnangute kooskõla leidmiseks.

III Tulemused

Väländmete metsaliik ja vaatluspunktile lähim põhikaardi metsaliik langesid kokku 61,2% juhtudel, mis teeb põhikaardil oleva metsaliigi klassifitseerimise veaks 38,8%.

Tarkvaraga *Pidevstudium* hinnatud metsaliikide, ja õpetusandmetest pärit metsaliikide vaheline vastavus andis tugevaima kooskõla, mis on ka ootuspärane (joonis 2a). Parimaks andmekihtide kombinatsiooniks osutusid LANDSAT-i andmed koos ortofotoga (kokkulangevuste osa 84,8%, $\kappa = 0,743$). Teiste variantide puhul oli vastavus veidi nõrgem. Metsaliikide kaupa andis parima vastavuse just lehtmetsa tuvastamine. Kõikide kombinatsioonide puhul on lehtmetsa äratuntavus üle 90%. Suurim on satelliidipiltide ja mullakaardi andmekihtidest arvatud lehtmetsa vaatlustega kokkulangev osa (93,96%).



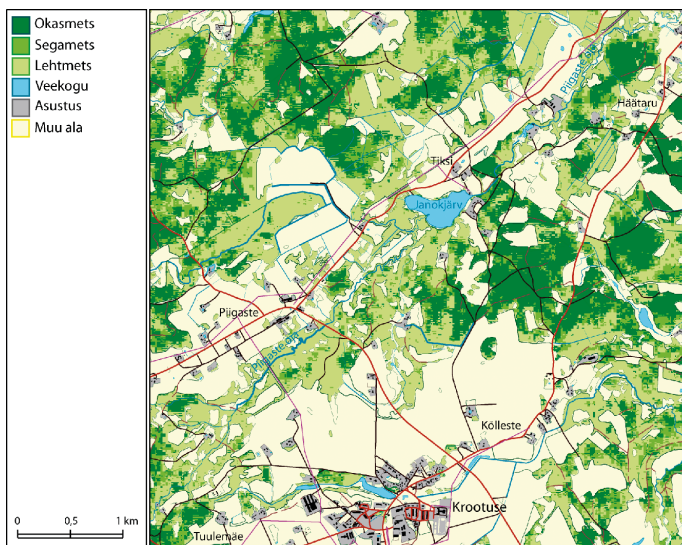
Joonis 2. Erinevate meetoditega määratud metsaliikide omavahelised vastavused: (a) üldvastavus (κ), (b) okasmetsa, (c) segametsa ning (d) lehtmetsa kokkulangevus (%). Hinnang – satelliidipiltide ja mullakaardi andmekihtide põhjal arvatud tulemus. Hinnangu ja põhikaardi vastavus on arvatud kontrollandmete kohtades.

Satelliidipiltide ja mullakaardi kombinatsioon andis parima tulemuse võrdlemisel ka põhikaardistusega. Õpetusandmete kohtades oleva põhikaardi metsaliigi ja kasutatud tarkvara poolt hinnatud metsaliigi kokkulangev osa oli 58,8%; $\kappa = 0,389$. Ka siin olid metsaliikide kaupa just lehtmetsal kõrgeimad kokkulangevused (suurim 91,1%).

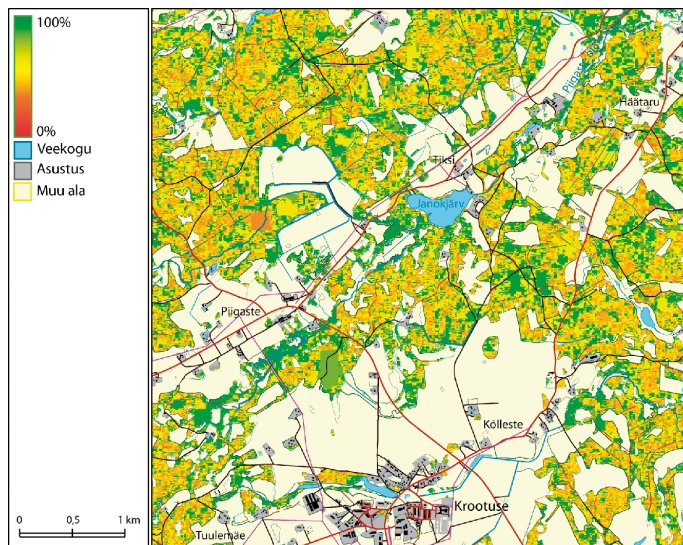
Kontrollvaatluse aladele arvatud hinnanguliste metsaliikide vastavused kontrollandmestiku ja põhikaardistusega on nõrgemad kui õpetusaladele hinnatud metsaliikide võrdlused (joonis 2a). Hinnatud metsaliikide ja kontrollvaatluste parim vastavus saavutati satelliidipiltide ja mullakaardi järgi arvutades. Vastavad arvnaõtjad: kokkulangev osa 59,6% ja $\kappa = 0,362$. Kõige nõrgema vastavuse andis LANDSAT-i ja ortofoto kombinatsioon ($\kappa = 0,306$). Kuigi viimati nimetatud kombinatsiooniga saavutati parim okasmetsa kokkulangevus kontrollvaatluste suhtes (89%), siis segametsade äratundmine oli väga nõrk. Kontrollvaatluste suhtes klassifitseeriti õigesti ainult 10 kohta 90-st (11,1%). 64,4% (58 korral) on välivaatlustel tuvastatud segamets klassifitseeritud okasmetsaks ja 24,4% (22 korral) lehtmetsaks.

Kontrollvaatluste aladel hinnatud metsaliikide ja samades kohtades olevate põhikaardi metsaliikide kooskõlad on üldiselt nõrgemad kui arvatud metsaliikide ja kontrollvaatluste vastavused. Samuti on tulemus kehvem samal viisil leitud metsaliikide võrdlusest põhikaardi andmetega õpetusvaatluste kohtades. Kõige tugevama vastavuse andis samuti satelliidipiltide ja mullakaardi järgi hinnatud metsaliikide võrdlus (kokkulangev osa 60,9%, $\kappa = 0,354$). Sarnaselt võrdlusele kontrollvaatlustega on metsaliikide kaupa parim kokkulangevus satelliidipiltide ja ortofoto järgi okasmetsa hindamisel (82,8%) ja ka kõige kehvem tulemus segametsa klassifitseerimisel (11,0%).

Metsaliigi hinnangulise kaardi (joonis 3) ja metsaliigi hindamise otsusekindluse kaardi (joonis 4) koostamiseks vaatlusala kohta kasutati kontrollandmete suhtes parima tulemuse andnud satelliidipiltide ja mullakaardi kihte sisaldavat kombinatsiooni.



Joonis 3. Hinnanguline metsaliikide kaart põhikaardi lehel 54.462.



Joonis 4. Metsaliikide hindamise otsusekindluse kaart põhikaardi lehel 54.462.

IV Arutelu

Põhikaardistusel metsaliikidele kui täiendaladele lubatav klassifitseerimise viga on 10%. Uurimuses leitud viga oli aga 38,8%. Seega on uute ja täpsemate klassifitseerimisviiside väljatöötamine põhikaardi metsaliikide määramiseks õigustatud.

Kontrollandmestiku suurem vigade osakaal on mõjutanud ka hilisemaid kooskõla analüüse. Kuigi põhikaardiga kokkulangevate vaatluste osa on kontrollandmetes veidi suurem (62,7%) kui õpetusandmetes (61,0%), siis kapa (κ) väärtused on vastupidi — kontrollandmetes 0,376, õpetusandmetes 0,419 (joonis 2a). See tähendab, et kontrollvaatlustes on metsaliigiti tulemuste varieeruvus suurem. Suhteliselt suur osa (43,3%) segametsi on kaardil märgitud okasmetsadeks ja lehtmetsi segametsadeks (51,4%).

Hinnatud metsaliigid andsid nii õpetus- kui kontrollandmete võrdlusel välivaatlustega paremaid tulemusi kui võrdlusel põhikaardistusega. See on ootuspärane ja viitab selles uurimuses kasutatud väliandmete usaldusväärsusele, eriti õpetusandmete puhul. Samas saab välja tuua erinevused õpetusandmete ja kontrollandmete asukohtadesse hinnatud metsaliikide võrdluste tulemustes põhikaardiga. Kõikide andmekihtide kombinatsioonide järgi hinnatud metsaliikide vastavused põhikaardiga õpetusandmete kohtades andsid keskmiselt paremaid tulemusi kui samadel alustel arvatud metsaliigid kontrollalal, mis viitab sellele, et kaugematelt aladelt pärit näidiste kasutamise korral hinnangud halvenevad. Kui palju ja millisel määral õpetusandmete paiknemine hinnangutulemusi mõjutab, oleks juba omaette uurimisteema. Samuti saab tulemuste erinevust seletada ka okas-, sega- ja lehtmetsade erinevate vahekordadega uuritaval aladel. Õpetusandmestikus oli levinuim metsaliik lehtmets, kontrollandmetes aga

okasmets ning lehtmetsi esines väga vähe, vaid 16%. Lisaks madalale osakaalule metsaliikide seas oli lehtmetsi ka arvuliselt vähe (35 vaatluskohas), mille tõttu võivad juhuslikud vead omandada suhteliselt suurt mõju.

Kuigi suuremale osale kontrollvaatlustele hinnati kasutatud tarkvara (*Pidevstuudium*) poolt õige metsaliik, siis kontrollandmete vastavuse võrdlus põhikaardiga ja hinnatud metsaliikidega näitab, et antud uurimuses kasutatud andmete ja meetodiliste seadetega ei ole põhikaardi metsaliikide määramine veel piisavalt tulemuslik. Võrdlusel põhikaardiga saadi κ väärtuseks 0,376, õpetusandmete järgi hinnatud metsaliikidega oli parim vastavus 0,362 (joonis 2a). Koguvastavused põhikaardiga olid 62,7% ja kontrollandmetega 59,6%.

Metsaliigiti on kõige raskem segametsa eristamine (joonis 2c), mida on täheldatud ka mujal maailmas (Nusser, Klaas, 2003). Uurimuses on segametsade puhul õpetusandmete vastavus hinnatud metsaliikidega nõrgem kui põhikaardiga, mis võib viidata vigadele õpetusandmetes segametsade osas. Satelliidipiltide kihtide ning satelliidipiltide ja ortofoto kihtide abil leitud segametsa vastavused on veel nõrgemad kui seda on satelliidipiltide ja mullakaardi järgi hinnatud segametsal, samas nii okas- kui lehtmetsa puhul on vastavad näitajad keskmiselt kõrgemad. Kõige paremini on eristatav okasmets (joonis 2b). Sarnaselt okasmetsale andis ka arvutatud lehtmets väliandmetega hea kooskõla. Suhteliselt kehvemad on aga väliandmete ja põhikaardi kokkulangevused lehtmetsa osas. Põhjuseks on ilmselt lehtmetsade klassifitseerimise vead põhikaardil. Kooskõlade uurimine metsaliigiti näitas, et usaldusväärsete õpetusandmete ja läbimõeldud tunnuste kasutamise korral oleks võimalik metsaliike eristada tasemel, mis ületaks praeguse põhikaardi täpsuse. Segametsa äratundmine kaugseire- ja kaardiandmete järgi võib olla tulemuslikum, kui muuta segametsa piiritlemise kriteeriume ning jagada segametsad klassidesse enamuspuliigi järgi.

V Järeldused

Antud uurimuses hinnati välitööl kogutud õpetusandmete põhjal eraldiste kuuluvust okas-, sega- või lehtmetsa klassi ja võrreldi neid põhikaardil samades kohtades olevate metsaliikidega ning kontrollvaatlustega ning samuti viimaseid omavahel. Parima prognoosi andnud andmekihtide kombinatsiooniks osutus LANDSAT-i erinevate kihtide ja mullakaardi kihtide kooslus. Tarkvaraga *Pidevstuudium* prognoositud metsaliikide ja kontrollvaatluste üldvastavus ning κ (kapa) olid madalamad kui kontrollvaatluste ja põhikaardi kooskõla hindamisel saadud tulemused. See tähendab, et metsaliikide eristamine näidistele tugineva arvutusliku meetodiga andis küll enamikel juhtudel õige tulemuse, kuid ei küüni siiski välikaardistusel saadava tulemuseni. Hinnatud metsaliigid andsid õpetusalal põhikaardiga paremaid vastavusi kui kontrollalal, mis tähendab, et teistest maastikutüüpidest pärit ja kaugemate õpetusandmete kasutamise korral tulemused halvenesid ning nende kasutamisel tuleks olla ettevaatlik. Okas- ja lehtmetsade hinnangud näitavad, et näidistele põhineva järeldamise abil saab edukalt metsaliike eristada ning kasutatud meetodikat on mõtet edasi arendada.

Kasutatud kirjandus

Aha, D.W. 1998a. *The Omnipresence of Case-Based Reasoning in Science and Application. Knowledge-Based Systems*, 261-273.

Aha, D.W. 1998b. *Feature weighting for lazy learning algorithms. In: Liu, H., Motoda, H. (Eds.), Feature Extraction, Construction and Selection: A Data Mining Perspective. Kluwer Academic Publisher, Norwell, MA, pp. 13–32.*

Maa-amet 2006. *Eesti põhikaardi 1:10 000 digitaalkaardistuse juhend. http://www.maaamet.ee/index.php?lang_id=1&page_id=15&menu_id=36 Versioon 5.1. 02.04.2008.*

Maa-amet 2007. *Eesti Topograafilise Andmekogu (ETAK) reaalsusmudeli nähtuste kataloog. http://www.maaamet.ee/index.php?lang_id=1&page_id=365&menu_id=29. 02.04.2008.*

Nusser, S.M., Klaas, E.E. 2003. *Survey methods for assessing land cover map accuracy. Environmental and Ecological Statistics* 10, 309-331.

Remm, K., Linder, M. 2006. *Otepää looduspargi taimkatte inventuuri esialgse kaardistusetapi aruanne. Leping nr. 21 04. augustist 2005.*

Remm, K., Linder, M. 2007. *Prognoosisüsteemi Pidevstudium tutvustus. Geodeet* 34 (58), 37-43.

Metsade produktiivsuse kaugseire Tagasi sisukorra juurde

Tiit Nilson¹, Mait Lang^{1,2}, Tõnu Lükk^{1,2}, Alo Eenmäe²
¹Tartu Observatoorium, ²Eesti Maaülikool

Kokkuvõte

Kyoto protokoll nõuete täitmiseks peab iga ÜRO kliimamuutuste raamleppes ühinenud riik esitama andmed vastava riigi territooriumil süsinikubilansi kõige olulisemate komponentide kohta. Metsad on olulised nii globaalse süsinikuringe kui ka sellega seotud veebilansi seisukohalt. See tähendab andmete kogumist metsade kogupindala, liigilise ja vanuselise koosseisu ning aastase juurdekasvu kohta. Odavaim ning operatiivsem viis korraliku kvantitatiivse informatsiooni saamiseks metsade kohta on satelliitkaugseire, kombineerituna traditsiooniliste metsanduslike mõõtmiste käigus kogutud andmestikega.

Järgnevas artiklis vaadeldakse Eesti metsade primaarproduktiooni hindamise võimalusi satelliitkaugseire abil. Töös on kasutatud LANDSAT-i ja SPOT-i satelliitpiltide Järvselja uurimisalal aastatest 1986–2007. Metsanduslikud andmed pärinevad Järvselja õppe-katsemajandi metsanduslikust andmebaasist (2001. a). Maapealsetest mõõtmistest kasutati taimkatte analüsaatoriga LAI-2000 tehtud mõõtmiste tulemusi Järvselja uurimisalal 2002. aastast.

Piisavalt esindusliku samatüübiliste puistute valimi tasemel osutus lineaarne seos Järvselja metsade tüvemassi juurdekasvu ja NDVI vegetatsiooniperioodi keskmise vahel heaks kehvema ja keskmise boniteediga puistutele. Seos FAPAR ja NDVI hetkväärtuste vahel ühe puistu tasemel aga polnud kuigi hea. Järvselja andmete kasutamisel andis parema lineaarse seose NDVI asendamine kas roheline või punase kanali heleduskordaja või LAI hindamiseks pakutud RSR indeksiga. Esialgsete hinnangute järgi seostub NDVI vegetatsiooniperioodi keskmine neto-primaarproduktiooni (NPP) hinnangutega paremini, kui näiteks indeksi RSR keskmine. Lõpliku vastuse, kas NDVI asemel peaks kasutama mõnda teist kaugseire indeksit, saab, kui teha läbi vastavad mudelarvutused metsa heleduse mudeli abil.

Esialgsed MODIS-e NPP väärtuste, metsandusliku andmebaasi tüvemahu juurdekasvu ning kõrgema lahutusega LANDSAT-i ja SPOT-i piltide aegrea kaudu tuletatud NPP väärtuste võrdlused näitavad, et MODIS-e NPP absoluutväärtused on üle hinnatud ja variatsioon pikslikt pikslikt väiksem kui seda ennustavad LANDSAT-i ja SPOT-i piltide aegread. Saadud esialgsed tulemused lubavad oletada, et kaugseire meetodite arendamisel Eesti metsade ja muu taimkatte produktiooni hindamiseks on perspektiivi.

Võtmesõnad: *kaugseire, MODIS, SPOT, LANDSAT, metsad, primaarproduktioon, neto-produktioon, kiirgus, süsinikubilanss, NDVI, PAR, FAPAR*

I Sissejuhatus

Maakera metsad, sealhulgas ka boreaalse ja boreonemoraalse vööndi metsad, on tähtsad nii globaalse süsinikubilansi kui ka sellega seotud veebilansi seisukohalt. ÜRO kliimamuutuste raamlepp 1997. a Kyoto protokoll nõuete täitmiseks peaks iga riik teadma andmeid vastava riigi territooriumil süsinikubilansi kõigi olulisemate komponentide kohta. Muuhulgas on oluline teada metsade kogupindala ning liigilist ja vanuselist koosseisu. Veelgi olulisem on saada metsades puidu aastase juurdekasvu/ produktiivsuse usaldusväärseid hinnanguid, mis iseloomustavad aasta jooksul puurinde poolt seotud süsiniku hulka. Mingid hinnangud on selleks tuletatavad riiklike metsainventeerimise (ingl k NFI – *National Forest Inventory*) tulemuste alusel. Siiski, praktiliselt ainus meetod, mis võimaldab kaasajal saada metsade kohta korralikku kvantitatiivset ja operatiivset (ja ilmselt ka odavaimat) infot nii globaalselt kui ka konkreetsete riikide tasemel, on satelliitkaugseire kombineerituna olemasolevate metsanduslike andmebaaside ja traditsiooniliste metsanduslike mõõtmistega. Loomulikult on huvipakkuv metsade produktiivsuse hindamine kaugseire meetoditega ka metsanduse seisukohalt.

Praegusajaks on välja töötatud ning juba konkreetsetes satelliidiprogrammides rakendatud mitmed algoritmid taimkatte neto-primaarproduktiooni (NPP) hindamiseks. Mingi taimkatte NPP all mõistetakse sisuliselt vahet selle taimkatte poolt fotosünteesi käigus seotud ja taimkatte ning mulla hingamisprotsessis eraldatud CO₂ (süsinikdioksiidi) hulkade vahel. Nii näiteks toodab satelliidil Terra paiknev sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) juba 2000. aastast alates pidevalt kaheksa päeva keskmisi ja aastaseid NPP hinnanguid 1×1 km või 7×7 km võrgustikul. Need andmed on üldsusele vabalt ja suhteliselt mugavalt kättesaadavad (nt http://daac.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/GR_col5_1/mod_viz.html). MODIS-e meeskonna poolt toodetud primaarproduktiooni hinnanguid on mõnel pool maailmas juba testitud ja leitud, et keskmisel tasemel on need kooskõlas maapealsete hinnangutega. Samas, madalama produktiivsusega aladel kipub MODIS-e meetodika andma üle hinnatud ja kõrgema produktiivsusega aladel alla hinnatud NPP väärtusi (Turner *et al.*, 2006). Sel teemal on ilmunud juba mitmeid teadusartikleid (Goetz, Prince, 1996; Goetz *et al.*, 1999; jt), kuid Eesti oludes MODIS-e NPP produkte seni testitud pole. Alustuseks tuleks uurida siiski metsade NPP ja satelliidipiltidelt tuletatava info seoseid MODIS-est parema lahutusvõime juures nii, et oleks võimalus paremini eristada erineva produktiivsusega metsatüüpe. Alljärgnevas vaatlemegi Eesti metsade primaarproduktiooni hindamise võimalusi LANDSAT-i ja SPOT-i skannerite abil, milliste pildielemendi ehk piksli suurus on vastavalt 30×30 ja 20×20 m.

II Materjal ja meetodika

2.1. Teoreetiline taust

Metsade primaarproduktiooni olemasolevate kaugseire meetoditega otse mõõta ei saa, mistõttu tuleb kasutada kaudseid viise. Metsade puhul on aasta jooksul seotud

süsiniku hulga heaks indikaatoriks puude tüvemassi juurdekasv, mis on küll tegelikult vaid üks metsa kui ökosüsteemi süsinikubilansi komponentidest. Arvestamata jäävad süsiniku akumulatsioon juurtesse ja mulda, puude okste ja lehestiku massi juurdekasv, rohu- ja samblarinde netoproduktioon ja mulla hingamisega seotud protsessid. Tüvemassi aastase juurdekasvu hinnang on tuletatav meie metsakorralduses kasutatava tunnuse, tüvemahu juurdekasvu ja vastava puuliigi puidu erikaalu alusel. Teades süsiniku sisaldust puidu kuivaines (48–51%), saab massi juurdekasvu taandada seotud süsiniku hulgale. Kaugseire abil metsade primaarproduktiooni hindamiseks oleks seega vaja leida eelkõige seoseid puistu tüvemahu või -massi juurdekasvu ja mõne satelliidipildidelt leitava suuruse vahel. Valdavalt kasutatakse taimkatte primaarproduktiooni hindamiseks normaliseeritud vahe indeksit (NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*; Rouse *et al.*, 1973), mis defineeritakse kahes kaugseires taimkatte jaoks olulises spektripiirkonnas, punases ja lähi-infrapunases, tehtud mõõtmiste alusel:

$$NDVI = (R_{NIR} - R_{red}) / (R_{NIR} + R_{red}), \quad (1)$$

kus R_{red} ja R_{NIR} on vastavalt spektri punases ja lähi-infrapunases piirkonnas mõõdetud heleduskordajad. Heleduskordaja on füüsikaline suurus, mis defineeritakse kui objektilt mingil valguse lainepikkusel mingis suunas (tavaliselt nadiiri suunas) peegeldunud kiirguse suhe samades valgustingimustes asetseva ideaalse peegeldaja poolt peegeldunud kiirgusse. Ideaalne peegeldaja ehk nn Lamberti pind on absoluutselt valge, st ei neela kiirgust ja peegeldab seejuures difuusselt, kõikides suundades ühte moodi. Punane ja lähi-infrapunane spektri piirkond valitakse taimkatte kirjeldamiseks seetõttu, et nad asetsevad vastavalt klorofüllitugevas neeldumisribas ja sellest väljaspool, kus rohelised taimelehed on väga heledad. Valemit (1) võib rakendada nii heleduskordajatele, mis mõõdetud väljaspool atmosfääri (TOA), kui ka maapinnalähedastele (TOC) heleduskordajatele. Viimaste puhul on satelliidilt mõõdetud signaalist atmosfääri mõju välja taandatud atmosfäärikorrektsiooni abil. Käesolevas töös vaadeldakse just maapinnalähedasi heleduskordajaid, mis on paremini seotud objektiga ja vähem atmosfääri olukorraga kui atmosfäärivälised heleduskordajad.

Praegusaja primaarproduktiooni hindamise meetodikad baseeruvad oluliselt Monteithi (1977) poolt välja pakutud seosel, et mingi taimkatte aastane netoprimaarproduktioon NPP on võrdeline selle taimestiku poolt vegetatsiooniperioodi jooksul neelatud fotosünteesiliselt aktiivse (400–700 nm) kiirguse koguhulgaga APAR (*Absorbed Photosynthetically Active Radiation*)

$$NPP = APAR \cdot \epsilon, \quad (2)$$

kus ϵ on kiirguse kasutamise efektiivsus. Enamuses uuringutes leiab sellise seose olemasolu üldiselt kinnitust. Siiski on leitud, et ϵ võib tuntavalt varieeruda erinevates kasvutingimustes, seda eriti stressitingimuste olemasolu korral. Teise levinud lähenemisviisi kohaselt kasutatakse seosest (2) vaid maksimaalset väärtust ϵ_{max} ja tuuakse sisse kvantitatiivsed seosed, mis arvestavad ϵ kahanemist mitmesuguste stressifaktorite mõjul. Seos (2) on empiiriline ja ei pruugi kehtida oluliselt lühemate ajavahemike kui vegetatsiooniperioodi kohta. APAR hetkväärtused on avaldatavad seosega

$$\text{APAR} = \text{PAR} \cdot \text{FAPAR}, \quad (3)$$

kus *PAR* on taimkattele pealelangev fotosünteesiliselt aktiivne kiirgus ja *FAPAR* vastava taimkatte poolt neelatud osa pealelangevast kiirgusest. Vegetatsiooniperioodi APAR summa saamiseks tuleks seost (3) integreerida üle vegetatsiooniperioodi. On kindlaks tehtud, et FAPAR omakorda on hästi seotud kaugseire andmetest leitava NDVI indeksiga (Myneni *et al.*, 2000):

$$\text{FAPAR} = b \cdot \text{NDVI} + a, \quad (4)$$

kus *a* ja *b* on empiirilised kordajad.

Pealelangeva kiirguse PAR andmed saadakse enamasti maapealsete aktinomeetria-jaamade mõõtmistulemustest, siiski on olemas võimalused seda määrata ka satelliidiandmestiku baasil pilvisuse, pilvede paksuse ja atmosfääri läbipaistvuse hinnangute kaudu. Ka seos (4) on empiiriline, eeldatakse, et see kehtib ka siis, kui kasutada ühe päeva keskmisi väärtusi. Hetkväärtuste korral ei ilmne seos enam nii hästi, sest FAPAR oleneb tugevasti Päikese kõrgusest, NDVI aga mitte.

Ligikaudu iseloomustab FAPAR-i hetkväärtust uuritava taimkatte poolt kinni peetud osa otsesest päikesekiirgusest, ehk taimkatte läbipaistvus päikesekiirte suunas. APAR vegetatsiooniperioodi summa saaksime arvutada, kui meil on teada pealelangeva PAR ja NDVI indeksi sesoonsed käigud.

2.2. Kasutatud andmed ja materjalid

2.2.1. Metsanduslikud andmed

Produktiivsuse hinnangute saamiseks kasutati metsa inventariseerimise andmete töötlemisel tuletatavat tagavara juurdekasvu hinnangut, mis saadakse empiiriliste seostena tagavara juurdekasvu ja metsatakseerimise käigus mõõdetavate suuruste (puuliik, vanus, boniteet, täius) vahel (Metsa korraldamise..., 2006). Konkreetselt on töös kasutatud Järvselja õppe-katse metsamajandi metsanduslikku andmebaasi aastast 2001 (Metsaekspert, 2001). Samast andmebaasist saadi ka vastavate puistute tagavara juurdekasvu andmed (m³/ha/aasta). Puidu tiheduse väärtustena kasutati: kasel 680, männil 550, kuusel 490, lepal 570 ja haaval 540 kg/m³. Käesolevas töös valiti SQL-päringute abil välja 2001. a andmebaasist vastava peapuuliigi (kask, mänd, kuusk, must lepp või hall lepp) ja konkreetse boniteediga puht-puistud, millistes peapuuliik moodustas >75% koosseisust, mille eraldise pindala >1,5 ha ja vanus >35 a.

2.2.2. Satelliidipildid

Järvselja piirkonna kohta on Tartu Observatoorium kogunud LANDSATI-i ja SPOT-i seeria 20–30 m lahutusega satelliidipilte (kokku 32) ajavahemikust 1986–2007, ning on välja töötanud meetodika nende piltide alusel maapinnalähedaste heleduskordajate silutud sesoonse käigu saamiseks (Nilson *et al.*, 2007). Piltide atmosfäärikorreksiooniks kasutati programmi 6S (Vermote *et al.*, 1997). Korrektsiooni rakendamiseks vajalikud atmosfääri parameetrite väärtused saadi Tõraveres paikneva NASA Aeroneti süsteemi (<http://aeronet.gsfc.nasa.gov/>) päikese-fotomeetri andmetest, nende puudumisel (enne

aaast 2002) kasutati nn tumeda objekti meetodit. Tumeda objekti rollis olid kesk- ja vanemaealised kuusikud. Kõik satelliidipildid teisendati Lambert-Est 92 koordinaatidesse.

Kasutades programmi *PixelWin* (Lükk, 1999) abi, leiti igale valitud puistutüübile heleduskordajate sesoonsed käigud spektri rohelises (520–600 nm), punases (630–690 nm), lähi-infrapunases (780–900 nm) ja keskmises infrapunases (1550–1750 nm) piirkonnas. Toodud lainepikkuste vahemikud vastavad LANDSAT-i skanneri TM kanalitele TM2, TM3, TM4 ja TM5. Tulemused keskmistati üle kõigi vastavasse valikusse kuulunud puistute. Valemi (1) abil arutati igale valikusse kuulunud puistule ja keskmisena üle valiku indeksi NDVI väärtused ja selle sesoonne käik.

MODIS-e NPP 1×1 km lahutusega andmed Järvelja kohta saadi vastavalt Interneti aadressilt http://daac.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/GR_col5_1/mod_viz.html, valides GeoTiff andmete formaadi. Järvelja ala keskpunktiga 58.287500, 27.291230, tema ümbruse 7×7 km ulatuses, ja andmetest NPP koodnimega MOD17A3. Konkreetselt kasutati 2000. aasta NPP andmeid.

2.2.3. Maapealsed mõõtmised

Taimkatte analüsaatorite abil tehti Järvelja metsades maapealseid mõõtmisi rahvusvahelise programmi VALERI (*Validation of Land European Remote sensing Instruments*) (<http://www.avignon.inra.fr/valeri/>) raames, mille peamiseks eesmärgiks on taimkatte lehepinnaindeksi ning FAPAR satelliidimetoodikate testimine ja edasiarendamine. Antud töös kasutatakse 2002. aastal taimkatte analüsaatori LAI-2000 (Li-Cor inc., 1992) abil saadud taimkatte läbipaistvuse suundolenevuse andmeid rinna kõrguselt (1,3 m) või maapinnalt. Esimesel juhul saame puurinde läbipaistvuse, teisel puurinde ja alustaimestiku summaarse läbipaistvuse. Kokku kasutati andmeid 77 proovitükilt, igal neist tehti mõõtmine 12 punktis rinna kõrguselt ja maapinnalt, igas punktis omakorda 4 mõõtmist vastavalt VALERI programmis välja töötatud meetodikale.

Pealangeva PAR (400–700 nm) andmed saadi Tartu-Tõravere meteoroloogiajaama summaarse kiirguse mõõtmistulemustest (Russak, Kallis, 2003). Kasutati 10-päevakute keskmisi PAR andmeid ajavahemiku 1955–2000 vegetatsiooniperioodide kohta.

Vegetatsiooniperiood defineeritakse tavaliselt kui periood, mille jooksul ööpäeva keskmine õhutemperatuur ületab 5 °C. Eesti keskmine vegetatsiooniperioodi pikkus on 165–185 päeva (ENE, 1987). Käesolevas töös arvutuste tegemisel loeti vegetatsiooniperioodi alguseks 110. päev ja lõpuks 280. päev.

Aegreas olemasolevad satelliidipildid grupeeriti 10-päevakute kaupa. Igale valikusse kuulunud puistutüübile arutati 10-päevaku keskmine NDVI väärtus nende piltide alusel, mis langesid samasse 10-päevakusse.

2.2.4. Vegetatsiooniperioodi keskmine NDVI

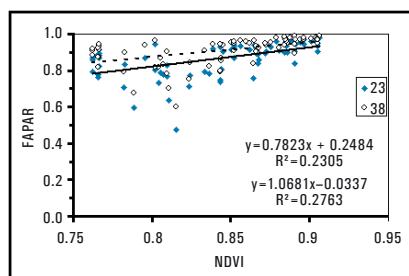
Igale valikusse kuulunud puistutüübile arutati vegetatsiooniperioodi 10-päevakute keskmised NDVI väärtused vastavasse perioodi sattunud satelliidipiltide abil, ja seejärel kogu vegetatsiooniperioodi kaalutud keskmine NDVI, kusjuures kaaludena kasutati vastavate 10-päevakute pealangeva PAR perioodi 1955–2000 keskmisi andmeid

(Russak, Kallis, 2003). Seega ei kasutatud mitte konkreetse aasta PAR väärtusi, vaid pigem klimatoloogilisi väärtusi. Pole ka seni veel tõendeid selle kohta, et seos APAR ja NPP vahel kehtiks igal konkreetset aastal, samuti on NDVI ja APAR seos pigem empiiriline kui põhjuslik. Kuna vegetatsiooniperioodi pikkus on antud juhul fikseeritud suurus, siis võib neeldunud PAR summa asemel kasutada NDVI sesooni keskmist.

III Tulemused ja arutelu

3.1. FAPAR ja NDVI seosed

Järgnevalt analüüsitakse, kui hästi on täidetud valemite (2–4) tuletamisel tehtud eeldused Järvelja metsade näitel, ning kas FAPAR ja NDVI vahel on lineaarne seos. Olemasoleva andmestiku põhjal on võimalik võrrelda teatud eraldise satelliidipildilt hinnatud NDVI väärtusi samas eraldises mõõdetud FAPAR-i hinnangutega maapealsetel proovitükkidel, täpsemalt võrastiku läbipaistmatuse (mulla kaetuse) väärtusi päikesekiirte suunas. Joonisel 1 toodud näitel on viimased määratud LAI-2000 taimkatte analüsaatori abil kui võrastiku läbipaistvus. Seos on esimeses lähenduses lineaarne, kuid seose tõus ja vabaliige olenevad Päikese seniitkaugusest – mida madalamal on Päike, seda rohkem PAR-i neelatakse. Antud juhul kasutati FAPAR-i hinnangute saamiseks LAI-2000 instrumendi kahes ringis (seniitnurkadega vastavalt 23° ja 38°) tehtud mõõtmiste tulemusi. Kui vaadata päeva keskmisi, siis tuleks valida keskmise arvutamiseks sobiv efektiivne Päikese seniitkaugus, mis Eesti laiuskraadil on ilmselt suurem kui 38°.

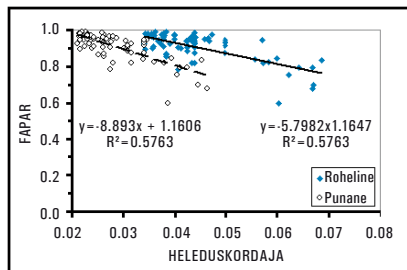


Joonis 1. VALERI projekti käigus 2002. a Järveljal LAI-2000 andmetest hinnatud puistute puurinde ja rohurinde FAPAR-i seos SPOT4 HRVIR (13. juuli 2002) pildilt mõõdetud vastava eraldise NDVI väärtusega. Täidetud sümbolid vastavad Päikese seniitkaugusele 23° ja tühjad sümbolid kaugusele 38°. Satelliidipildi tegemise hetkele vastab Päikese seniitkaugus 37°.

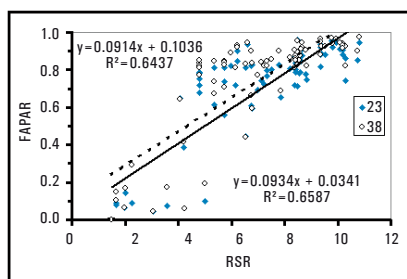
NDVI hetkväärtuse ja FAPAR-i seos ühe puistu tasemel pole kuigi hea (seose $R^2 < 0,3$). Sealjuures on R^2 veidi parem, kui lisaks puurindele võetakse arvesse ka alustaimestiku poolt neelatud PAR. Nende tulemuste põhjal on raske otsustada, kas suurte FAPAR väärtuste juures NDVI küllastub, see on oluline allpooltoodud tulemuste tõlgendamisel. Suure NDVI-ga puistute võrastikud on praktiliselt läbipaistmatud. Hajuvuse põhjustavad peamiselt ebahomogeensed puistud või lageraiealad.

Selgub, et seos FAPAR maapealse hinnangu ja SPOT-i HRVIR pildilt hinnatavate suuruste vahel on parem, kui NDVI asemel kasutada kas roheline (XS1) või punase (XS2) kanali heleduskordajat või teist kaugseires kasutusel olevat indeksit RSR (Reduced Simple Ratio; Brown *et al.*, 2000). RSR indeks defineeritakse lisaks punasele (R_{RED}) ja lähifirapunasele (R_{NIR}) spektri piirkonnale ka keskmise infrapunase piirkonna heleduskordaja (R_{MIR}) abil; $R_{MIR\ min}$ ja $R_{MIR\ max}$ on vastavalt selle heleduskordaja miinimum- ja maksimumväärtused konkreetsel pildil:

$$RSR = R_{NIR} / R_{RED} [1 - (R_{MIR} - R_{MIR\ min}) / (R_{MIR\ max} - R_{MIR\ min})]. \quad (5)$$



Joonis 2. Seos taimkatte analüsaatori LAI-2000 andmetest saadud puurinde ja rohurinde FAPAR hinnangu ja vastava puistu SPOT-i HRVIR-i pildilt (13. juuli 2002) leitud spektri roheline ja punase piirkonna heleduskordaja vahel. Päikese seniitkaugus 38°.



Joonis 3. Seos LAI-2000 taimkatte analüsaatori andmetest saadud puurinde FAPAR hinnangu ja vastava puistu SPOT pildilt (13. juuli 2002) leitud RSR indeksi vahel. Täidetud sümbolid vastavad Päikese seniitkaugusele 23° ja tühjad sümbolid 38°.

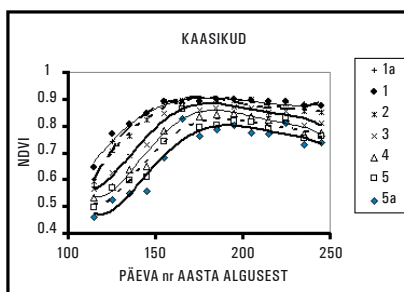
Selgub, et vähemalt hetkväärtuse tasemel RSR indeks seostub puurinde FAPAR hinnanguga paremini kui NDVI või roheline ning punase spektri piirkonna heleduskordajad. Siin tuleb kindlasti eristada seoseid puurinde ja puurinde+rohurinde tasemel. RSR indeksi tuletamise üks peamistest ideedest oli just see, et ta oleks tundlik puurinde suhtes, kuid vähe tundlik alustaimestiku suhtes.

3.2. NDVI sesoonne käik

Joonisel 4 on toodud NDVI sesoonse käigu näited kaasikutele, olenevalt puistu boniteedist. Puistu boniteet on antud Orlovi skaalas (joonis 4, legend). Selle skaala kasutamisel määravad puistu ühte või teise boniteediklassi kuulumise selle põhielemendi

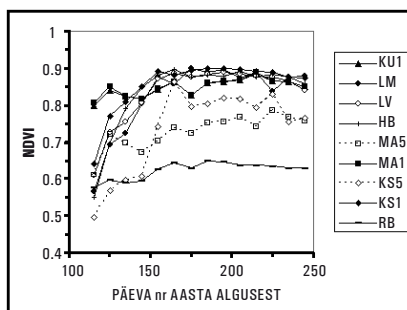
vanus ja keskmine kõrgus. Klasse eristatakse tootlikkuse alanemise järjestuses: Ia...Va (andmetöötluse hõlbustamiseks kasutatakse Rooma numbrite asemel sageli araabia numbreid).

Joonis 4 illustreerib hästi kaugseire võimalusi metsade produktiivsuse hindamisel. Näeme, mille arvelt on heaboniteedilised kaasikud produktiivsemad – varakevadine NDVI (seega ka APAR) väärtus on neil suurem, kevadel algab areng märksa varem ja kesksuvel on NDVI maksimum kõrgem. Heaboniteedilised kaasikud kasutavad pealelangevat PAR ressursi märksa efektiivsemalt. Osalt võib kevadine suurem NDVI väärtus viljakama kasvukoha kaasikutel olla seletatav II rinde kuuskede olemasoluga. Mõnikord on pakutud, et NDVI või APAR sesoonse kõvera asemel võiks kasutada ainult vastavaid kesksuviseid väärtusi, seostamaks neid aastase NPP hinnanguga. Kaasikute NDVI sesoonsete kõverate analüüsist selgub, et sellega võib teha olulise vea, kuna NDVI sesoonse käigu kõverad on olenevalt kaasiku boniteedist küllaltki erineva kujuga.



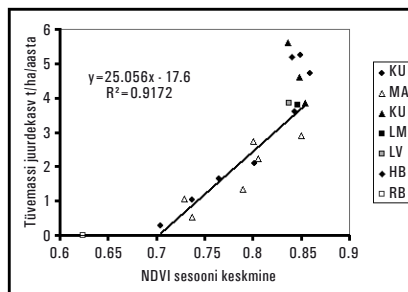
Joonis 4. Satelliidipiltide aegrea alusel leitud NDVI indeksi sesoonne käik erineva boniteediga kesk- ja vanemaealistele Järvselja kaasikutele. Iga punkt vastab 10-päevaku keskmisele NDVI väärtusele.

Veelgi suuremad erinevused NDVI sesoonsetes kõverates on okasmetsade ja lehtmetsade vahel (joonis 5). Igihaljastel okasmetsadel on NDVI sesoonne muutlikkus kaunis väike ja seetõttu nad kasutavad võrreldes heitlehiste metsadega paremini ära pealelangeva PAR ressursi, eriti varakevadisel perioodil.



Joonis 5. Erinevate metsatüüpide NDVI indeksi keskmised sesoonset käigud vastavalt peapuuliigile ja osadel metsadel ka boniteedile: KUI – I boniteedi kuusikud, LM – must lepp, LV – hall-lepp, HB – haab, MA5 – V boniteedi männikud, MA1 – I boniteedi männikud, KS5 – V boniteedi kaasikud, KS1 – I boniteedi kaasikud, RB – rabamännikud.

3.3. NPP hinnang NDVI sesoonse keskmise järgi



Joonis 6. Empiiriline seos vegetatsiooniperioodi kaalutud keskmise NDVI ja puude tüvemassi juurdekasvu vahel Järvselja eri liiki puistutes. Valikusse kuulusid kesk- ja vanemaealised puhtpuistud. Peapuuliigid: KS – kask, MA – mänd, KU – kuusk, LM – must lepp, LV – hall lepp, HB – haab, RB – rabamännik. Kaasikud, männikud ja kuusikud on eristatud veel boniteediklasside järgi. Regressioonisirge ei arvesta rabamännikuid, haavikuid, 1 ja 1a boniteedi kaasikuid ja kuusikuid.

Joonis 6 esitab seose sesooni pealelangeva PAR-iga kaalutud keskmise NDVI ja aastase tüvemassi juurdekasvu vahel erinevatele metsatüüpidele. Nagu jooniselt 6 nähtub, on seos esimeses lähenduses lineaarne. Teatud produktiivsusest suuremate väärtuste juures siiski NDVI küllastub, st NDVI vegetatsiooniperioodi keskmise abil ei saa eristada kuusikuid, haavikuid ja väga produktiivseid kaasikuid. Joonise 6 põhjal võiks teha järelduse, et neis piirides, kus seos lineaarne, on produktsiooni peamiseks limiteerivaks teguriks APAR. Tekib küsimus, mille arvelt kasvavad kiiremini väga viljaka kasvukoha metsad, kas nad ei neelagi rohkem kiirgust kui vähem produktiivsed metsad? Või küllastub ka seal NDVI ja APAR seos? Nendele küsimustele käesolevas töös kasutatud materjali põhjal vastata ei saa. Lineaarsest reast langevad välja ka rabamännikud, mille NPP peaks regressioonisirge ennustuse kohaselt olema negatiivne ja mille ε (kiirguse kasutamise efektiivsus) arvatavasti erinev. PAR ei ole rabas limiteeriv tegur, pigem on selleks liigne vesi ja toitainete puudus.

Kui NDVI sesooni keskmise väärtuse asemel kasutada NDVI kesksuviseid väärtusi, siis seose R^2 langeb oluliselt. Ka RSR vegetatsiooniperioodi keskmine seostub tüvemassi aastase juurdekasvuga, aga see seos jääb veidi nõrgemaks kui vastav seos NDVI keskmisega. Samuti tundub, et erinevused lehtpuude ja okaspuude vahel tulevad RSR indeksi puhul suuremad kui NDVI-d kasutades.

Teine kaugseirel baseeruv NPP, esialgu siiski samuti tüvemahu ja -massi hindamise võimalus satelliitkaugseire abil, avaneb kNN-meetodi rakendamisel (Tomppo, Katila, 1992). Siin saab kasutada meetodikat, mis baseerub statistilisel metsakorraldusel ja satelliidipildidel. Statistilise metsakorralduse proovitükkidel mõõdetud andmestikus olev info laiendatakse suuremale territooriumile ühe või mitme satelliidipildi abil statistikas tuntud k-lähima naabri (kNN) meetodi abil.

Ühe puistu tasemel on seos tagavara juurdekasvu ja NDVI hetkväärtuste vahel reeglina küllaltki hajuv ja nõrk, samuti on ühe puistu heleduskordajate sesoonne käik hajuv, isegi kui kasutada aegrea silumist. Seetõttu pole erilist lootust saada vaadeldavate kaugseire vahendite abil usaldusväärseid juurdekasvu hinnanguid üksikule puistule või, veelgi enam, ühe LANDSAT-i või SPOT-i piksli suurusele alale. Kui vaadelda mingit puistute kogumi valimit suuremalt alalt, paraneb oluliselt hinnangute usaldatavus. Siin on situatsioon samasugune nagu ka kNN-meetodi rakendamise puhul, kus uuritava valimi pindala kasvuga hinnangu määramatus kiiresti kahaneb. Vahe siin pakutud meetodiga on peamiselt selles, et kNN puhul on seni peamselt kasutatud hinnangu tegemisel vaid ühtkaht satelliidipilti, mitte sesoonset aegrida. Põhimõttelisi probleeme erinevate vegetatsiooniperioodi piltide kasutamiseks kNN meetodi puhul pole. Pikemat ajavahemikku hõlmava aegrea kasutamisel tekivad spetsiifilised probleemid, mis on seotud muutustega metsanduslikes andmetes (õpetavas valimis).

Tuleb kindlasti arvestada, et pealelangeva PAR-iga kaalutud NDVI sesooni summa seos puidumassi juurdekasvuga on empiiriline ja pole automaatselt üle kantav isegi teistele Eesti piirkondadele ega pruugi arvestada kliimamuutustest tingitud mõjusid. Eesti tingimustes pealelangeva PAR gradient võiks olla tingitud peamiselt vaid lokaalsetest pilvisuse erinevustest. Minimaalsed erinevused on Põhja- ja Lõuna-Eesti vahel Päikese kõrguses ja vegetatsiooniperioodi pikkuses.

3.4. Võrdlus MODIS-e NPP hinnanguga

Kasutatud meetodika ei võimalda hinnata aastast aastasse toimuvaid muutusi. Seevastu MODIS annab NPP hinnangu konkreetse aasta jaoks. Käesolevas artiklis kirjeldatava uurimuse raames viidi läbi ka esialgse Järvelja ala MODIS-e ja Landsat TM/SPOT aegrea alusel tuletatud NPP võrdlus. Kuna MODIS-e piksel on palju suurem, NPP hinnangud tehakse vaid 1 km suurusele pikslile, siis (Eesti tüüpilisi puistu suurusi arvestades) on selge, et MODIS-e hinnangud on kindlasti enam silutud ja sellega ei ole võimalik saada sellist NPP variatsiooni, mida pakuvad meile LANDSAT-i või SPOT-i skannerid. 1 km suuruste pikslite korral pole MODIS-e hinnangul Järvelja alal NPP variatsioon kuigi suur, selgemalt eristub vaid põhjapoolse rabade ja madalsoode ala ja lõunapoolse viljakama ala kontrast. Kui siiski MODIS-e NPP pildilt selekteerida nt erineva boniteediga kaasikute alad, siis saame teatud NPP gradiendi (tabel 1), mis on aga tunduvalt väiksem kui Järvelja andmebaasis sisalduva tüvemahu juurdekasvu alusel tuletatud hinnangul vastav gradient. Seevastu NPP absoluutväärtused on aga MODIS-e andmetes oluliselt suuremad kui tüvemahu juurdekasvu abil tuletatud. Erinevused on liiga suured, et neid seletada näiteks okste ja juurte juurdekasvu, jooksva aasta lehtede massi või alustaimestiku produktsiooni arvestamata jätmisega. Võiks arvata, et teiste komponentide lisamine ei tohiks kesk- ja vanemaealise puistu aastast NPP väärtust suurendada enam kui 1/3 võrra. Tundub, et eriti hindab MODIS-e NPP algoritm üle Emajõe Suursoo ala produktsiooni. Järgmise sammuna tuleks võrrelda metsanduslike andmebaaside ja LANDSAT-i ning SPOT-i aegrea alusel tuletatud NPP hinnanguid MODIS-e omadega MODIS-e 1 km² võrgustikul.

Tabel 1. Aasta jooksul seotud süsiniku hulga hinnangud erineva boniteediga (Orlovi skaala) kaasikutele ($gC/m^2/aasta$), saaduna MODIS-e 2000. a NPP andmetest ja tuletatuna tüvemassi juurdekasvust Järvelja (2001) andmebaasi alusel.

Boniteet	1a	1	2	3	4	5	5a
MODIS NPP	501	500	498	481	467	427	385
Andmebaas, tüvemassi juurdekasv	268	241	184	107	84	52	14

Saadud esialgsed tulemused sisendavad teatud optimismi kaugseire meetodite rakendamiseks Eesti metsade produktiivsuse kaugseirel. Siiski peab arvestama asjaolu, et Järvelja metsad paiknevad üldiselt hästi veega varustatud alal. Taimefüsioloogide andmetel on veedefitsiit puudel seal haruldane, seda isegi põuasel suvel. Seega peaksid seal suhteliselt hästi kehtima Monteithi seosed. Kindlasti on saadud seosed esialgsed ja ei pruugi laieneda kogu Eestile. Järgnevad uuringud peaksid selgitama, kui hästi kehtivad analoogilised seosed nooremates puistutes. Testimist vajavad ka NPP aastast aastasse varieerumise ennustamise võimalused satelliitkaugseire abil. Me kasutasime produktiooni suuruse hindamiseks laus-metsakorralduses toodetavaid andmebaase, kus tüvemahu (massi) juurdekasvu hinnang iseloomustab sisuliselt keskmist juurdekasvu. Ilmselt vajavad täiendavat testimist ka mudelid, mille abil tüvemahu juurdekasv metsanduslikesse andmebaasidesse praegusel ajal arvutatakse.

IV Järeldused

Piisavalt esindusliku samatüübiliste puistute valimi tasemel on Järvelja metsade tüvemassi juurdekasvu (seotud süsiniku hulga) ja pealelangeva PAR-iga kaalutud NDVI vegetatsiooniperioodi keskmise vahel hea lineaarne seos kehvema ja keskmise boniteediga puistutele. See asjaolu viitab, et need puistud omavad ligikaudu sama fotosünteesiliselt aktiivse kiirguse kasutamise efektiivsust olenemata peapuuliigist. Väga hea boniteediga kaasikud, kuusikud ja haavikud heaboniteedilistest NDVI indeksi alusel siiski ei eristu ning nende NPP hinnang NDVI indeksi vegetatsiooniperioodi kaalutud summast lähtuvalt tuleks süstemaatiliselt alla hinnatud. Rabamännikutes on teistest uuritud metsatüüpidest selgelt erinev PAR kasutamise efektiivsus. Konkreetse, üksiku puistu korral on NPP ja NDVI vaheline seos reeglina nõrk.

Käesolevas töös kasutada olevatel andmetel, mis on saadud VALERI projekti raames, pole seos FAPAR ja NDVI hetkväärtuste vahel ühe puistu tasemel kuigi hea. Järvelja andmetel on võimalik saada parem lineaarne seose, kui kasutada NDVI asemel kas roheline või punase kanali heleduskordajat või LAI hindamiseks pakutud RSR indeksi. Samas, esialgsete hinnangute järgi seostub NDVI vegetatsiooniperioodi keskmine NPP hinnangutega paremini kui näiteks indeksi RSR keskmine. Lõpliku

vastuse, kas NDVI asemel peakski kasutama mõnda teist kaugseire indeksit, saab anda siis, kui teha läbi vastavad mudelarvutused metsa heleduse mudeli abil.

Esialsged MODIS-e NPP väärtuste ja metsandusliku andmebaasi tüvemahu juurdekasvu ning kõrgema lahutusega Landsati ja SPOT-i piltide aegrea kaudu tuletatud NPP väärtuste võrdlused näitavad, et MODIS-e NPP absoluutväärtused on üle hinnatud ja variatsioon pikslilt pikslile väiksem kui seda ennustavad LANDSAT-i ja SPOT-i piltide aegread. Saadud esialgsed tulemused lubavad oletada, et kaugseire meetoditel Eesti metsade jm taimkatte produktsiooni hindamiseks on potentsiaal täiesti olemas.

Tänuavaldus

Käesolev töö on valminud ETF grandil 6815 toetusel. Valdav enamus kasutatud Järvelja piirkonna satelliidipilte on saadud VALERI programmi toel. Täname NASA Aeroneti võrgustikku kuuluva Tõravere jaama vastutavat uurijat O. Kärnerit ja M. Sulevit päikesefotomeetri andmete kvaliteedi tagamise eest.

Kasutatud kirjandus

Brown, L., Chen, J. C., Leblanc, S. G. and Cihlar, J. 2000. A shortwave infrared modification to the simple ratio for LAI retrieval in boreal forests. *Remote Sensing of Environment*, 71:16-25.

ENE, 2. köide, 1987. Tallinn, Valgus.

Goetz, S. J., Prince, S. D. 1996. Remote sensing of net primary production in boreal forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 78:149-179.

Huete, A. R., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., Ferreira, L. G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83:195-213.

LI-COR inc. 1992. *LAI-2000 Plant Canopy Analyzer: instruction manual*. Lincoln, Nebraska, USA.

Lükk, T. 1999. Satelliidipildi heleduste arvutamine PixelWin programmiga. *EPMÜ Metsandusteaduskonna Toimetised*, No 22: 88-95.

Metsaekspert. 2001. *SA Järvelja Öppe- ja Katsemetskond. Roheline metsamajanduskava 2001*.

Metsa korraldamise juhend. 2006. *RTL*, 21.12.2006, 91, 1684.

Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *J. Appl. Ecology*, 9:747-766.

Myneni, R., Nemani, R.R. and Running, S. 2000. Estimation of global leaf area index and absorbed PAR using radiative transfer models. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, 35:1380-1393.

Nilson, T., Lükk, T., Suviste, S., Kadarik, H., Eenmäe, A. 2007. Calibration of time series of satellite images to study the seasonal course of forest reflectance. *Proc. Estonian Acad. Sci., Biol. Ecol.*, 56:5-18.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. and Deering, D. W. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, *Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I*, 309-317.

Running, S.W., P.E. Thornton, R.R. Nemani, J.M. Glassy. 2000. *Global Terrestrial Gross and Net Primary Productivity from the Earth Observing System*. In: *Methods in Ecosystem Science*, O. Sala, R. Jackson, and H. Mooney (Eds.), Springer-Verlag, New York.

Russak, V. ja Kallis, A. 2003. Eesti kiirguskliima teatmik, EMHI, Tallinn, 384 lk.

Tomppo, E. and Katila, M. 1992. Multi-source national forest inventory in Finland. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 29(B7):671-674.

Turner, D. P., Ritts, W. D., Cohen, W. B., Gower, S. T., Running, S. W., Zhao, M., Costa, M. H., Kirschbaum, A. A., Ham, J. M., Saleska, S. R., Douglas, E. 2006. Evaluation of MODIS NPP and GPP products across multiple biomes. *Remote Sensing of Environment*, 102:282-292.

Vermote, E. F., Tanré, D., Deuzé, J. L., Herman, M. and Morcrette, J. J. 1997. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. *IEEE Trans. Geosci. and Remote Sens.*, 35:675-686.

Internetiallikad:

<http://aeronet.gsfc.nasa.gov/>

http://daac.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/GR_col5_1/mod_viz.html

<http://www.avignon.inra.fr/valeri/>

Optimaalne kerneli ulatus maakatteüksuste eristamiseks digitaalsest rastrist Tagasi sisukorra juurde

Hendrik Proosa

Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut

Kokkuvõte

Kaugseireandmete analüüsil on üheks eesmärgiks nende võimalikult tõene kategoriseerimine ehk paigutamine klassidesse. Pikslipõhine klassifitseerimine seab aga omad piirangud suure lahutusvõimega pildiandmete kasutamisele. Lahenduseks on piksli lähiümbruse kaasamine klassifitseerimisse, kus abiks on nii naaberpikslite spektraalne muster kui heledusväärtuste ruumiline jaotus. Klassifitseerimine toimub sellisel juhul liikuva akna ehk kerneli abil. Kerneli optimaalne suurus tagab piisava informatsiooni iga pildipikslit klassifitseerimiseks, sisaldades samas võimalikult vähe üleliigset ja segavat. Sisuliselt on kerneli puhul tegemist eeskirjaga, mille alusel toimub pildipikslite valik põhipikslit ümber. Optimaalseks nimetatakse kerneli suurst, mis vähima suuruse juures annab parima tulemuse kasutatava pildiandmestiku pildipikslite klassifitseerimisel.

Käesolevas artiklis on antud ülevaade kaugseire eesmärkidel kasutatud kernelisuurustest ja optimaalse kerneli määramise teoreetilistest lähtekohtadest. Püstitatud on kaks hüpoteesi. Esiteks seoste esinemine enamkasutatava aknasuuruse ja kernelimeetodi kasutamise eesmärgi vahel (pilditöötlus vs klassifitseerimine). Teiseks sobiva aknasuuruse erinevus vastavalt kasutatava pildiandmestiku lahutusvõimele.

Hüpoteeside kontrollimise käigus selgus, et väiksema lahutusvõimega pildiandmete kasutajad kalduvad väiksema kerneli kasutamise poole ning vastupidi. Suurem lahutus ja sellest tulenev pildi mustri suurem varieeruvus tingib mõningate eranditega ka suurema kerneli kasutamise. Paljudel juhtudel on sobivam kerneli suurus leitud eelnevatele katsetustele tuginedes, samas on viimasel ajal kasvanud teadustööde hulk, kus kerneli suurus tuletatakse teoreetilistest lähtekohtadest.

Võtmesõnad: *kaugseire, klassifitseerimine, lahutusvõime, piksel, kernel*

I Sissejuhatus

Kaugseireandmete analüüsil on üheks eesmärgiks nende võimalikult tõene kategoriseerimine ehk paigutamine klassidesse. Pikka aega peamiseks lähenemisviisiks olnud pikslipõhine klassifitseerimine seab aga omad piirangud suure lahutusvõimega pildiandmete kasutamisele. Pildipikslit, mille küljepikkus maastikul on alla 20 m, on raske klassifitseerida, kuna piksel ei pruugi kanda piisavalt infot eraldise kohta, millesse ta kuulub. Lahenduseks on piksli lähiümbruse kaasamine klassifitseerimisse, kus abiks on nii naaberpikslite spektraalne muster kui heledusväärtuste ruumiline jaotus.

Klassifitseerimine toimub liikuva akna ehk kerneli abil ja akna suurus määrab ala, mille andmeid kasutatakse piksli klassifitseerimiseks. Kerneli optimaalne suurus tagab piisava informatsiooni iga pildipiksli klassifitseerimiseks, sisaldades samas võimalikult vähe üleliigset ja segavat.

Käesolevas artiklis on antud ülevaade kaugseire eesmärkidel kasutatud kernelisuurustest ja optimaalse kerneli määramise teoreetilistest lähtekohtadest. Püstitatud on kaks hüpoteesi. Esiteks seoste esinemine enamkasutatava aknasuuruse ja kernelmeetodi kasutamise eesmärgi vahel (pilditöötlus vs klassifitseerimine). Teiseks sobiva aknasuuruse erinevus vastavalt kasutatava pildiandmestiku lahtusvõimele.

Hüpoteeside kontrollimisel on tuginetud publikatsioonidele, kus on kasutatud ja katsetatud erinevaid kerneleid või lähenetud optimaalse kerneli probleemile teoreetilisest küljest.

II Kernelipõhine klassifitseerimine

Kernelipõhine klassifitseerimine on pikslipõhise klassifitseerimise edasiarendus. Peamine erinevus tuleneb võimalustest siluda pildiandmete väljalööke ja müra ning arvestada piksli klassifitseerimisel ka tema lähiümbrusega. Piksli lähiümbruse (*local neighbourhood*) all mõistetakse põhipiksli ümber asetsevad naaberpikslid. Nende pikslite suund ja kaugus põhipikslist on määratud meid huvitava vaatlusalala ehk lokaalse akna ulatusega. Lähtuvalt eeldusest, et naaberpikslid on sarnaste omadustega, kasutatakse lähiümbrusest tuletatud informatsiooni piksli omaduste selgitamisel. Piksli vahetust ümbrusest kaugemat ala, mille tunnuste kasutamine, lisaks kohatunnustele, võimaldab uuritavat nähtust kõige paremini hinnata, nimetatakse indikaator-ümbruseks (*indicative neighbourhood*) (Remm, Luud, 2003). Indikaator-ümbrus võib anda mitmekesisest infot, kuna see pole piksliga nii otseselt autokorreleeruv, kuid omab samas uuritava ala ümbrusele iseloomulikke tunnuseid.

Hodgsoni (1998) järgi kasutatakse kaugseireandmete klassifitseerimisel kernelit kolmes erinevas klassifitseerimise staadiumis: 1) tekstuuriparameetrite arvutamiseks enne klassifitseerimist; 2) piksli lähiümbruse mõju hindamiseks klassifitseerimise ajal ning 3) pikslite ümberklassifitseerimisel peale klassifitseerimist.

Kernel on eeskiri pikslite valimiseks põhipiksli ümber ja nende statistiliseks töötlemiseks. Põhipiksli (nimetatakse ka kesk- ja fokaalpiksliks) on alus, mille koordinaatide järgi valitakse kerneli pikslid ning millele omistatakse peale arvutusi kernelist tuletatud väärtus. Kerneliks nimetatakse ka konkreetset pikslite kogumit, mis antud eeskirja järgi välja on valitud.

Eeskirja rakendatakse (akent nihutatakse) rastril kas ühe piksli kaupa või muul moel defineeritud sammuga, kerneli põhipiksli omistatakse saadud väärtus ning tulemuseks on teisendatud raster. Olenevalt kerneli suurusest jääb teisendatud rastri servadesse ala, millel asuva põhipiksli puhul jääb osa kernelist niiõelda pildi serva taha. Selle ala pikslitele omistatakse teisendatud rastris mingi kindel väärtus, kloonitakse pildi

servapiksleid või kohaldatakse arvutuseeskirja.

Üheks kerneli kasutusala on pildi töötlemise filtrid. Levinud kernelfiltriks on meetod, mida nimetatakse konvolutsiooniks. Ka sageli kasutust leidvad kõrg- ja madalpääsfiltrid kuuluvad konvolutsioonifiltrite hulka. Madalpääs- ehk siluvad filtrid toovad pildiandmetest esile pikalainelised nähtused ehk madalsagedusliku informatsiooni. Selleks on suures mastaabis muutuv taustamuster, näiteks tonaalsuse erinevused vee ja maapinna, metsa ja rohumaa vahel. Kõrgpääsfiltrite omaduseks on kõrgsagedusliku informatsiooni ehk lokaalsete erinevuste võimendamine.

III Tekstuur ja muster infoallikana

Peamine lisaväärtus, mida kernel-meetodi kasutamine annab, on võimalus kasutada pildi lokaalseid statistikuid klassifitseerimistäpsuse suurendamiseks. Lokaalsed statistikud on kernelis sisalduvate pikslite halltoonide jaotuse põhjal arvutatud näitajad, mis annavad edasi alale iseloomulikke tunnuseid. See lähenemisviis sarnaneb oma olemuselt viisile, kuidas inimese ajus toimub visuaalse informatsiooni tõlgendamine. Ka seal toimub objektide äratundmine ehk klassifitseerimine arvestades tooni, mustreid ja mitmesuguseid keerukamaid näitajaid.

Tekstuuri on kirjeldatud kui „piksli lähiümbruse homogeensuse mõõtu”, „toonide varieeruvust piksli lähiümbruses” ja „naaberpikslite halltoonide ruumiliste suhete mustrit” (Mather, 1999). Lillesandi ja Kieferi (2000: 193) järgi aga kui „tonaalse muutlikkuse sagedust” ning „tekstuur moodustub muidu eristamatute üksikobjektide agregeerumise tulemusel”. Valdavalt arvutatakse kernelipõhised tekstuuritunnuseid iga spektraalkanali kohta eraldi.

Tekstuur on inimese poolt kergesti tõlgendatav ja kirjeldatav (jämedakoeline, peen, triibuline, laiguline jne), kuid tekstuuri ühene defineerimine valmistab seniajani raskusi. Haralick (1979) jagas tekstuuri kaheks omavahel seotud kihiks — statistiliseks ja struktuurseks. Statistiline tekstuur väljendab pikslite väärtusklasside vahetava vaadeldavas aknas, kuid ei anna informatsiooni nende väärtuste omavahelise paiknemise kohta. Statistilise tekstuuri uurimiseks ja mõõtmiseks kasutatakse esimest järku statistilisi funktsioone, nagu näiteks keskmine, mediaan, standardhälve, dispersioon. Need baseeruvad kerneli sisse jääva pikslite väärtuste kogumi statistilisel töötlemisel.

Struktuurne tekstuur väljendub pildi primitiivide omavahelises paiknemises ja selle määramiseks ning uurimiseks on vajalikud kõrgemat järku pilditöötlusfunktsioonid. Üheks võimalikuks on Haralick *et al.* (1973, cit. Mather, 1999) välja arendatud meetod, mida nimetatakse halltoonide paiknemisseoste tabeliks (*grey level co-occurrence matrix*, GLCM). Lihtsamateks paiknemisseoste tabelist tuletatud funktsioonideks on näiteks kontrast ja homogeensus. Tuleb tähele panna, et tekstuuriparameetrid on enamasti sõltuvuses ka nende arvutamiseks kasutatavast akna suurusel ja rastri lahutusvõimest. Samad statistikud võivad anda erinevaid tulemusi väikeses ja suures aknas – esimeses on tekstuur näiteks jämedakoeline, teises seevastu väga peen või hoopis eristamatu.

Struktuurset tekstuuri nimetatakse ka pildi ruumiliseks mustriks (*spatial pattern*) ja tekstuuriparameetrite kasutamist klassifitseerimisel mustrituvastuseks (*pattern recognition*). Mustrituvastust kasutatakse peale kaugseire veel maastikuökoloogias, sõjanduses, robotnägemises, automaatsel tekstituvastusel ning paljudel muudel eesmärkidel.

Statistilis-tonaalse ja struktuurse tekstuurielemendi vahetõlv sõltub vaadeldava ala (akna) suurusel, tonaalse varieeruvuse ulatusest aknas ning tekstuuri eristatavate objektide arvust ja paigutusest. Kui vaadeldaval alal on pikslite tonaalne varieeruvus väike, on peamine seda ala iseloomustav omadus toon. Kui pikslite väärtuste erinevus on suur, on domineerivaks omaduseks tekstuur. Pikslipõhine klassifitseerimine on sobilik esimesel, teised lähenemisviisid teisel juhul.

Kohalik tekstuuri varieeruvus on tavaliselt madal, kui ruumiline lahusus on tunduvalt suurem objektide mõõtetest. Ruumilise lahutusega samas suurusjärgus olevate objektide puhul kõrvalpiksile ja keskmise piksli sarnasuse tõenäosus väheneb ja kohalik varieeruvus kasvab. Kui piksli suurus ületab objektide mõõtet ja ühte pikslisse mahub mitmeid üksikobjekte, hakkab kohalik varieeruvus jälle langema (Woodcock, Strahler, 1987; Coops, Culvenor, 2000). Rastri ruumilise lahutuse küsimus on kaugseireandmete analüüsi juures väga oluline. Piksli suurusel sõltub, millise hierarhilise taseme tekstuur pildil avaldub. Samuti mõjutab lahtusvõime tugevalt tekstuuri parameetreid – lokaalne homogeensus võib suurema lahtusvõime korral osutada hoopis heterogeensuseks. Sõltuvalt tuvastatavatest objektidest on erinev ka vajalike lähteandmete minimaalne lahtusvõime.

IV Kernelite jaotamine

Nagu eelpool mainitud, on kernel oma olemuselt eeskiri, kuidas tuleb pikslid põhipiksli ümbert valida. Põhilised kernelit iseloomustavad omadused on: 1) suurus, 2) kuju, 3) valim kerneli seest ja 4) kerneli pikslite omistatavad kaalud (joonis 1).

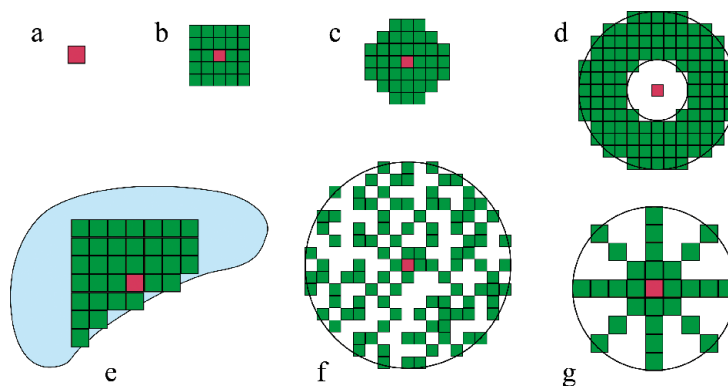
Suurus määrab kerneli ulatuse pikslites põhipiksli ümber. Vähi kerneli ulatus on 1 piksel, mille puhul moodustavad kerneli põhipiksel ning kas kõik või mingi osa kaheksast põhipiksli ümber paiknevast pikslist. Kerneli suurus võib olla funktsionaalselt seotud põhipiksli omaduste või lähiümbrusega.

Geomeetrilisele lähenemisele vastandub nn geograafilise akna tehnika (Merchant, 1984), mille puhul kernel opereerib mitte põhipiksli naaberpikslile vaid pildi primitiivil või segmendil millesse põhipiksel kuulub. Franklin *et al.* (1996, cit. Jakomulka, Clarke, 2001) on geograafilise akna kontseptsiooni lihtsustanud, kasutades seda peamiselt määratud kujuga, kuid automaatselt kohanduva suurusel kerneli mõistes.

Kerneli kuju võib olla väga mitmesugune, alustades lihtsast ruudukujulisest ja lõpetades keerukate funktsioonidega loodud kujunditega. Samuti võib kasutada

rastrerkujutise või kaalude tabelina väljendatud kerneleid. Enamkasutatavad on ruudukujulised kernelid ning selle erivariantidena ristküliku ja joone (st ühe piksli laiused) kujulised kernelid. Keerukamatest geomeetrilistest kujunditest leiavad kasutust kuus- ja kaheksanurga, samuti ringi- ja sõõrikukujulised kernelid. Sõõrikukujuline kernel (joonis 1d) on huvitav seetõttu, et võimaldab indikaator-ümbruse uurimist piksli vahetust naabrusest sõltumatult. Kaheksanurkne kernel (joonis 1c) on küllaltki lähedane tuletis ringist, võimaldades samas kiiremaid arvutusi. Hulknurksete ja ringikujuliste kernelite erivariantideks on ka tähekes- (joonis 1g) ja ellipsikujulised kernelid.

Kerneli ulatuse piiramist maskide abil rakendatakse klassifitseerimistäpsuse suurendamiseks. Harilikult on maski piirideks kas olemasolevatest andmetest saadud eraldiste piirid (nii raster- kui vektorandmetena) või pildiandmete segmenteerimisel saadud segmentide piirid. Maskimine vähendab eraldiste üleminekuvaladel tekkivate segapikslite hulka, kuna kerneli sisse satuvad vaid ühe eraldise pikslid (joonis 1e).



Joonis 1. Erineva kuju ja suurusega kernelid. **(a)** kerneli põhipiksel; **(b)** ruudukujuline 5×5 ; **(c)** ümar, raadiusega 3 pikslit; **(d)** sõõrikukujuline, sisemise raadiusega 2 ja välimisega 6 pikslit; **(e)** eraldise servaga piiratud kernel; **(f)** juhuvalim kaaluga 0,5 kernelist raadiusega 9 pikslit; **(g)** kiirtekujuline ümarkernel raadiusega 4 pikslit.

Valim määrab ära, kuidas valitakse piksleid kerneli kujutise seest. Lihtsaim valim sisaldab kõiki kerneli piiridesse jäävaid piksleid, keerukamad on erinevad korrapärased mustripõhised valimid ja juhuvalikud. Kuna kaugseireandmed on enamasti mingil määral ruumiliselt autokorreleeruvad, ei pruugi korrapärane valim tagada piisavat esinduslikkust. Peamine valimi kasutamise eesmärk on vähendada kerneli pikslite arvu ja seega kiirendada arvutusi.

V Optimaalne kernel

Automaatse klassifitseerimise seisukohalt on optimaalne kernel vähima suuruse juures kõige täpsemad tulemusi andev kernel (Hodgson 1998). Küsimus taandub minimaalsele informatsiooni hulga, mis on klassifitseerimiseks vajalik. Kernel peab kandma piisavalt infot, et maakatteüksust üheselt määrata, sisaldades samas võimalikult vähe üleliigset.

Optimaalse kerneli temaatika on päevakorral juba mõnikümmend aastat. Möödunud kümnenditel oli valdavaks tekstuuri uurimine ja mõõtmine kindla suurusega aknas ning erinevate klassifitseerimismeetodite võrdlemine. Palju vähem pöörati tähelepanu kerneli suuruse valikule ning seostele klassifitseerimise täpsuse ja kerneli suuruse vahel (Hodgson, 1998). Esimesed tööd selles vallas (näiteks Haralick *et al.*, 1973; Hsu, 1978) rakendasid vaid paari erineva suurusega kernelit ning enamasti olid need mõõtmetega alla 9×9 piksli. Ülevaate varasematest ning uuematest erinevate kernelite kasutamist uurivatest tööddest annavad Hodgson (1998) ja Remm (2005), märkides ühtlasi, et tihti peale ei põhjendata kerneli suuruse valikut.

Varasemate uurimistööde põhjal on teinekord jõutud arusaamisele, et ühte optimaalset kernelit ei olegi võimalik määratleda (Ju *et al.*, 2005). Dillworth (1991, cit. Hodgson, 1998) väitis, et ükski geomeetiline kernel ei saa anda parimaid tulemusi ja soovitas akna suurust muuta vastavalt klassifitseeritavale alale. Igale maakatteüksusele on Marceau *et al.* (1994, cit. Ju *et al.*, 2005) järgi sobilik erineva suurusega kernel, mille omadused sõltuvad maakatteüksuse eraldiste iseloomulikust suurusest, kujust ja tekstuuri varieeruvusest. Kayitakire *et al.* (2006) nendivad, et halli tasemel maatriksist tuletatud tekstuuritunnuste puhul peaks liikuva akna suurus olema vastavuses tuvastatava maakatte objektide keskmise suurusega. Üheks võimaluseks kindla suurusega kerneli kasutamist vältida on eelpool mainitud geograafilise akna tehnika.

Erinevate uurimisrühmade lähenemisviisid optimaalse kerneli probleemile võib jagada kahte põhimõtteliselt erinevasse suunda. Need on automaatne empiiriline lähenemine ja tunnetuslik, inimese kaugseireandmete visuaalse tõlgendamise printsiipidest tuletatud suund (Hodgson, 1998).

Automaatne empiiriline suund tähistab lähenemist, kus optimaalne kerneli suurus määratakse enne klassifitseerimist kas katsetamise teel, proovides mitmeid erinevaid kerneli suurusi, või tuletatakse kerneli optimaalne suurus kujutise tekstuuri parameetritest. Viimaste hulgas on üheks laiemalt levinuks pildi tekstuuri varieeruvusel põhinevad meetodid, näiteks variogrammi kasutamine.

Katsetamise puhul määratakse kõigi kernelite kohta keskmine klassifitseerimise täpsus ja kasutatakse edasises töös parima tulemuse andnud kernelit. Tegemist on küllaltki lihtsa lähenemisega, mille tulemuslikkus sõltub algselt läbi proovitud kernelite suurusest. Eeldatakse, et optimaalne kernel on üks eelnevalt proovituist või vähemalt jääb proovitud suuruste vahele. Kui esialgu valitud kerneli suurustest tuleb esile täpsuse paranemise trend suurima või vähima kerneli suunas, tuleb leppida lähima proovitud

kerneliga või sooritada edasisi katsetusi.

Statistilisele lähenemisele andis peamise tõuke Woodcocki ja Strahleri (1987) artikkel liikuva akna suuruse ja arvatavate tekstuuristatistikute informatiivsuse seoste kohta. Oma töös kasutasid nad erineva pikslisuurusega rastritest tuletatud variogramme, mille kuju osutab autorite sõnutsi pildiantmete ruumilisele struktuurile. Eeldati, et kui piksli suurus on oluliselt väiksem pildil olevate objektide suurusest, on ka varieeruvus väike, kuna naaberpikslid on suure tõenäosusega sarnased. Piksli suuruse lähenedes objektide mõõtmetele väheneb tõenäosus, et naaberpikslid on sarnased, ning varieeruvus kasvab. Kui pikslid on juba kordi suuremad kui objektid ning piksli alla mahub palju objekte, väheneb ka varieeruvus. Töö tulemusel leiti, et kõigile põhilistele maakatteüksustele (mets, asula, põld) vastab iseloomuliku kujuga variogramm, mida võiks kasutada ka ühe argumendina optimaalse kerneli suuruse määramisel. Variogrammi maksimum vastas üldjoontes resolutsioonile, kus piksli mõõtmed on suurusjärgus $\frac{1}{2}$ kuni $\frac{3}{4}$ tuvastatavate objektide mõõtmetest. Sellega seoses on välja pakutud, et kerneli suurus peaks sõltuma tuvastatavat maakatteüksust moodustavate objektide suurusest (Coops, Culvenor, 2000).

Variogrammi põhiste tekstuuritunnuste kasutamisel tuleb olla tähelepanelik, kuna ebasobiva suurusega akna põhjal arvutatud variogrammid ei omanda piisavalt iseloomulikku kuju ega näita seega hästi erinevusi maakatteüksuste vahel (Jakomulka, Clarke, 2001).

Tunnetusliku lähenemise aluseks on idee, et kui inimekspert ei suuda kaugseireandmeid korrektselt klassifitseerida, ei suuda seda ka arvuti. Kernelipõhise klassifitseerimise tuleks seega optimaalset (minimaalset) kerneli suurust otsida minimaalse aknasuurusena, mille abil inimene on võimeline pildiantmeid klassifitseerima. Tunnetuslikust lähenemisest optimaalsele kernelile on andnud ülevaate Hodgson (1998).

VI Kerneli suuruse sõltuvus kasutusotstarbest

Kernelit kasutatakse peale klassifitseerimise veel ka pildiantmete eeltöötlemiseks ning järelklassifitseerimiseks (näiteks enamuse-filtriga, *majority filter*). Võiks eeldada, et pilditöötlemise eesmärgil kasutatakse valdavalt väikese suurusega kernelit ning seda sõltumata kasutatava andmestiku lahtusvõimest. Väikese kerneli kasutamist võib eeldada kolmel põhjusel. Esiteks on väike aken filtrina suhteliselt kiire ning vähe arvutiressurssi nõudev. Teiseks on väike aken kompromiss väljalöövide piisava silumise ja pildi detailsuse säilitamise vahel. Kolmandaks on kõigis põhilistes kaugseire- ning pilditöötlemisprogrammides (näiteks ERDAS Imagine, IDRISI Andes, Adobe Photoshop) filtrite vaikimisi määratud suurused kuni 7×7 pikslit. Seega võiks väikeseks pidada kernelit mõõtmetega kuni 7×7 pikslit.

Suur osa autoritest, kes kasutasid kernelit pildi silumiseks, rakendasid seda 3×3 piksli suuruse keskmistava, mediaan- või enamuse-filtrina. Enne segmenteerimist on

kasutatud siluvaid filtreid suurusega 3×3 (Pekkarinen, 2002), 3×3 ja 7×7 (Leckie *et al.*, 2003), 7×7 pikslit (Stuckens *et al.*, 2000). Enne klassifitseerimist on leidnud kasutust filtrid suurusega 3×3 ja 5×5 pikslit (Tottrup 2004), kusjuures selgus et Landsat TM piltide puhul parandab silumine klasside eristatavust; 3×3 pikslit (Ekstrand *et al.*, 2001) ning 4×3 pikslit mediaanfiltris (Franco-Lopez *et al.*, 2001). Lisaks on 3×3-pikslit kernelit kasutatud näiteks erineva lahutusega piltide kokkusulatamiseks (*pan-sharpening*) (Dymond, Shepherd, 2004) ja LIDAR andmestiku (0,08 m sammuga) interpoleerimiseks (Brandtberg *et al.*, 2003).

Vähestel juhtudel on kasutatud kernel olnud suurem kui 7×7 pikslit. Aplin *et al.* (1999) kasutasid 4 m SPOT andmete silumiseks 9×9 kernelit. Pouliot *et al.* (2002) silusid 0,05 m lahutusega CIR digisensori pilti enne klassifitseerimist 11×11-pikslise filtriga. Keramitsoglou *et al.* (2006) katsetasid reklassifitseerimist mitme erineva suurusega enamuse-filtriga. Parimaid tulemusi andsid 9×9 ja 11×11 piksli suurused kernelid.

Vaatamata läbi uuritud küllaltki suurele hulgale artiklitele ei õnnestunud leida rohkem näiteid suurema filtri kasutamisest. Järelikult on küllaltki tõenäoline üldisem suundumus kasutada pildi silumise eesmärgil väiksemaid aknaid. Ka Zawadzki *et al.* (2005) tõdeb, et kasutatava liikuva akna suurus on enamasti vaid mõnede pikslite suurune.

VII Kerneli suuruse sõltuvus pildiandmete lahutusvõimest

Püstitatud hüpoteesi järgi kasutatakse suurema lahutusvõime korral ka suuremaid aknaid, et mõõta piksli ümbruse tekstuuri parameetreid. Väiksema lahutusvõime korral kasutatakse aga väiksemaid, eesmärgiga pilti veelgi siluda ja vältida samas servaeefekti liigset mõju.

Optimaalse kerneli suuruse ja pildi lahutusvõime seotuse kontrollimiseks jaotasin ma pildiandmed lahutusvõime järgi tinglikult kahte rühma. Esimesse jäävad kõrglahutusega pildiandmed, st piksli küljepikkusega maapinnal 5 meetrit ja vähem. Teise rühma moodustavad andmed piksli küljepikkusega 20–50 m. Esimese rühma näiteks võib tuua ortofotod, IKONOS ja SPOT 5 kõrglahutusega sensorid, teise jäävad sensorid nagu Landsat TM, vanemad SPOT satelliidid ja RADARSAT. Vahepealsed suurused ei anna üleminekualana ehk niivõrd selget tulemust ning veelgi suurema pikslisuurusega andmestikke klassifitseeritakse valdavalt pikslipõhiselt.

Suur lahutusvõime annab head võimalused tekstuuri arvatavate tunnuste kasutamiseks, kuna varieeruvus on suur ja piksli peale ei keskmistata kuigi suurt ala maapinnast. Suuremad pikslid seevastu haaravad enda alla laiema ala ja siluvad seega suures osas ära üksikobjektidest tingitud varieeruvuse.

Enne 1996. aastat ilmunud publikatsioonides kasutatud kerneli suurused võttis kokku Hodgson (1998). Pärast seda on aga ilmunud veel palju uurimusi, kus kasutati erinevaid kerneli suurusi (joonis 2).

võivad oluliselt mõjutada variogrammi kuju. Variogramme arutamiseks katsetati mitmesuguse suurusega kernelitega (5×5 kuni 80×80 pikslit), parima vastavuse 5–15 m puuvõra suuruse ja variogrammi kuju vahel andis 30×30 piksline kernel.

Huvitaval kombel on vähesed näited suure lahutusvõimega andmete puhul väikese kerneli kasutamisest ning parematest omadustest just kuni 1 m lahutuse korral. Levesque ja King (2003) katsetasid 0,25, 0,5 ja 1 m lahutusega aerofotodelt erinevate puistu tunnuste leidmiseks halli tasemel maatriksit ning semivariogramme. Tekstuuri arutamiseks kasutati aknaid suurusega 3×3 kuni 25×25 pikslit ning lisaks ühte suurt akent vastavalt lahutusvõimele (vastavalt 99×99, 61×61 ning 37×37 pikslit). Parima vastavuse metsa katvusega andsid 3×3 aknast arvatud tunnused. Lisaks leiti, et antud tunnuste arutamiseks on kõige parem 0,5 m lahutusega pilt. Wulder *et al.* (2000) kasutasid lokaalset maksimumi üksikute puude asukohtade tuvastamiseks 1m lahutusega MEIS-II sensori pildilt. Katsetati kerneleid 3×3, 5×5 ja 7×7 pikslit, parima tulemuse andis 3×3 pikslit.

Mõningates töodes on suure lahutusega andmete puhul kasutatud väiksemaid kerneleid, kuid see on olnud tingitud tuvastatavate objektide spetsiifikast. Näiteks Keramitsoglou *et al.* (2005) kasutasid 9×9 piksli suurust kernelit KRC (*Kernel-Based Reclassification*) algoritmiga, et määrata 0,7 m lahutusega Quickbird ning 1 m IKONOS piltidelt erinevaid elupaiku. Antud ülesande jaoks (detailne uuring) valiti 9×9 pikslit, kuid lisati, et üldisemate maakatteüksuste tuvastamiseks oleks sobivam suurem kernel. Barsi ja Heipke (2004) kasutasid 0,4 m lahutusega ortofotosid teede ristumiskohtade äratundmiseks kunstlike närvivõrkude abil. Selleks rakendati kernelit suurusega 7×7 pikslit.

Kuni 5 m lahutusega pildiandmete klassifitseerimisel on suundumus kasutada suuremat kernelit mõneti nõrgem. Pekkarinen (2002) rakendas 1,6 m lahutusega segmenteeritud AISA pildilt puistu takseerandmete määramiseks 31×31-pikslist akent. Sellise suuruse valis ta eesmärgiga, et igasse aknasse satuks vähemalt kümme piksliga samas segmendis asuvat pikslit. Kemmouche *et al.* (2004) määrasid varieeruvuse abil taimkatte tihedust ariidsetel ja semiariidsetel aladel SPOT 4 m andmestikust. Varieeruvust mõõdeti 50×50 piksline kerneliga 101×101 piksli suuruses aknas. Kerneli suurus määrati pildi kovariogrammi abil. Samas kasutati 50×50 akent ka LANDSAT TM andmete puhul. Aplin *et al.* (1999) kasutasid 4 m lahutusega SPOT andmestikust peamiste maakatteüksuste tuvastamiseks kernelit suurusega 15×15 pikslit. Pilti siluti enne tekstuuritunnuste arutamist 9×9 piksline filtriga. Kobler *et al.* (2006) katsetasid 4 m lahutusega IKONOS-2 piltide klassifitseerimiseks kerneleid suurustega 3×3 kuni 9×9 pikslit. Kasutades KRC (*Kernel-Based Reclassification*) meetodit andis suurim kernel parima tulemuse ja pole teada, kas veelgi suuremad aknad oleks täpsust parandanud.

Mõningate artiklite puhul ei õnnestunud leida seal kasutatud pildiandmete lahutusvõimet, kuid autorid märkisid vajadust kasutada suurema lahutusvõime korral suuremaid kerneleid. Näiteks Mauer (1974, cit. Herold *et al.*, 2004) mõttis tekstuuristatistikuid 1:7800 mõõtkavaga aerofotodelt kasutades 50×50-pikslist akent ning tulemused olid lubavad. Blom (1982, cit. Herold *et al.*, 2004) leidis, et kernelid suurustega 15×15 kuni 61×61 on sobilikud suuremõõtkavaliste andmete töötlemisel. Stuckens *et al.*

(2000) sõnusti on kõige sagedamini kasutatav kerneli suurus 3×3 pikslit, samas lisades, et suuremad aknad on sobilikumad suurema lahutusvõime korral või suuremate maastikuüksuste uurimisel.

Väiksema kerneli sobivust suure lahutusvõimega andmetele kinnitasid He ja Collet (1999) ning Lira ja Maletti (2002). Esimesed otsisid parimat aknasuurust halli tasemel maatriksi tunnuste arvutamiseks SPOT sensori 4 m lahutusvõimega pildidel. Prooviti kerneleid 3×3 kuni 9×9 pikslit ja leiti, et sobivaimad on 5×5 ja 7×7 piksli suurused aknad ning vale aknasuurus vähendab klassifitseerimise täpsust. Lira ja Maletti (2002) rakendasid kontekstipõhist segmenteerimisel põhinevat meetodit 4 m lahutusega SPOT piltide klassifitseerimiseks. Uudse lähenemisena kirjeldati akna suurus funktsioonina klasside eristatavuse kohta tunnuseruumis. Vastavalt minimaalsele erinevusele klasside vahel kasutati aknasuursi 5×5 , 7×7 ning 11×11 pikslit.

Pildiandmeid, mille lahutusvõime jäi 5 ja 20 meetri vahele, on kasutatud suhteliselt vähe, samuti on töödes leitud sobivaima kerneli suurused küllaltki erinevad. Lark (1996) kasutas 12,7 m lahutusega ortofotosid nelja põhilise maakattetüübi tuvastamiseks. Kernelitest proovis ta 11×11 , 21×21 , 41×41 ja 101×101 -piksliseid aknaid ning parima tulemuse sai 41×41 pikslise kerneliga. Zhang (1999) seevastu kasutas hoonete tuvastamiseks 10 m lahutusega kokkusulatatud Landsat TM-SPOT andmestikku. Halli tasemel maatriksi tunnuseid arvutati 3×3 ja 5×5 -pikslises aknas ning parima tulemuse andis 3×3 aken ja tekstuuritunnustest homogeensus. Laurent *et al.* (2005) uurisid linnuliikide elupaikade kernelipõhise kaardistamise võimalusi 15 m lahutusega Landsat ETM+ piltidelt. Erineva suurusega (1-3 pikslise raadiusega) õpetusalade puhul prooviti 30-180 m ulatusega tuvastamisraadiusi. Selgus, et õpetusala suurus mõjutab tulemusi vähe, seevastu tuvastamisraadiustest oli kahe linnuliigi puhul kolmest parim 30 m.

Väiksema lahutusvõimega ehk pikslisuurusega üle 20 m pildiandmeid kasutavates uurimustöodes on peamiselt tegu 20 m SPOT või 30 m LANDSAT TM piltidega. Tuginedes püstitatud hüpoteesile peaks nende puhul kasutatavad kernelisuurused jääma 11×11 piksli piiridesse. Peale kirjanduse läbitöötamist ilmnes, et selline seos on tõepoolest olemas ja küllaltki selge. Suurema kui 11×11 pikslise kerneli kasutamise kohta leidis vaid kaks erandlikku näidet (Haack, Bechdol 2000; Herold *et al.*, 2004), väiksemaid seevastu kasutati paljudel kordadel.

Väikese kerneli kasutamise näiteid on väga mitmesuguseid ja mitmest vallast. Reese *et al.* (2003) kasutasid metsa üleriigiliseks kaardistamiseks kNN (*k-Nearest Neighbour*) meetodil vähendatud lahutusega (piksel 25 m) LANDSAT ETM+ pilte. Rakendati 3×3 akent ja leiti selle piksliväärtuste kogumi abil põhipiksli klassikuuluvus. Gong *et al.* (1996) võrdlesid linnalise maakatte klassifikatsiooni täpsust 20 m SPOT andmestikust 3×3 , 5×5 ja 7×7 -pikslise kerneliga. Teist järku tekstuuritunnuste kasutamisel oli parim 5×5 piksli suurune, esimest järku tunnustele 3×3 -piksliline kernel. Zhang *et al.* (2003) kasutasid linnalise asustuse mustri tuvastamiseks 10 m lahutusega SPOT piltidelt halli tasemel maatriksi põhiseid tunnuseid. Prooviti kerneleid suurusega 3×3 kuni 9×9 -pikslit ja parimaks osutus 7×7 -piksliline aken. Nusser ja Klaas (2003) kasutasid 30 m lahutusega pildiandmetest maakattetüüpide määramiseks 3×3 kernelit lihtsa kaalutud

filtriga. Prooviti ka 5×5-pikslist, aga valiti väiksem, kuna igas punktis oli vaja läbi viia ka väliuuring iga piksli kohta, mis määras piksli hinna. Kuemmerle *et al.* (2006) rakendasid 30 m LANDSAT TM piltidelt maakatteüksuste tuvastamiseks aknaid vastavalt maakattele. 5×5 ja 9×9 aknaid rakendati haritava- ja rohumaa tarbeks, samas metsa eristamiseks peeti paremaks 27×27-piksliline akent. Diferentseerimise põhjenduseks toodi maakattetüüpide erineva suurusega eraldised. Chica-Olmo ja Abraca-Hernandez (2000) püüdsid tuvastada erinevaid kvaternaarisetteid 30 m lahutusega LANDSAT TM piltide abil. Prooviti erinevaid kerneleid suurustega 3×3, 5×5, 7×7 ja 9×9 pikslit. Parimaid tulemusi andis 7×7 piksliline kernel. Lisaks on valdavalt 3×3-pikslist kernelit rakendatud LANDSAT TM või ETM+ andmestikust puistu takseerandmete määramiseks (Kilpeläinen, Tokola, 1999; Mäkelä, Pekkarinen, 2001; Hall *et al.*, 2006).

Väiksema lahutusega pildiandmeid on kasutanud ka mitmed teoreetilised tööd. Ramstein ja Raffy (1989, cit. Zawadzki *et al.*, 2005) leidsid semivariogrammi uurides, et Landsat TM andmete puhul on optimaalne kernel 11×11 pikslit. Gong ja Howarth (1992, cit. Hodgson, 1998) katsetasid kerneli suurusi 20 m lahutusega SPOT piltidelt ja leidsid, et parima tulemuse andis 9×9-piksliline aken. Ju *et al.* (2005) uurisid pikslipõhise klassifitseerimise täpsuse sõltuvust pildi lahutusvõimest. Agregeerides 30 m lahutusega rastrit selgus, et parima täpsuse andis agregeerimise tase 4×4 ehk 1 piksel haaras esialgse pildi 4×4-pikslise ala. Kõrgematel tasemetel langes täpsus tugevalt. Southworth *et al.* (2006) katsetasid 30 m Landsat TM piltidelt ruumilist ja ajalist varieeruvust uurides akendega 3×3 kuni 250×250 pikslit. Seos ruumilise ja ajalise varieeruvuse vahel avaldus kõige tugevamat 10×10 piksli suuruses aknas. Ühtlasi selgus, et väiksemas aknas kui 50×50 pikslit oli ruumiline varieeruvus suurem kui ajaline ning suurema akna puhul vastupidi. Frohn ja Hao (2006) määrasid LANDSAT TM piltidelt kasutatava kerneli suuruse mõju tekstuurstatistikutele. Arvutati nii halli tasemel maatriksi tunnuseid kui ka agregeeriti andmestikku peale klassifitseerimist enamuse-filtriga. Kasutati kerneleid suurusega 3×3 kuni 35×35 pikslit ja selgus, et kerneli suuruse ja statistikute väärtuse vahel on enamasti selge seos.

VIII Järeldused

Optimaalse kerneli otsinguil on tänaseks päevaks jõutud mitmete teooriate ning üldistusteni. Kindlasti on oluline sarnaste uurimistööde jätkamine, püstitades kindlalt piiritletud hüpoteese ning nende paikapidavust sihipäraste katsetega kontrollides.

Nagu eelnevast näha, toetavad artiklis püstitatud hüpoteese ka seni avaldatud publikatsioonid. Väiksema lahutusvõimega pildiandmete kasutajad kalduvad ka väiksema kerneli kasutamise poole ning vastupidi. Suurem lahutus ja sellest tulenev pildi mustri suurem varieeruvus tingib mõningate eranditega ka suurema kerneli kasutamise. Paljudel juhtudel on sobivam kerneli suurus leitud eelnevatele katsetustele tuginedes, samas on viimasel ajal kasvanud teadustööde hulk, kus kerneli suurus tuletatakse teoreetilistest lähtekohtadest. Loodetavasti annab käesolev ülevaade aluse mõtisklusteks ning abistab sobiva kerneli valikul.

Käesolev artikkel on lühendatud kokkuvõtte 2007. aasta kevadel TÜ geograafia

osakonnas Kalle Remmi juhendamisel kaitstud bakalaureusetööst. Kaitstud töö sisaldab ka Eesti andmestikule tuginevat optimaalse kerneli suuruse analüüsi. Originaaliga saab tutvuda TÜ ökoloogia ja maateaduste instituudi geograafia osakonna raamatukogus või internetiaadressil http://www.ut.ee/~lotr/Proosa_2007.pdf

Kasutatud kirjandus

Aplin, P., Atkinson, P.M. and Curran, P.J. 1999. Fine spatial resolution simulated satellite sensor imagery for land cover mapping in the United Kingdom. *Remote Sensing of Environment* 68: 206–216.

Asner, G.P. and Warner, A.S. 2003. Canopy shadow in IKONOS satellite observations of tropical forests and savannas. *Remote Sensing of Environment* 87: 521–533.

Barsi, A. and Heipke, C. 2004. Artificial neural networks for the detection of road junctions in aerial images. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* XXXIV(3/W8).

Blom, R.G. 1982. Radar image processing for rock types. *IEEE Transactions On GeoScience And Remote Sensing* 20(3): 343-351.

Brandtberg, T., Warner, T.A., Landenberger, R.E. and McGraw, J.B. 2003. Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment* 85: 290–303.

Chica-Olmo, M. and Abarca-Hernandez, F. 2000. Computing geostatistical image texture for remotely sensed data classification. *Computers & GeoSciences* 26: 373-383.

Coops, N. and Culvenor, D. 2000. Utilizing local variance of simulated high spatial resolution imagery to predict spatial pattern of forest stands. *Remote Sensing of Environment* 71: 248-260.

Dillworth, M.E. 1991. Geographic windows in remote sensing: Does window size matter? *ASPRS Technical Papers, 1991 ASPRS Annual Convention* 3: 122-128.

Dirnböck, T., Dullinger, S., Gottfried, M., Ginzler, C. and Grabherr, G. 2003. Mapping alpine vegetation based on image analysis, topographic variables and Canonical Correspondence Analysis. *Applied Vegetation Science* 6: 85-96.

Dymond, J.R. and Shepherd, J.D. 2004. The spatial distribution of indigenous forest and its composition in the Wellington region, New Zealand, from ETM+ satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 90: 116-125.

Ekstrand, S., Östlund, P. and Hansen, C. 2001. Digital air photo processing for mapping of copper roof distribution and estimation of related copper pollution. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1: 267–278.

Franco-Lopez, H., Ek, A.R. and Bauer, M.E. 2001. Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbors method. *Remote Sensing of Environment* 77: 251– 274.

Franklin, S.E., Wulder, M.A. and Lavigne, M.B. 1996. Automated derivation of geographic window sizes for use in remote sensing digital image texture analysis. *Computers & GeoSciences* 22(6): 665-673.

Frohn, R.C. and Hao, Y. 2006. Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondonia, Brazil. *Remote Sensing of Environment* 100: 237-251.

Gong, P. and Howarth, P.J. 1992. Frequency-based contextual classification and gray-level vector reduction for land-use identification. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 58(4): 423-437.

Gong, P., Pu, R. and Chen, J. 1996. Mapping ecological land systems and classification uncertainties from digital elevation and forest-cover data using neural networks. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62: 1249-1260.

Haack, B.N. and Bechdol, M. 2000. Integrating multisensor data and RADAR texture measures for land cover mapping. *Computers & GeoSciences* 26(4): 411-421.

Hall, R.J., Skakun, R.S., Arsenault, E.J. and Case, B.S. 2006. Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM+ data: Application to mapping of aboveground biomass and stand volume. *Forest Ecology and Management* 225: 378-390.

- Haralick, R.M. 1979. *Statistical and structural approaches to texture. Proceedings of the IEEE* 67: 786-804.
- Haralick, R.M., Shanmugam, K.S. and Dinstein, I. 1973. *Textural features for image classification. IEEE Transactions On Systems, Man and Cybernetics* 3: 610-622.
- He, H. and Collet, C. 1999. *Combining spectral and textural features for multispectral image classification with Artificial Neural Networks. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 32(7-4-3 W6).
- Herold, N.D., Haack, B.N. and Solomon, E. 2004. *An evaluation of radar texture for land use/cover extraction in varied landscapes. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 113-128.
- Hodgson, M.E. 1998. *What size window for image classification? A cognitive perspective. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64(8): 797-807.
- Hsu, S. 1978. *Texture-tone analysis for automated land-use mapping. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 44(11): 1393-1404.
- Hudak, A.T. and Wessman, C.A. 1998. *Textural Analysis of Historical Aerial Photography to Characterize Woody Plant Encroachment in South African Savanna. Remote Sensing of Environment* 66: 317-330.
- Jakomulska, A. and Clarke, K.C. 2001. *Variogram-derived measures of textural image classification. geoENV III - Geostatistics for Environmental Applications. Monestiez, P. et al. (ed): Kluwer Academic Publishers, pp. 345-355.*
- Ju, J., Gopal, S. and Kolaczyk, E.D. 2005. *On the choice of spatial and categorical scale in remote sensing land cover classification. Remote Sensing of Environment* 96: 62-77.
- Kayitakire, F., Hamel, C. and Defourny, P. 2006. *Retrieving forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery. Remote Sensing of Environment* 102: 390-401.
- Kemmouche, A., Mering, C., Sansal, B. and Dewolf, Y. 2004. *Macro-texture mapping from satellite images by morphological granulometries: application to vegetation density mapping in arid and semi-arid areas. International Journal of Remote Sensing* 25(23): 5319-5335.
- Keramitsoglou, I., Kontoes, C., Sifakis, N., Mitchley, J. and Xofis, P. 2005. *Kernel based re-classification of Earth observation data for fine scale habitat mapping. Journal for Nature Conservation* 13: 91-99.
- Keramitsoglou, I., Sarimveis, H., Kiranoudis, C.T., Kontoes, C., Sifakis, N. and Fitoka, E. 2006. *The performance of pixel window algorithms in the classification of habitats using VHSR imagery. ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 60: 225-238.
- Kilpeläinen, P. and Tokola, T. 1999. *Gain to be achieved from stand delineation in Landsat TM image-based estimates of stand volume. Forest Ecology and Management* 124: 105-111.
- Kobler, A., Džeroski, S. and Keramitsoglou, I. 2006. *Habitat mapping using machine learning-extended Kernel-Based Reclassification of an Ikonos satellite image. Ecological Modeling* 191: 83-95.
- Kuemmerle, T., Radeloff, V.C., Perzanowski, K. and Hostert, P. 2006. *Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique. Remote Sensing of Environment* 103: 449-464.
- Lark, R.M. 1996. *Geostatistical description of texture on an aerial photograph for discriminating classes of land cover. International Journal of Remote Sensing* 17(11): 2115-2133.
- Laurent, E.J., Shia, H., Gatzliolis, D., LeBoutonc, J.P., Walters, M.B. and Liu, J. 2005. *Using the spatial and spectral precision of satellite imagery to predict wildlife occurrence patterns. Remote Sensing of Environment* 97: 249-262.
- Leckie, D.G., Gougeon, F.A., Walsworth, N. and Paradine, D. 2003. *Stand delineation and composition estimation using semi-automated individual tree crown analysis. Remote Sensing of Environment* 85: 355-369.
- Lévesque, J. and King, D.J. 2003. *Spatial analysis of radiometric fractions from high-resolution multispectral imagery for modelling individual tree crown and forest canopy structure and health. Remote Sensing of Environment* 84: 589-602.
- Lillesand, T.M. and Kiefer, R.W. 2000. *Remote Sensing and Image Interpretation 4th edition. John Wiley & Sons, New York.*
- Lira, J. and Maletti, G. 2002. *A supervised contextual classifier based on a region-growth algorithm. Computers & GeoSciences* 28: 951-959.

- Marceau, D.J., Howarth, P.J. and Gratton, D.J. 1994. *Remote sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment. 1. The scale and spatial aggregation problem. Remote Sensing of Environment* 49(2): 93-104.
- Mather, P.M. 1999. *Computer Processing of Remotely-Sensed Images* 2nd edition. John Wiley & Sons, West Sussex.
- Mauer, H. 1974. Mauer, H., 1974. *Quantification of textures: textural patterns and their significance for classification of agriculture crop types from colour aerial photographs. Photogrammetria* 30: 21-40.
- Merchant, J. 1984. *Using spatial logic in classification of Landsat TM data. Proceedings of the 9th Annual William T. Pecora Memorial Symposium on Remote Sensing, Sioux Falls, South Dakota, pp. 378–385.*
- Miranda, F.P. and Carr, J.R. 1994. *Application of the semivariogram textural classifier (STC) for vegetation discrimination using SIR-B data of the Guiana Shield, Northwestern Brazil Remote Sensing Reviews* 10: 155-168.
- Mäkelä, H. and Pekkarinen, A. 2001. *Estimation of timber volume at the sample plot level by means of image segmentation and Landsat TM imagery. Remote Sensing of Environment* 77: 66-75.
- Nusser, S.M. and Klaas, E.E. 2003. *Survey methods for assessing land cover map accuracy. Environmental and Ecological Statistics* 10: 309-331.
- Pekkarinen, A. 2002. *Image segment-based spectral features in the estimation of timber volume. Remote Sensing of Environment* 82: 349-359.
- Pouliot, D.A., King, D.J., Bell, F.W. and Pitt, D.G. 2002. *Automated tree crown detection and delineation in high-resolution digital camera imagery of coniferous forest regeneration. Remote Sensing of Environment* 82: 322-334.
- Ramstein, G. and Raffy, M. 1989. *Analysis of the structure of radiometric remotely sensed images. International Journal of Remote Sensing* 17: 3523-3529.
- Reese, H., Nilsson, M., Pahlén, T.G., Hagner, O., Joyce, S., Tingelöf, U. et al. 2003. *Countrywide estimates of forest variables using satellite data and field data from the National Forest Inventory. Ambio* 32(8): 542-548.
- Remm, K. 2005. *Correlations between forest stand diversity and landscape pattern in Otepää Nature Park, Estonia. Journal for Nature Conservation* 13: 137-145.
- Remm, K. and Luud, A. 2003. *Regression and point pattern models of moose distribution in relation to habitat distribution and human influence in Ida-Viru county, Estonia. Journal for Nature Conservation* 11(3): 197-211.
- Southworth, J., Cumming, G.S., Marsik, M. and Binford, M.W. 2006. *Linking spatial and temporal variation at multiple scales in a heterogeneous landscape. The Professional Geographer* 58(4): 406–420.
- Stuckens, J., Coppin, P.R. and Bauer, M.E. 2000. *Integrating contextual information with per-pixel classification for improved land cover classification. Remote Sensing of Environment* 71: 282–296.
- Zawadzki, J., Cieszewski, C.J., Zasada, M. and Lowe, R.C. 2005. *Applying geostatistics for investigations of forest ecosystems using remote sensing imagery. Silva Fennica* 39(4): 599-617.
- Zhang, Q., Wang, J., Gong, P. and Shi, P. 2003. *Study of urban spatial patterns from SPOT panchromatic imagery using textural analysis. International Journal of Remote Sensing* 24(21): 4137–4160.
- Zhang, Y. 1999. *Optimisation of building detection in satellite images by combining multispectral classification and texture filtering. ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 54: 50-60.
- Tottrup, C. 2004. *Improving tropical forest mapping using multi-date Landsat TM data and pre-classification image smoothing. International Journal of Remote Sensing* 25(4): 717–730.
- Wang, G., Gertner, G. and Anderson, A.B. 2004. *Up-scaling methods based on variability-weighting and simulation for inferring spatial information across scales. International Journal of Remote Sensing* 25(22): 4961–4979.
- Woodcock, C.E. and Strahler, A.H. 1987. *The factor of scale in remote sensing. Remote Sensing of Environment* 21: 311-332.
- Wulder, M., Niemann, K.O. and Goodenough, D.G. 2000. *Local maximum filtering for the extraction of tree locations and basal area from high spatial resolution imagery. Remote Sensing of Environment* 73: 103-114.

Kaug- ja linnuseire Nigula rabas

1950–2000 Tagasi sisukorra juurde

Kiira Aaviksoo¹, Agu Leivits², Meelis Leivits²

¹Tartu Ülikooli maateaduste ja ökoloogia instituut, ²Riiklik Looduskaitsekeskus

Kokkuvõte

Tänapäevase adaptatiivse ökosüsteemse looduskaitsekorralduse üheks eelduseks on hästi toimiva seiresüsteemi olemasolu, mis võimaldab saada operatiivselt informatsiooni kaitstava objekti seisundis toimuvatest ebasoovitavatest muutustest. Seisundi jälgimine on vajalik tegevus ka ajas suhteliselt aeglaselt muutuvates elupaikades, kus muutuste avastamiseks on oluline kasutada võimalikult pikka ajavahemikku iseloomustavaid andmeid. Raba kui Eesti ühe looduslikuma elupaiga haudelinnustikku on Nigulas uuritud juba alates 1952. aastast. Olemasolevad pikaajalised vaatlusread annavad hea ülevaate nii linnuliikide arvukuses kui ka linnukooslustes toimunud muutuste kohta. Samas on linnukoosluste dünaamika tõlgendamisel vaja arvestada nii loendusala kui selle lähisümbruse maastikes toimuvate elupaigamuutustega ning teada liikide elupaigaeelistusi. Üheks võimaluseks muutuste põhjuste ja tagajärgede otsimiseks on seostada ja võrrelda linnustiku andmeid taimkatte muutuste andmetega, milleks annab võimaluse ajalooliste aerofotode kasutamine.

Käesolevas töös tutvustatakse kaugseire võimalusi soomaastiku taimkatte mustris ja linnukoosluses toimunud muutuste vaheliste seoste selgitamisel. Taimkattes toimunud muutuste uurimiseks kasutati 1951. aasta must-valgeid aerofotosid ning 2000. aasta Landsat 7ETM+ multispektraalset satelliitpilti. Digitaliseeritud aerofotodel eristati 8 linnukoosluses toimunud muutuste tõlgendamise seisukohalt olulist maakatteklassi. Satelliitpildi mustrite (2000) ja reaalse taimkatte kokkuviiamiseks kasutati välitöödel (2001) kogutud õpetusandmestikku, mille tulemusena kaardistati 50 maakatte alamtüüpi – ökotoopi.

Ökotoopide kaardi abil on võimalik kirjeldada soomaastikus lindudele oluliste ökoloogiliste tingimuste (troofsus, lagedus, vesisus) gradiente ja mustreid, mis on elupaiga valikul olulised. Maakattes ja selle mitmekesisuses 50 aasta jooksul toimunud muutuste selgitamiseks valiti Nigula soostiku idamassiivil 563 ha suurune prooviala, kus elupaigaareaalide pindala arvutamiseks ühtlustati piksli suurus ning koostati omavahel võrreldavad maakattekaardid.

Üheks olulisemaks muutuseks proovialal 50 aasta jooksul on lageala vähenemine mändide pealetungi tõttu. Sellega on korrelatsioonis puistulembeste linnuliikide arvukuse suurenemine ja vastupidi, lagedaid elupaiku eelistavate liikide arvukuse vähenemine. Soomaastiku maakattelise mitmekesisuse suurenemine seletab hästi viimase poolsajandi jooksul aset leidnud raba linnukoosluse liigilise mitmekesisuse ning rabale ebatüüpiliste liikide arvu suurenemist. Keskmisemõõtkavalise satelliitkaardi alusel loodud ökotoopide

digitaalkaardid osutusid tõhusaks vahendiks raba seisundit iseloomustavate indikaatorliikide elupaigaeelistuste selgitamiseks soomaastiku ruumimastaabis. Liikidele kriitiliselt oluliste elupaiga komponentide varu hindamiseks on kindlasti vajalik edasi töötada suuremõtkavalise satelliitkaardi kasutamise võimaluste selgitamisega.

Võtmesõnad: *kaugseire, ökotoop, soomaastik, maastikuline mitmekesisus, linnurikkus, lindude arvukus, GIS, kaitsekorraldus, ennustav modelleerimine*

I Sissejuhatus

Tänapäevase adaptatiivse ökosüsteemse looduskaitsekorralduse üheks eelduseks on hästi toimiva seiresüsteemi olemasolu (Meffe *et al.*, 2002), mis võimaldab saada operatiivselt informatsiooni kaitstava objekti seisundis toimuvatest ebasoovitavatest muutustest. Seisundi jälgimine on vajalik tegevus ka ajas suhteliselt aeglaselt muutuvates elupaikades (Charman, 2002), kus muutuste avastamiseks on oluline kasutada võimalikult pikka ajavahemikku iseloomustavaid andmeid (Spellerberg, 2005).

Looduskeskkonna ruumilist infot kogutakse kaitsealadel pidevalt ning koondatakse digitaalselt geograafiliste infosüsteemidesse (GIS), mis vaatamata erinevustele ruumilises ja ajalises lahtuses on georefereeritult kooskasutatavad.

Lisaks kõikvõimalikele ruumilistele andmekihtidele nii raster- kui vektorkujul, salvestatakse looduskaitsealal ka välitöödel kogutav andmestik. Kaardimaterjali on otstarbekas uuendada adekvaatse, veel töötlemata kaugseireandmestikuga (digitaalsed aerofotod ja satelliitide sensorite kanaliandmed), mida saab kasutada olenevalt vajadusest kas välitöödele planeeritavate marsruutide kavandamiseks või siis kaugseirekujutiste alusel temaatiliste kaartide loomiseks. Kaitsealale hangitava kaugseirematerjali valik sõltub eelkõige uuringu eesmärkidest, uuritava ala suurusest ning rahalistest võimalustest. Klassifitseerimismeetodid aga sõltuvad pilditötlustarkvarast, GIS-i olemasolust ja seda toetavatest ekspert(süsteem)idest (Lu, Wang, 2007).

Nigula soostik on aerofotodel ja satelliitkujutistel eristatav selgelt väljakujunenud spetsiifiliste ruumiliste struktuurimustritena, mis on tekkinud pikaajalisel turbalasundi, taimkatte ja veerežiimi koosmõjul. Ümbritsevatest mineraalmaa aladest on sood kaugseirematerjalidel eristatavad eeskätt tänu lähi-infrapunase (0,75–0,9 µm, Landsat TM) spektripiirkonna kasutamisele (Milton *et al.*, 2005). Samas on keskinfrapunane piirkond (1,55–1,75 µm, Landsat TM) asendamatu vesisuse interpreteerimisel (Hardisky, 1995), mis rabade pinnal peegeldab nii taimkatte kudede kui ka turbasamblaste pinnase veesisaldust.

Kaugseirematerjalidelt on võimalik kaardistada rabade mikroforme (mätas, älves), kasutades selleks aerofotosid või satelliitide Ikonos ja QuickBird (ruumiline lahtus 0,60 – 4 m), soopaiku (endine nimetus *faatsies*), mis eristuvad SPOT HRV ja Landsat 5 TM ja Landsat 7 ETM+ 10–30 m lahtusega digitaalandmetelt, soomassiive (Landsat 5 ja 7) ja soostikke (AVHRR). Sellega on kaetud rabade kaardistustasemetete viis astet seitsmest (Masing, 1998).

Ökoloogilisel kaardistamisel on sobivaimaks spektraalselt laiaulatuslikum keskmisemõõtkavaline Landsati andmestik (Groom *et al.*, 2006), suuremamõõtkavalist infot rabastruktuuride kohta aga pakuvad endiselt aerofotod (Langanke *et al.*, 2007) ning QuickBirdi andmestik (Tuittila, 2007).

Rabade pikaajalist dünaamikat on eeskätt puurinde tiheduse muutuste kaudu rekonstrueeritud kordusaerofotode abil (Leine, 1998; Cameron *et al.*, 2000; Gunnarsson *et al.*, 2002). Vanade aerofotode kasutamine taimkatte muutuste kaardistamisel on ka jätkuvalt aktuaalne (Ihse, 2007; Langanke *et al.*, 2007). Puistu tihenemist on põhjendatud kliima soojenemisega 20. sajandi jooksul (Linderholm, Leine, 2004). Kliima kuivem periood eelmise sajandi alguses, inimtegevuse poolt põhjustatud kuivenduse mõju ja põlengud näivad olevat taimkattemuutuste põhjuslikeks faktoriteks näiteks Kanada soodes (Pellerin, Lavoie, 2003). Soohüdroloogia mõjutamine põhjaveetaseme langusega viib samuti puurinde tihedamale väljakujunemisele (Gunnarsson, Rydin, 1998). 50 aastaga on puurinne enamuses Lõuna- ja Kesk-Rootsi soodes tihenunud ning põhjustanud mõne taimeliigi arvukuse kasvu, uute liikide lisandumist või koguni uute metsasammalde lisandumist (Gunnarsson *et al.*, 2002).

Kaugseire koostöös muude ruumiliste andmebaaside ning GPS-i abil toimuvate välitöödega ning ekspertide kaasamisega aitab välja selgitada maakatte arengut, vaatlusperioodi pikendamine võimaldab fikseerida ka looduslikke suksessioone (Moore, 2002; Küchler *et al.*, 2004) kas maastiku üleminekumaatriksi (Dale *et al.*, 2002) või statistiliste mudelite (Guissan, Zimmermann, 2000) vormis.

Ökosüsteemides toimunud muutuste väga headeks indikaatoriteks on nii linnuliikide arvukuses kui ka linnukooslustes toimunud muutused, mida on jälgitud kaugseire andmestikule toetuvalt aastakümneid (Gottschalk *et al.*, 2005).

Eesti vanematel kaitsealadel on olemas pikaajalised lindude vaatlusread. Linnukoosluste dünaamika tõlgendamisel on vaja arvestada nii loendusosalal kui selle lähiümbruse maastikes toimuvate elupaigamuutustega ning teada liikide elupaigaeelistusi (Wiens, 1989). Üheks võimaluseks muutuste põhjuste ja tagajärgede otsimiseks on seostada ja võrrelda linnustiku andmeid maakatte muutustega.

Käesoleva töö ülesanneteks seati:

- kaardistada kogu Nigula raba ja selle lähiümbruse kaasaegne maakate satelliidi Landsat andmestiku alusel GIS-i abiga, kasutades selleks Eesti maakatte klassifitseerimiskeemi väikseimat ökoloogiliste tingimuste poolest eristuvat maakatte alamtüüpi ehk ökotoopi;
- pikendada maakatte seireperioodi ajalooliste aerofotode kasutuselevõtuga poole sajandini (1950–2000), vaadeldes muutusi nende ruumilises levikus 50 aasta jooksul retrospektiivis ja perspektiivis mitmekesisuse kaheksa üksuse (maakatteklassi) tasemel;
- lage- ja puissoo (siirdesoo ja raba) osas siduda maakatteandmestik lagealaid ja puistut elupaigana eelistava haudelinnustiku koosluste liigilise koosseisu ja liigirikkkuse muutustega.

II Materjal ja meetodika

2.1. Uurimisala iseloomustus

Käesoleva töö uurimisalaks on 1957. aastal loodud Nigula looduskaitsealal asuv 2342 ha suurune Nigula soostik. Soostik jaguneb kolmeks Lääne-Eestile tüüpiliseks platoojaks rabalaamaks, kus valitsevad rabale omased kasvukoha- ja elupaigatüübid, mida edaspidi nimetatakse ökotoopideks, rõhutamaks nende eristatavust kaugseirekujutistelt biogeofüüsikaliste tunnuste alusel.

Alates 1979. aastast on Nigula looduskaitseala rahvusvahelise tähtsusega linnuala staatusega ning 1997. aastast rahvusvahelise tähtsusega märgalade (Ramsari) nimekirjas. Alates 2004. aastast kuulub Nigula looduskaitseala Natura 2000 võrgustikku nii Nigula loodusala kui ka linnuala, jäädes Põhja-Liivimaa linnuala koosseisu. 2007. aastal moodustati Nigula ja Sookuninga ning Läti Vabariiki jääva Ziemelu Purvi Ramsari alade baasil rahvusvahelise tähtsusega piiriülene märgala – Põhja-Liivi märgalakompleks.

Nigula soostikku on kirjeldanud mitmest aspektist põhjalikult mitmed uurijad (Ainsaar, 1957; Masing, 1960; Karmu, 1966; Loopman, 1970; Ruus, 1975; Loopman *et al.*, 1988; Lode *et al.*, 2005).

2.2. Materjal

Tabel 1. Nigula maastiku- ja linnuseireks kasutatatud materjalid.

Andmed	Aeg	Iseloom
Linnuloendus	1952	paari /km ²
Linnuloendus	1964	paari /km ²
Linnuloendus	1968–2007	paari /km ²
Must-valged aerofotod	1951	M 1:17 000
Landsat TM 189/19 täiskaader	27.08.1997	piksel 25×25m
Landsat ETM+ 189/19 veerandosa	07.05.2000	piksel 25×25m
Mullakaart	2001	M 1:50 000
Metsakorraldusandmed	1997	M 1:10 000

2.3 Meetodika

2.3.1. Ökotoopide kaardistamine

Eestis on soode satelliitkaardistamine toimunud riikliku keskkonnaseire maastike kaugseire raames, mille käigus on jälgitud maakatte struktuuri ja dünaamikat ajavahemikul 1988–1995 Landsat 5 TM satelliitpiltide põhjal Soomaal, Alam-Pedjal ja Endlas, kasutades selleks väljatöötatud meetodikat ja maakatte klassifitseerimiskeemi (Aaviksoo, 2004). See lühike vaatlusperiood registreerib muutusi enamasti

maakasutuslikes ökotopides, mis jäävad seirealade ümbrusse (puhver), ega too esile muutusi kaitsealadel endil. Pikema-ajaliste muutuste jälgimiseks on vajalik seireperioodi pikendada, milleks sobivad Eesti sookaitsealade ajaloolised aerofotod aastast 1947 (Aaviksoo *et al.*, 1997).

Eesti soomaastike suuremõtkavalises kaugeires kasutati interpreteerimise võtmetena aerofotodelt visuaalseid tunnuseid (taimkatte muster, kuju, paiknemine jmt) (Avery, 1977), millele toetuvalt piiritleti 19 erinevasisulist polügooni (Aaviksoo, 1993). Ka Nigula 1951. a (edaspidi tähistame algseisundit aastaarvuga 1950) aerofotod (joonis 1a) interpreteeriti visuaalselt (8 klassi), seejärel digitaliseeriti ja salvestati arvutis hilisema arvutitöötuse eesmärgil sama ruumilise lahutusega, kui esineb võrreldav (2000) satelliitandmestik (joonis 1, c ja d).

Satelliitpiltide pikslipõhine töötus toimus arvutiprogrammi PCI Geomatica abil, klassifitseerimismeetodiks hübriidne (*K-Means Isodata Unsupervised, Supervised classification*) meetod, mis kasutas segapiksleid ignoreerivaid kontrollandmeid kogutuna välitöödel, ja kõikvõimalikke kohalikke ja riiklikke andmebaase. Kogu ala klassifitseerimiseks kasutati suurema tõepära algoritmi. Maakattetüüpide spektraalne eristamine toimus Eesti baaskaarti ja mullamaske kasutades, võimaldades eristada looduslikke, poollooduslikke ja tehisalasid erinevatel mullaerimitel – siirdesoo-, raba-, märgadel ja kuivadel muldadel. Satelliitpildi klassifitseerimiseks 50 ökotobina kasutati 150 treeningpiirkonda, mille spektraalsete signatuuride (põhineb peamiselt taimkatte rohkuse ja taimekudede ning aluspinnase (turvas) niiskuse heledusväärtustel kanalites TM453) analüüsi järel valiti välja esinduslikumad signatuurid, millele põhines klassifikatsioon (joonis 1e).

Kogu soostikku hõlmav satelliitandmestik pärines 2000. a 7. mai satelliidi Landsat 7 sensorilt ETM+ (joonis 1b – väärvärviline kujutis muutuste seire alast). Kuna vegetatsiooniperiood oli varajane ja taimkate oli alles välja kujunemata, siis kasutati klassifitseerimisel lisaks ka Landsat 5 sensorilt TM 1997. a augustikuu andmetest neljandat (taimkatte rohkuse) kanalit (Hollandi pilootprojekti „Wetland monitoring” materjal), sest erinevatest aastaaegadest pärit peegeldusandmestik parandab klassifikatsiooni täpsust kuni 20% (Lindsay, Campagna Popolo, 1998).

Nii aerofoto- kui satelliitkaardid viidi Eesti põhikaardi projektsiooni, lihtsustamaks nii nende kui ka ülejäänud raster- ja vektorkihtide kooskasutust.

Nii varasema analoogse kui hilisema digitaalse kaugeireandmestiku ühitamine 50-aastast ajaperioodi kajastava maakatte muutuste kaardina oli aluseks haudelinnustiku koosseisu ja arvukuse muutuste jälgimiseks Nigula raba 563 hektaril.

2.3.2. Haudelinnustiku loendused

Haudelinnustiku loendused Eesti soodes algasid eelmise sajandi keskpaigas, mil Eerik Kumari koos kolleegidega keskendus aastatel 1948–1957 rabade linnustiku uurimisele. Esimesed andmed Nigula soostiku haudelinnustikust pärinevad 1952. aastast, kui Kumari töörühm uuris Edela-Eesti loodusmaastike linnustikku (Kumari, 1955). Pärast Nigula Riikliku Looduskaitseala moodustamist 1957. aastal hakati põhjalikumalt uurima

Nigula looduskaitseala haudelinnustikku: iga-aastased rabalinnustiku loendused algasid siin 1968. aastal (Irdt, Vilbaste, 1974), kusjuures ka enne 1968. aastat koguti raba linnustiku kohta faunistilisi andmeid. Aastate jooksul on Nigula rabast kujunenud klassikaline rabalinnustiku dünaamika uurimise mudelala, kus loendused jätkuvad tänaseni sama metoodika alusel (Leivits, 1990, 2007).

Soode haudelinnustiku loendamisel kasutatakse ühekordset territoriaalsete paaride kaardistusmeetodit vastavalt varem planeeritud ja aluskaardile kantud marsruutidele. Meetod on analoogne Rootsisis soode haudelinnustiku inventeerimiseks kasutatava lihtsustatud kaardistusmeetodiga (Svensson, 1978; Boström, Nilsson, 1983). Loendused toimuvad tuulevaiksetel varajastel selgetel hommikutundidel kuni 4 tunni vältel pärast päikesetõusu, mil linnud on eriliselt aktiivsed. Soolinnustiku seireks sobiv ajaperioodi kestab mai teisest dekaadist kuni juuni teise dekaadini. Fikseeritud loendusriba laius on sõltuvalt maastiku läbitavusest 200–300 meetrit (100–150 m mõlemale poole), paralleelsete transektidega kaetakse kogu uurimisala. See meetod on Eesti soode haudelinnustiku inventeerimisel ja seires kasutuses juba alates 1968. aastast. Kontaktid lindudega (interpreteeritud kui territooriumid) kantakse välitöödel mõõtkavas 1:10 000 põhi- või katastrikaardile. Asukoha määramiseks kasutatakse lisaks kompassile ja kaardile ka GPS-seadmeid (Garmin GPS). Kameraaltöödel koondatakse üksikute loendusmarsruutide loendustulemused üldkaardile ja interpreteeritakse territooriumitena. Territooriumid digitaliseeritakse punktobjektidena (MapInfo Professional 8.1) abil, kasutades alusena 1:10 000 mõõtkavas rasterformaadis värvilist ortofotot. Liigi levikuinfo vormistatakse MapInfo tabelitena. Haudelinnustiku pikaajaliste aegriidade lineaarsete trendide usaldusväärsuse hindamiseks kasutati mitteparameetrilist Mann-Kendalli testi, mille statistike arvutusteks kasutati vabavaralist Excel-töölehe rakendust MAKESENS 1.0 (Salmi *et al.*, 2002).

2.3.3. Maakattes toimunud muutuste analüüs ja prognoos

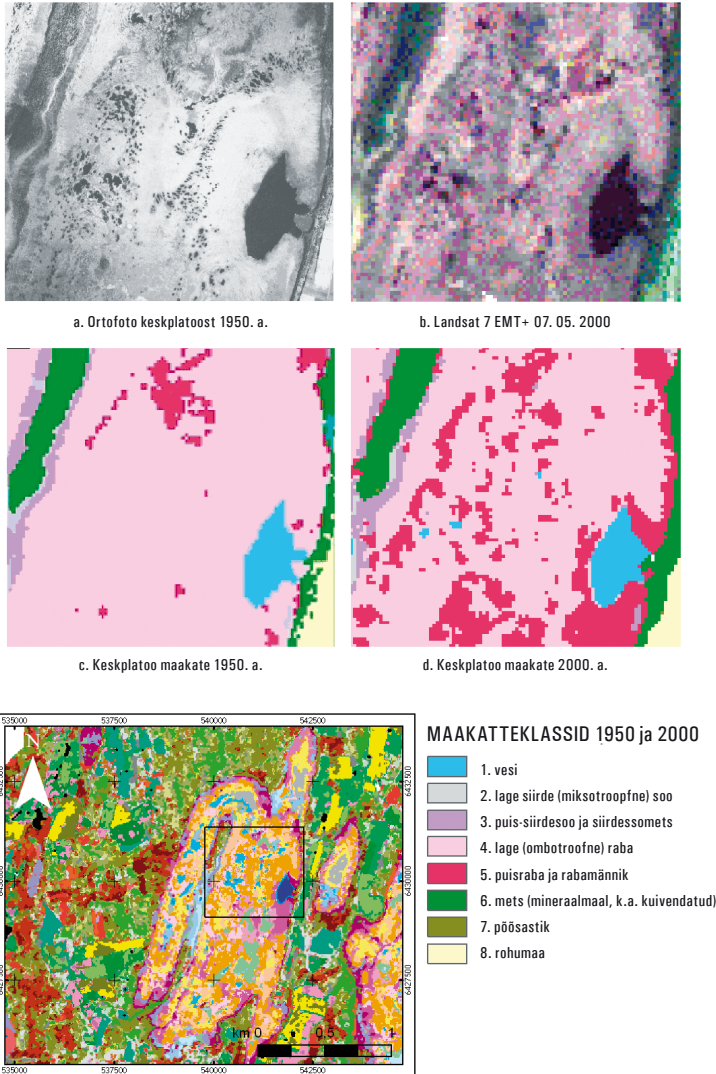
Muutuste esiletoomiseks erivanuseliste maakattekaartide vahel kasutati kaheksat maakatteklassi (joonis 1, c ja d), milles olid linnukoosluste muutuste uuringute seisukohalt eriti tähtsad lage- ja puissoo alad. Sookaitsealade tulevikuprognoosi tegemisel toetutakse kohalikule kogemusele, kus kolme Eesti sookaitseala 1950–1965 perioodi kohta koostatud mudel võimaldas teha tulevikuennustuse 1980ndatesse ning võrrelda mudelit olemasoleva aerofotokaardiga. Prognoosi usaldusväärsus (viga 6%) (Aaviksoo, Kadarik, 1989) andis julguse kasutada seda mittelinearset mudelit ka Nigula raba tulevikuareaalide suuruse ennustamisel.

2.3.4. Maastikuline mitmekesisust iseloomustavate näitajate valik

Mitmekesisuse parameetrid kui visuaalsed ruumilised atribuudid, arvutati universaalpaketi FRAGSTATS abil (McGarigal, Marks, 1995), mida loetakse parimaks programmiks kaugseire rakendustes, kvantifitseerides elupaiku maastikus ja võimaldades siduda neid nt linnustikuga (Buchanan *et al.*, 2005).

Maastikulise mitmekesisuse arvutused tehti kaheksale maakatteklassile (programmimis *patch*) kogu uurimisala (programmimis *landscape*) kuue järgmise parameetri

osas: 1) maakatteklasside pindala (CA – *class area*); 2) nende arv (NP – *number of patches*), 3) tihedus (PD – *patch density*) 100 hektaril; 4) servaindeks (EI – *edge index*) kui klassi areaalide ümbermõõtude summa jagatuna sama klassi areaalide pindala summaga; 5) Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI kui maastikutaseme indeks fikseerimaks klasside arvu suurenemist või klasside pindalalise jaotumise ühtlustumist); 6) keskmine kaugus sarnaste klasside vahel (MNN – *mean nearest neighbour*).



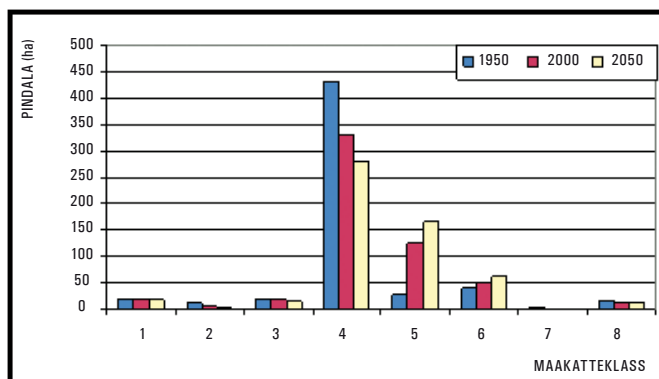
Joonis 1. Nigula raba keskplatoos maakate 1950 ja 2000. aastal. Ortofoto keskplatoost 1950. a kattuvate aerofotode (27.05.1951) põhjal (a), LANDSAT 7 ETM+ kujutis keskplatoost (b) ning kaheksaklassilised maakattekaardid 1950. a (c) ja 2000. a (d) kohta, uurimisala asukoht ökotopide kaardil (e).

III Tulemused ja arutelu

3.1. Nigula raba maakate ja selle mitmekesisuse muutused 1950–2000

Varustamaks Nigula looduskaitseala tänapäevase ökotoopide kaardiga (joonis 2), loodi see nii kaitstavale territooriumile kui linnustiku seisukohast olulisele naaberalale (Hansen *et al.*, 2002). Klassifikatsiooni järgselt õnnestus kogu alal kaardistada 19 looduslikku ja 1 muudetud soo-ökotoop, 18 looduslikku ja poollooduslikku ning 1 muudetud poollooduslik metsa ja niidu ökotoop, 8 raba ümbruses levivat põllumajanduslikku ning 3 tehislukku ökotoopi.

Kaitsealal levivatest soo-ökotoopidest hõlmas suurima territooriumi 860 hektaril leviv lage rohuraba, 390 hektaril puisraba, 374 hektaril lage älveraba, puhmaraba 253 hektaril ning kõige vähem oli rabatüüpidest esindatud lagedat laukaraba (69 ha). Siirdesoometsi jäi piiratud alale 131 ja lagesiirdesoid 32 hektarile.

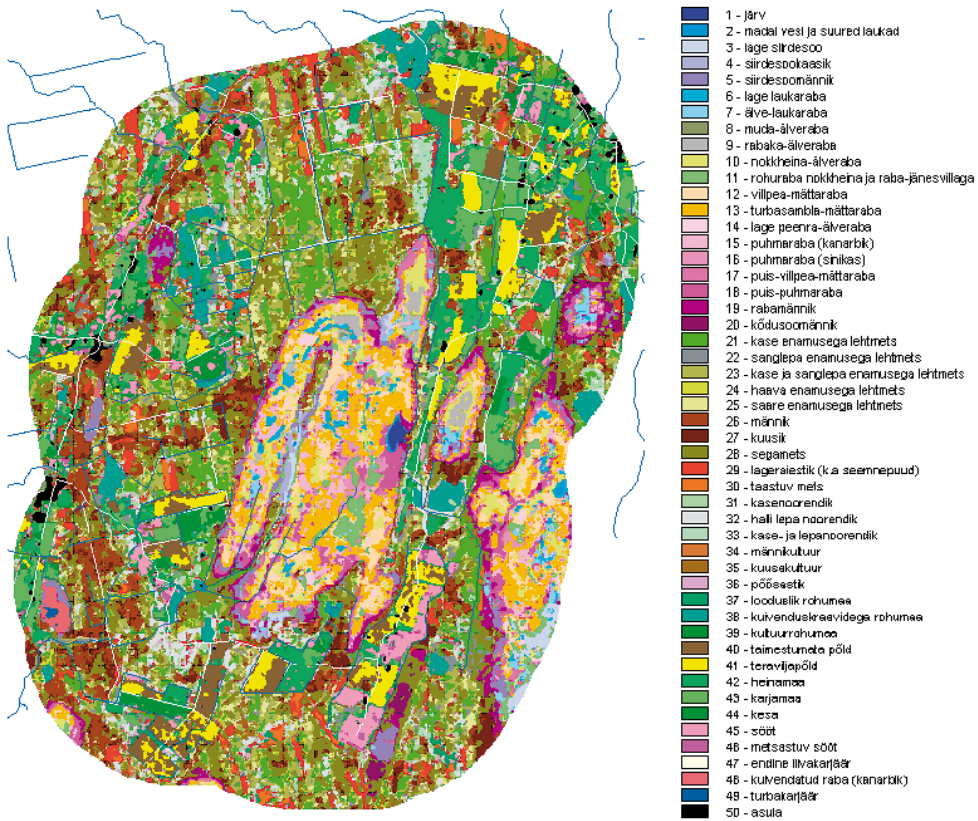


Joonis 2. Nigula maakate – minevikus (1950), käesoleval ajal (2000) ja tulevikus (2050). Maakatteklasside nimetused vaata jooniselt 1.

Kuna piksli suurus on suhteliselt suur ja sellesse mahtuvate mikrovormide arv ja nende iseloom varieerub, siis sisaldavad maakatte muutuse reaalsed suurused endas lisaks tegelikele üleminekutele klasside vahel ka vigu maakatte klassifitseerimisel. Üldine maakatte muutuste suund on Nigulas nähtav ning ka tulevikus jätkuv (joonis 3).

Muutused maakatteklassides (joonis 3) näitavad siirdesoo osatähtsuse vähenemist (rabastumist), lageraba osatähtsuse kahanemist ning puis- ja rabamänniku osatähtsuse tõusu. Metsastumise trend ilmneb ka väljaspool raba, kusjuures vähenevad põõsastiku ja rohumaa maakattetüüpide pindalad.

Enamasti mändidega esindatud puurinne tiheneb eelkõige loodusliku suktsessiooni tõttu, seda eriti raba jalamil. Laukakompleksides võib puude kiirema kasvu põhjuseks olla nii lindude poolt lisatavate toiteainete kui ka parema hapnikuga varustatuse mõju. Rabamändide kasvu soodustab arvatavasti (kaudselt) ka kuivendus.



Joonis 3. Nigula ökotoopide kaart 2000.

Nigula rabapinnal levivate maakatteklasside (programmis *patch*) keerukuse arvutamiseks 1950. ja 2000. aasta kaartidel kasutati kuut maastikulist indeksit (vt seletust 2.3.2): klasside pindala, arv, tihedus, servaindeks, Shannoni mitmekesisuse indeks ja keskmine kaugus sarnaste maakatteklasside vahel (tabel 2).

Tabel 2. Nigula soomaastiku maastikuline mitmekesisus uurimisalal 1950. ja 2000. aastal.

Parameeter		1950	2000
CA	Klasside kogupindala	562,5	562,5
NP	Klasside koguarv	71	135
PD	Klasside tihedus	12,62	24
EI	Servaindeks	72	119,69
SHDI	Shannoni mitmekesisuse indeks	0,95	1,21
MNN	Lähim sama tüüpi naaber	118,9	89,6

Toodud andmetest nähtub, et Nigula soomaastiku 562,5 ha suurusel uurimisalal on viimase viiekümne aasta jooksul suurenenud elupaigatüüpide poolt haaratud areaalide arv, tihedus ning servaindeks, millest tulenevalt on klasside omavaheline kaugus vähenenud. Kogu ala fragmenteeritus (Shannoni indeks) on tõusnud.

Vaadeldes eraldi muutusi mitmekesisuses maakatteklasside kaupa (tabel 3), on olemas selge suundumus puisraba ja rabamänniku klassis, mille üksikute areaalide arv ja tihedus on kolmekordistunud ning pindala viiekordistunud, kasvades 100 hektari võrra ning moodustades aastal 2000 uurimisalast 23%, 1950. aasta 4,5% asemel. Lagedate elupaikade pindala on vähenenud ning suurenenud nende killustatus, fragmenteerudes puiskoosluste vahel keeruka piirjoonega areaalideks. Kuigi siirdesooklassid on vähe esindatud, on neis toimuvad muutused täheldatavad eelkõige lage- ja puis-siirdesoo vähenemises (rabastumine) ning lagesiirdesoo areaalide arvu 2,5-kordses kahanemises ning puiskoosluste areaalide kasvus.

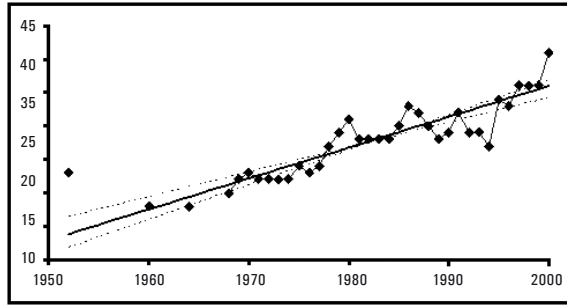
Tabel 3. Nigula soomaastiku maakatteklasside mitmekesisust iseloomustavate näitajate muutused 1950–2000.

Maakatteklass		CA		NP		PD		EI		MNN	
		1950	2000	1950	2000	1950	2000	1950	2000	1950	2000
1	vesi	19,6	20,1	1	4	0,2	0,7	140,2	160,5	0	381,2
2	lage siirdesoo	6,6	2,6	14	5	2,5	0,9	755,3	763,4	206,9	106,2
3	puis-siirdesoo	19,9	19,3	6	21	1,1	3,7	446,3	535,1	50	150
4	lageraba	430,2	328	10	19	1,8	3,4	59,6	150,9	47,8	49,7
5	puisraba ja rabamännik	25,2	127,3	25	82	4,4	14,6	512,1	379,6	84,3	44,4
6	mets	43	54	7	3	1,2	0,5	254,7	177,8	278	739,1
7	põõsastik	144	0	1	0	0,2	0	555,6	0	0	0
8	rohuma	16,5	11,3	7	1	1,2	0,2	275,8	195,6	67,7	0

3.2. Pikaajalised haudelinnustiku muutused Nigula rabas

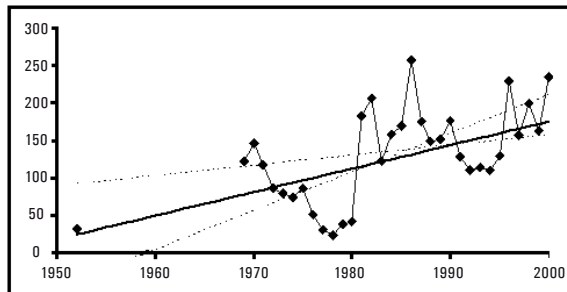
Olemasolevad pika-ajalised haudelinnustiku arvukuse vaatlusread annavad hea ülevaate nii linnuliikide arvukuses kui ka linnukoosluste koosseisus toimunud muutuste kohta.

Linnuliikide koguarv (alfa-mitmekesisus) on viimase poolsajandi jooksul Nigula soostikus usaldatavalt suurenenud (joonis 4). Võrreldes 1952. aastaga on haudelinnuna väljasurnud üks liik – rabapistrik (nagu kogu Eestiski) ning lisandunud 46 uut liiki.



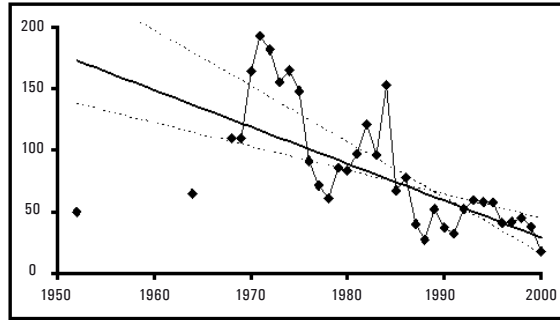
Joonis 4. Liikide koguarvu (ordinaatteljel) dünaamika Nigula rabas 1952–2000 (Mann-Kendalli test, $Z=6,28$; $p<0,001$; $n=36$; punktiirjoonega on tähistatud lineaartrendi 95% usalduspiirid).

Ajaperioodil 1952–2000 on Nigula rabas usaldatavalt kasvanud sõtka, sookure, punajalg-tildri, tikutaja, kalakajaka, metskiuru, linavästriku, kadakatäksi, punaselg-õgija, hallõgija, salulehelinnu ja metsvindi arvukus ning kahanenud sinikael-pardi, rabapüü, hõbekajaka, kiivitaja, suurkoovitaja ja põldlõokese arvukus (Leivits, 2007).

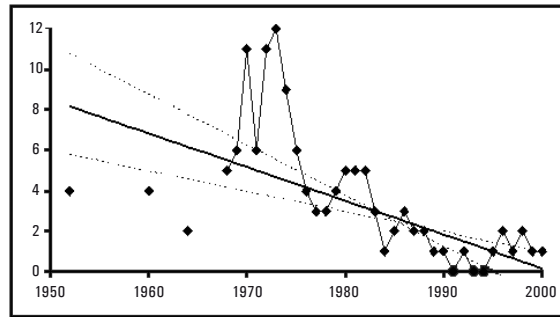


Joonis 5. Puistulembeste linnuliikide (metskiur, salulehelind, metsvint) koguarvukuse (ordinaatteljel) dünaamika Nigula rabas 1952–2000 (Mann-Kendalli test, $Z=2,90$; $p<0,01$; $n=36$; punktiirjoonega on tähistatud lineaartrendi 95% usalduspiirid).

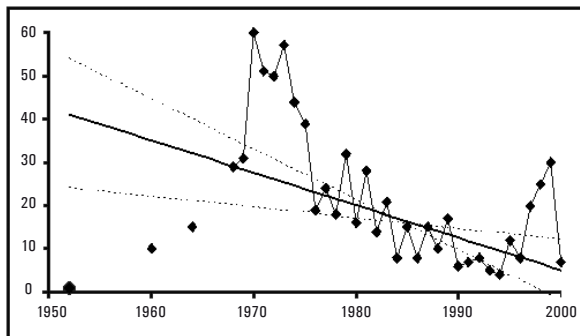
Puistulembeste linnuliikide (metskiur, salulehelind, metsvint) arvukus on käsitletaval ajavahemikul usaldatavalt suurenenud (joonis 5). Samas on mitmete liikide (põldlõoke, suurkoovitaja, kiivitaja) arvukus, kes vajavad elupaigaks suuremaid avamaastiku alasid, langenud (joonised 6–8).



Joonis 6. Põldlookese arvukuse (ordinaatteljel territooriumide arv) dünaamika Nigula rabas 1952–2000 (Mann-Kendalli test, $Z=-4,42$; $p<0,01$; $n=39$; punktiirjoonega on tähistatud lineaartrendi 95% usalduspiirid).



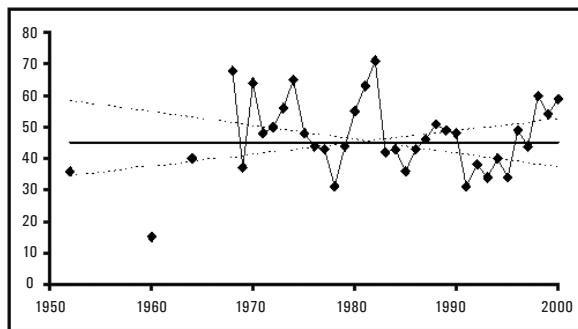
Joonis 7. Suurkoovitaja arvukuse (ordinaatteljel paaride arv) dünaamika Nigula rabas 1952–2000 (Mann-Kendalli test, $Z=-4,87$; $p<0,001$; $n=40$; punktiirjoonega on tähistatud lineaartrendi 95% usalduspiirid).



Joonis 8. Kiivitaja arvukuse (ordinaatteljel paaride arv) dünaamika Nigula rabas 1952–2000 (Mann-Kendalli test, $Z=-3,00$; $p<0,01$; $n=39$; punktiirjoonega on tähistatud lineaartrendi 95% usalduspiirid).

Üldjoontes on Nigula raba linnukooslustes toimunud muutused kooskõlas Eesti soode haudelinnustikus poole sajandi jooksul toimunud regionaalsete trendidega: liikide arvu kasv, rabade koloniseerimine eutroofsematele elupaikadele iseloomulike liikide poolt, puistulembeste servaliikide arvukuse tõus. Elupaiga (lokaalsed) muutused põhjustavad muutusi soomaastiku linnukoosluste struktuuris – liikide arv ja puistulembeste liikide arvukus tõuseb ning avamaastiku liikide arv väheneb.

Samas on mitme lagerabadele tüüpilise linnuliigi (rüüt, mudatilder, sookiur) arvukus küll aastati kõikunud, kuid ilma pikaajalise trendita.



Joonis 9. Rüüda arvukuse (ordinaatteljel paaride arv) dünaamika Nigula rabas 1952–2000 (Mann-Kendalli test, $Z=-0,04$; usaldatav trend puudub; $n=39$; punktiirjoonega on tähistatud lineaartrendi 95% usalduspiirid).

Lisaks lokaalsetele muutustele mõjutavad linnukoosluste struktuuri ka muutused väljaspool soomaastikku. Näiteks seletuvad mõnede liikide lokaalsed arvukuse kõikumised üldiste regionaalsete trendidega linnupopulatsioonides, mis on põhjustatud nende elupaikades toimuvatest muutustest kogu levila ulatuses ja arvukust sünkroniseerivatest ilmastikutingimustest. Ka Nigula raba linnustikus toimunud lokaalsed arvukuse kõikumised on heas kooskõlas Põhja-Euroopa linnustiku arvukuse trendidega viimasel poolsajandil (Sokolov *et al.*, 2001).

Inimtegevusest suhteliselt vähemõjustatud maastikuna pakuvad sood pesitsustingimusi paljudele inimpelglikele linnuliikidele. Juba 1950ndatel aastatel tõdeti, et osa linnuliike pesitseb Eestis kas ainult või põhiliselt soodes. Neile on poole sajandi jooksul lisandunud järjest selliseid liike, kelle elutingimused traditsioonilistes elupaikades (näiteks ranna- ja luhanitudel) on halvenenud (Leivits, 1990). Nigula soostikus on lisaks haudelindude liigilise mitmekesisuse üldisele suurenemisele iseloomulik puistulembeste servaliikide (metskiur, salu-lehelind, metsvint) arvukuse suurenemine ja leviku laienemine rabas ning mõnede lagerabadele tüüpiliste liikide arvukuse langus (Leivits, 1990), mis viitab märgala võimalikule ökoloogilise seisundi muutusele. Käesolev uuring näitabki, et Nigula soomaastikus on viimase viiekümne aasta jooksul suurenenud elupaigatüüpide areaalide arv, tihedus ning servaindeks. Nii on puistulembeste liikide arvukuse

suurenemine põhiliselt tingitud metskiuru arvukuse suurenemisest, kes eelistab elupaigana metsaservi ja poolavamaastikku. Ühest küljest on suurenenud puisraba areaalide kogupindala, teisest küljest aga vähenenud lagedate elupaikade pindala ning suurenenud nende killustatus. See seletab hästi suurtele lagedadele tüüpiliste liikide nagu suurkoovitaja, kiivitaja ja põldlõokese lokaalset arvukuse langust.

Nigula raba puurinde tihenemisel omavad tähtsust nii looduslikud, kui antropogeensed faktorid, olgu need raba tavapärase arenguga seotud puistu tihenemine rabanõlval või puudetukkade tihenemine laugastike vahel, kus esineb parema hapnikuga varustusega pinnas. Õhukandega sissetoodud toitainetest annavad tunnistust rabalasadil kasvama asunud kased. Kindlasti on oma roll ka linnustikul, kes, pesitsedes rabapinna kohatist väetamist põhjustavad.

Kui Nigula raba puistukoosluste suurenemine (prognoos) jätkub, siis on oodata ka vastavaid muutusi linnukooslustes ning eelkõige kaitsekorralduslikult väärtuslike lageda suuruselt sõltuvate soodele omaste liikide arvukuse vähenemist.

Liikidele kriitiliselt oluliste elupaiga komponentide varu hindamiseks on kindlasti vajalik edaspidi edasi töötada suuremõõtkavaliste satelliitkujutisel põhinevate elupaigamudelite loomisel ja nende kasutamise võimaluste selgitamisel. Suhteliselt aeglaselt muutuvate elupaikade struktuuris toimuvate muutuste avastamiseks on aga põhjendatud ajalooliste aerofotode kasutamine. Need aitavad tõlgendada linnustikus toimunud muutusi.

IV Järeldused

1. Soode maakatteklasside ajalooline kaardistamine, mis põhineb kaugseirematerjalidel, on edukalt integreeritav pikaajaliste linnuloendusandmetega.
2. Digitaalkaardid on heaks aluseks mitmekesisuse mõõtmisel, võimaldades kirjeldada rabas struktuuri ökotoobi ja nende gruppide (maakatteklass) tasemel ning lisaks kirjeldada rabapinna dünaamikat kvantitatiivselt, seostades selle lindude arvukuse andmestikuga.
3. Muutused rabamaastikus (maakatteklasside arv, nende pindala, piirjoonte pikkus) on selgelt ühenduses linnukoosluste struktuuri ja dünaamikaga.
4. Maastikulise mitmekesisuse muutused on ekstrapoleeritavad sarnastele aladele.
5. Pikaajaliste muutuste uuringud võimaldavad selgitada nii looduslike kui antropogeensete suktsessioonide kulgu ja selle baasil ennustada ka tulevikumuutusi soomaastikes.
6. Linnustiku liigirohkuse ja -rikkuse muutustega seostatav maakatteandmestik on oluline tulem, mis on vajalikuks sisendiks nii kohaliku kui ka rahvusvahelise kaitsekorraldusse.

Tänuavaldus

Autorid avaldavad tänu kõigile neile tänu kellele on välitöödelt kogunenud esinduslik ja pikaajaline andmerida Nigula haudelinnustiku kohta. Pikaajalised loendused on teoks saanud tänu erinevatel aegadel Nigula looduskaitseala administreerinud institutsioonide juhtide toetusele, 1994. aastast alates on loendusi toetanud riikliku keskkonnaseire programmi (allprogramm „Madalsoode ja rabade linnustik”). Kaugseireks vajaliku Landsat ETM+ kaadri soetamine ja selle põhjal maakattekaardi koostamine sai teoks tänu SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolt toetatud Nigula looduskaitsealale kaitsekorralduskava koostamise projektile. Osalemise eest satelliitpildil põhineva Nigula looduskaitseala maakatte kaardi koostamisel täname Karin Murut.

Kasutatud kirjandus

- Aaviksoo, K. 1993. *Application of Markov Models in Investigation of Vegetation and Land Use Dynamics in Estonian Mire Landscapes*. – *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis*. Tartu, 56p + 175p appendixes.
- Aaviksoo K. 2004. *Eesti maastike kaugseire – olemus, tulemus, tulevikunägemus*. – Rmt.: *Toimet. T.Oja ja T.Nilson. Publ. Inst. Geographici Universitatis Tartuensis* 95: 185–200.
- Aaviksoo, K., Kadarik, H. 1989. *Dynamics of wetland landscapes and reliability of prediction of their development*. – *Soviet Journal of Ecology* 20(4):221–226.
- Aaviksoo, K., Kadarik, H., Masing, V. 1997. *Kaug- ja lähivõtteid 30 Eesti soost*. – KM, ITK, Tallinn, 96 lk.
- Ainsaar, A.-M. 1957. *Nigula looduskaitseala floora ja vegetatsioon*. – *Diplomitöö*. TRÜ, Tartu, 75 lk.
- Avery T.E. 1977. *Interpretation of Aerial Photographs*. – Burgess Publ. Company, 392 pp.
- Boström, U. , Nilsson, S.G. 1983: *Latitudinal gradients and local variation in species richness and structure of bird communities on raised peat-bog in Sweden*. – *Ornis Scandinavica* 14:213-226.
- Buchanan, G., Pearce-Higgins, J., Grant, M., Robertson, D., Waterhouse, T. 2005. *Characterization of moorland vegetation and the prediction of bird abundance using remote sensing*. – *Journal of Biogeography* 32:697–707.
- Cameron, A.D., Miller, D.R., Ramsay, F., Nikolaou, I., Clarke, G.C. 2000. *Temporal measurement of the loss of native pinewood in Scotland through the analysis of orthorectified aerial photographs*. *Journal of Environmental Management* 58:33–43
- Charman, D. 2002. *Peatlands and environmental change*. – John Wiley & Sons Ltd, Chichester , 301 pp.
- Dale, V.H., Fortes, D.T., Ashwood, T.L. 2002. *A landscape-transition matrix approach for land management*. – In: *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management* (Eds Liu, J. and Taylor, W.) Cambridge University Press. 480 pp.
- Gottschalk, T.K., Huettmann, F., Ehlers, M. 2005. *Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review*. - *International Journal of Remote Sensing* 26 (12): 2631 – 2656.
- Groom, G., Múcher, C.A., Ihse, M. and Wrška, T. (2006). *Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context*. *Landscape Ecology* 20(6), 627-644.
- Guisan, A. and Zimmermann, N.E. 2000. *Predictive habitat distribution models in ecology*. – *Ecological Modelling* 135 :147–186.
- Gunnarsson, U., Malmer, N., Rydin, H. 2002. *2002 Dynamics or constancy in Sphagnum dominated mire ecosystems? A 40-year study*. – *Ecography* 25: 685–704.

- Gunnarsson, U. and Rydin, H. 1998. Demography and recruitment of Scots pine on a raised bogs in eastern Sweden and relationships to microhabitat differentiation. – *Wetlands* 18: 133–141.
- Hansen, A.J. and Rotella J.J. 2002. Biophysical Factors, Land Use, and Specie Viability in and around Nature Reserves. – *Conservation Biology* 16(4): 1112–1122.
- Hardisky, M.A., Klemas, V., Smart, M. 1983. The influence of soil salinity, growth form and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina Alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 49:77–83.E
- Ihse, M. 2007. Colour infrared aerial photography as a tool for vegetation mapping and change detection in environmental studies of Nordic ecosystems: A review. – *Norsk Geografisk Tidsskrift* 61 (4):170–191.
- Irdt, A., Vilbaste, H. 1974. Bird fauna of the Nigula peat bog. – In: E. Kumari (ed.) *Estonian wetlands and their life. Estonian Contributions to the International Biological Programme*, 7. Valgus, Tallinn: 214–229.
- Küchler, M., Ecker, K., Feldmeyer-Christe, E., Graf, U., Küchler, H., Waser, L.T. 2004. Combining remotely sensed spectral data and digital surface models for fine-scale modelling of mire ecosystems. – *Community Ecology* 5(1): 55–68.
- Kumari, E., 1955. Fauna ptits prirodnoĥ landsĥaftov Jugo-Zapadnoi Estonii. – *Trudĥ Zoologitĥeskogo instituta AN SSSR* 17: 266 – 294. (vene keeles).
- Langanke, T., Burnett, C., Lang, S. 2007. Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning* 79:160–169
- Leine, M. 1998. Multitemporal analysis of tree cover changes on a Southern Swedish raised peat bog. *The 27th International Symposium on Remote Sensing of Environment*, 8–12 June 1998, Tromsĥ, Norway.
- Leivits, A., 1990. Long-term dynamics of the breeding bird community in the Nigula Mire: a 20-year study in south-western Estonia. – In: Stastny, K. and Bejcek, V. (Toim.). *Bird Census and Atlas Studies. Proceedings: XIth International Conference on Bird Census and Atlas Work*; 28. August - 1. September 1989, Prague, p. 429 - 432.
- Leivits, A. 2007. Riiĥliku keskkonnaseire alamprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire” projekti "Madalsoode ja rabade linnustik" 2007. aasta taitmise lĥpparuanne. URL: http://eelis.ic.envir.ee :88/seireveeb/aruanDED/7577_soolind2007.pdf
- Linderholm, H.W. and Leine, M. 2004. An assessment of twentieth century tree-cover changes on a Southern Swedish peatland combining dendrochronology and aerial photograph analysis. *Wetlands* 24(2): 357–363.
- Lindsay, R.A., Campagna Popolo, F. 1998 Bog pools - patterns, plants and policies. – In: (Eds.) V. Standen, J.H. Tallis and R. Meade. *Patterned Mires and Mire Pools : Origin and Development; flora and fauna*. pp: 127 - 139. *Mires Research*.
- Lode, E., Vilumaa, K., Endjĥrv, E. 2005. Eeluuring looduslĥhedase veereĥiimi kaitseks ja taastamiseks Nigula soostikus. – Lepingulise tĥĥ aruanne. TLĦ Okoloogia Instituut, Tallinn 60 lk. [Kĥsikiri Riikliku Looduskaitsekeskuse Pĥrnu-Viljandi regiooni raamatukogus].
- Loopmann, A. 1970. Nigula raba. – *Nigula Riiklik Looduskaitseala*, Tallinn, 36 lk. [Kĥsikiri Riikliku Looduskaitsekeskuse Pĥrnu-Viljandi regiooni raamatukogus].
- Loopmann, A., Pirrus, R., Ilomets, M. 1988. Nigula Riiklik Looduskaitseala. – *Rmt.: U. Valk (toim.) Eesti sood*. Valgus, Tallinn: 227–233.
- Lu, D. and Wang, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing* 28 (5) : 823–870.
- MacGarigal, K. and Marks, B. 1995. *Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. United States Department of Agriculture. – *Gen. Tech. Rep. PNW–GTR–351*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. pp.122.
- Masing, V. 1960. Nigula Riiklik Looduskaitseala. – *Rmt.: Looduskaitse teatmik. Eesti Riiklik Kirjastus*, Tallinn: 36–41
- Masing, V. 1972. Typological approach in mire landscape study. *Estonia. Geographical Studies*, Tallinn, pp. 41–85.

- Masing, V. 1998. *Multilevel approach in mire mapping, research, and classification. – Contribution to the IMCG (International Mire Conservation Group) Classification Workshop, March 25-29, 1998, Greifswald [online] URL: <http://www.imcg.net/docum/greifswa/masing.htm>*
- Meffe, G. K., Nielsen, L.A., Knight, R.L., Schenborn, D.A. 2002. *Ecosystem Management: Adaptive, Community-based Conservation. – Island Press, Washington D.C, 313 pp.*
- Milton, E.J., Hughes, P.D., Anderson, K., Schulz, J. Lindsay, R., Kelday, S.B. and Hill, C.T. 2005. *Remote Sensing of Bog Surfaces. – JNCC Report No. 366, 105 pp.*
- Moore, P.D. 2002. *The future of cool temperate bogs. Environmental Conservation 29 (1): 3–20*
- Pellerin, S. and Lavoie, C. 2003. *Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. – Journal of Ecology, 91:1008–1021*
- Salmi T., Määttä A., Anttila P., Ruoho-Airola T., Amnell T., 2002. *Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Excel template application MAKESENS. – Finnish Meteorological Institute. Publications on Air Quality, No. 31. 35 pp. [online] URL: http://www.fmi.fi/kuvat/MAKESENS_MANUAL.pdf*
- Sokolov, L.V., Baumanis, J., Leivits, A., Poluda, A.M., Yefremov, V.D., Markovets, M.Yu., Morozov, Y.G., Shapoval, A.P. 2001. *Comparative analysis of long-term monitoring data on numbers of passerines in nine European countries in the second half of 20th century. Avian Ecology and Behaviour 7: 41-74.*
- Spellerberg, I.F. 2005. *Monitoring ecological change. – 2nd edition. Cambridge University Press. Cambridge, 391 pp.*
- Svensson, S. A., 1978. *A simplified territory mapping technique for estimating bird numbers on bogs. Vår Fågelvärld 37: 9-18.*
- Tuittila, E.-S., Välijärvi, M., Laine, J., Korhola, A. 2007. *Quantifying patterns and controls of mire vegetation succession in a southern boreal bog in Finland. Journal of Vegetation Science 18: 891-90.*
- Wiens, J.A. *The Ecology of Bird Communities. Volume 2: Processes and Variations. – Cambridge University Press, Cambridge, 316 pp.*
- http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el_fil/ulevaade_stat_2007.htm. *Looduskaitse statistiline ülevaade 2007.*

Vettpidava pinna suhtelise paiknemise kaardistamine spektrisegu lineaarse lahutamise meetodiga Tartu linna näitel Tagasi sisukorra juurde

Tõnis Kärdi

Tartu Observatoorium, Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut

Kokkuvõte

Linnastumist on Eestis uuritud peamiselt rahvastikuandmete baasil. Elanikkonna ümberpaiknemine linnaruumis ja selle lähiümbruses toob kaasa maakasutuse muutuse, mille tulemusena muutub nende alade maakate. Maakatte muutust on aga võimalik jälgida kaugseire vahenditega.

Arvestades Landsat satelliidipiltide ruumilist lahutust (30×30 m) on linnakeskkond äärmiselt heterogeenne ja üks piksel katab erinevaid komponente (katused, kõnniteed, muruplatsid, puud jne). Üheks võimaluseks segupikslite probleemiga tegelemisel oleks pildi ruumilise lahutuse suurendamine, kuid sellega kaasnevad uued probleemid. Teiseks võimaluseks oleks „ennustada” piksli spektri andmetest, kui palju on mingisugust konkreetset aluspinnatüüpi mingisuguses pildi pikslis. Pikslisisese ennustamise puhul ei saa enam rakendada traditsioonilisi kategoorilise klassifitseerimise algoritme, kus üks pildi piksel määratakse ühte kindlasse klassi. Siin osutub paindlikumaks linnaalade klassifitseerimise ja aja jooksul toimunud muutuste mõõtmise vahendiks spektrisegu lineaarne lahutamine.

Käesolevas töös kasutatakse Tartu linnakeskkonna kirjeldamiseks VIS mudelit ehk *taimkate-vettpidav pind-taimkatteta mullapind* mudelit, mille järgi on mingisugust ala (nt 1 m², üks pildi piksel vms) võimalik kirjeldada nende kolme komponendi osakaalude kaudu. Selle järgi oleks näiteks meil võimalik öelda, et üks satelliidi Landsat kevadise pildi piksel, mis katab osaliselt ehitatud pinda ning osaliselt põllumajanduslikku ala, on niimitu protsenti vettpidav pind, niimitu protsenti taimkate ja niimitu protsenti taimkatteta mullapind – täpselt vastavalt nende tuvastatud osakaalule selles pikslis.

Antud töös spektrisegu lahutamise mudeli ruutkeskmise viga jäi väiksemaks kui 5% (igas spektraalses kanalis jäi modelleerimata ~ 2 DN). Sellest võib järeldada, et valitud algliikmed sobivad kirjeldama antud andmestikku.

Üheks suuremaks probleemiks oli mõningate põllumajanduslike alade kohatine klassifitseerimine vettpidavaks pinnaks. See on tingitud ilmselt sellest, et vettpidava pinna ja taimkatteta mullapinna algliikmed asusid segunemisruumis suhteliselt lähestikku ja nende algliikmete spektraalsed signatuurid olid suhteliselt sarnased.

Võtmesõnad: linnastumine, Landsat, segupikslid, spektrisegu lahutamine, VIS mudel

I Sissejuhatus

Võrreldes 1900. aastaga on linnaelanike arv kasvanud kümnelts protsendilt umbes viiekümne protsendini ning prognoositavalt tõuseb see 2030. aastaks kuuekümne protsendini kõigest maakera elanikest. Linnad katavad tänasel päeval maismaa pinnast vähem kui ühe protsendi, kuid see pind on kiiresti suurenemas, sest järjest enam laienevad linnad looduslikele ja põllumajanduslikele maadele. Paljudel juhtudel, kus linnas elavate inimeste arv on jäänud samaks või isegi vähenenud, on linn pindalaliselt siiski suuremaks kasvanud. Enamalt jaolt toimub linnade kasv ümberkaudsete põllumajanduslikus kasutuses olevate maade arvelt, sest see on kinnisvara arendustegevusel soodsam kui kasutuses olnud elamu- vms maade taaskasutamine. Lisaks jääb põllumajandus teistele ärivaldkondadele praegustes majandusliku konkurentsi tingimustes alla, mistõttu peetakse põllumajandust vähem tulusaks kui näiteks elamuehitust või kinnisvaraarendust.

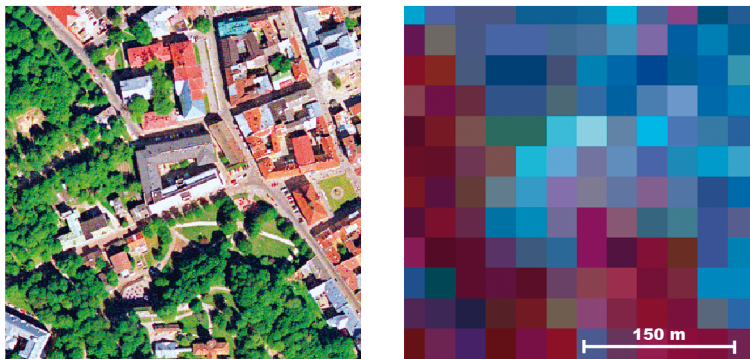
Linnastumist on Eestis uuritud peamiselt rahvastikuandmete baasil (nt Sjöberg, Tammaru 1999; Tammaru 2000, 2001; Leetmaa 2004 jne), sest linnastumist on defineeritud rändeprotsesside kaudu. Kaugseire võimalused on siinjuures suhteliselt läbi uurimata, sest kaugseire vahenditega ei ole võimalik hinnata otseselt elanikkonna paiknemist ja rännet ruumis. Samas toob elanikkonna „ümberpaiknemine“ linnaruumis ja selle lähiümbruses kaasa maakasutuse muutuse, mille tulemusena muutub nende alade maakate. Maakatte muutust on aga võimalik kaugseire vahenditega jälgida.

Vettpidava pinna võib lugeda maakattetüübiks, mis on omane ehitatud keskkonnale. Vettpidav pind on koondnimetus erinevatele materjalidele, mis ei lase sademeveel allasadamise kohas maapinda imbuda, nt asfalt, betoon, klaas, plekk jne. Peamine muutus, mille linnaliste alade laienemine kaasa toob, on just looduslike maakattetüüpide asendamine ehitatud pindadega – vettpidava pinnaga.

Järgnev on ülevaade vettpidava pinna suhtelise paiknemise kaardistamise võimalustest, mida pakub spektrisegu lineaarse lahutamise meetod, kui kasutada alusmaterjalina satelliidi Landsat keskmise ruumilise lahutusega (ühe pildi piksli suurus maapinnal on 30×30 m) satelliidipilte. Järgnev meetodi selgitus on Tartu linna näitel.

II Mida tähendab 30-meetrise küljepikkusega piksel linnakeskkonnas?

Joonisel 1 vasakpoolsel pildil on toodud väljalõige Tartu kesklinna kujutavast ortofotost. Siin on piksli küljepikkuseks maapinnal 0,45 m. Paremal on sama ala nähtuna satelliidi Landsat vahendatud satelliidipildil.



Joonis 1. Väljalõige Tartu kesklinna kujutatavast värvilisest ortofotost (vasakul) ja sama ala nähtuna satelliidi Landsat keskmise ruumilise lahutusega satelliidipildilt (paremal).

Kahe ülevõtte võrdlusest tuleb hästi välja, et arvestades Landsat satelliidipiltide ruumilist lahutust on linnakeskkond äärmiselt heterogeenne. Üks Landsat satelliidipildi piksel katab erinevaid linnakeskkonna komponente – majakatuseid, kõnniteid, muruplatse ja puid. Linnakeskkonna puhul on seega alust arvata, et erinevad aluspinnatüübid esinevad samaaegselt keskmise ruumilise lahutusega satelliidi skanneri hetkvaateväljas.

Siit jõuame kaugseire pilditöötlemises tunnistatud segupikslite olemasoluni. Segupikslid (ehk mikslid) on sellised pildipikslid, mis katavad erinevaid aluspinnatüüpe ja esindavad seetõttu segu erinevatelt aluspinnatüüpidelt pärinevast kiirgusest. Segupikslid ei esine mitte ainult linnakeskkonna puhul, vaid ka mujal, kuid linnade puhul on nende olemasolu enim teadvustatud.

Üheks võimaluseks segupikslite probleemiga tegelemisel oleks pildi ruumilise lahutuse suurendamine, kuid sellega kaasnevad uued probleemid. Lisaks on eelnevad uurimused kindlaks teinud, et ka näiteks kõrglahutusega skanneri IKONOS piltide ruumiline lahutusvõime pole piisav linnamosaiigi kõikide detailide eristamiseks. Teiseks võimaluseks oleks „ennustada” piksli spektri andmetest, kui palju on mingisugust konkreetset aluspinnatüüpi mingisuguses pildi pikslis.

Kui kasutada pikslisisest ennustamist, ei saa enam rakendada traditsioonilisi kategoorilise klassifitseerimise algoritme, kus üks pildi piksel määratakse ühte kindlasse klassi. Üldiselt osutub mõttekamaks lähtuda pidevusest – üks piksel võib kuuluda ühte või mitmesse erinevasse klassi ning pikslile tuleb anda mingisugune tõenäosus või osakaal vastavast klassist.

III Spektrisegu lahutamine

Üheks enimkasutatud võimaluseks mingi maakatteklassi pikslisisese ulatuse kindlakstegemisel on spektrisegu lahutamise meetod. See töötati välja 1990. aastate algul

suure spektraalse lahutusega spektromeetri *High Spectral Resolution Advanced Visible/Infrared Image Spectrometer* (HSR AVIRIS) piltide interpreteerimiseks. Hiljem laiendati meetodit ka *Landsat Thematic Mapper* (TM) ja *Landsat Multispectral Scanner System* (MSS) piltide jaoks (Lunetta 1998).

Spektrisegu lahutamise meetod on leidnud edukat kasutamist metsade kaugseires (nt Adams *et al.*, 1995; Lu *et al.*, 2003; Souza Jr *et al.*, 2003), linnakeskkonna taimkatte kaugseires (nt Small, 2001; Lee, Lathrop 2005; Song, 2005) ning ka mujal (nt Roberts *et al.*, 1998; Zhang *et al.*, 2005). Lunetta (1998) arvates on spektrisegu lahutamise meetodi eeliseks see, et meetodiga on võimalik kaardistada juba suhteliselt väikseid muutuseid maakattes (nt metsade hõrenemine). Samas eristatakse kahte erinevat segumudelit – lineaarset ja mittelineaarset. Spektrisegu lineaarne lahutamine põhineb eeldusel, et iga uuritava pildi piksel on mitmete komponentide (algliikmete) segu ja sensori mõõdetud spekter on algliikmete spektrite lineaarne kombinatsioon (Tompkins *et al.*, 1997). Lineaarse segunemise eeldus kehtib juhul, kui domineerib ühekordne hajumine erinevatelt aluspindadelt ning aluspinnatüüpide vaheline mitmekordne hajumine on tühine. (Tompkins *et al.*, 1997.; Wu, Murray, 2003). Juhul kui võib eeldada mitmekordset hajumist taimkattelt ja taimkatteta mullapinnalt, tuleks arvestada mittelineaarse spektriseguga (Wu, Murray 2003). Kuigi mitmekordne hajumine võib osutuda oluliseks, võib eelnevatest töödest lähtudes lugeda spektrisegu linnade puhul peamiselt lineaarseks (Small 2002, Wu, Murray, 2003).

Eelnev matemaatiliselt kokku võttes:

$$R_i = \sum_{k=1}^n f_k R_{ik} + ER_i, \quad (1)$$

kus $i=1, \dots, m$ (spektraalkanalite arv); $k=1, \dots, n$ (algliikmete arv); R_i on piksli heledus kanalis i ; f_k on algliikme k osakaal pikslis; R_{ik} on algliikme k heledus kanalis i ; ER_i on modelleerimata jääk kanalis i . Üldjuhul arvestatakse, et algliikmete osakaalud pikslis peavad summeeruma kokku üheks ja osakaalud ise peavad jääma vahemikku 0 kuni 1:

$$\sum_{k=1}^n f_k = 1 \text{ ja } 0 \leq f_k \leq 1. \quad (2)$$

Valemi (1) modelleerimata jääkide alusel on võimalik leida ka mudeli ruutkeskmine viga, mis näitab, kuivõrd hästi valitud algliikmed pilti kirjeldavad:

$$\text{RMS} = \sqrt{\sum_{i=1}^m (ER_i)^2 / m}, \quad (3)$$

kus m on kasutatud spektraalkanalite arv ja ER_i on modelleerimata jääk kanalis i .

IV Algliikmete valiku põhimõtted

Spektrisegu lahutamise õnnestumine sõltub paljuski algliikmete valiku täpsusest. Spektrisegu lahutamisel kasutatavad algliikmed võivad olla tuletatud pildilt endalt (nn pildi algliikmed) või mõõdetud kas uuritava alal või laboris (referentsalgliikmed). Tompkins *et al.* (1997) on kirjeldanud ka virtuaalseid algliikmeid ehk algliikmeid, mis on oma spektraalsetelt omadustelt puhtamad kui potentsiaalsed algliikmed pildil. Üldiselt on enimkasutatavateks pildialgliikmed, sest neid on suhteliselt kerge leida ja nad esindavad mõõdetud signatuure pildi ülejäänud pikslitega samas heleduse mõõtkavas.

Üldtunnustatud arvamuse kohaselt tuleks pildialgliikmed leida pildi spektraalse tunnusruumi äärmusväärtuste seast. See seisukoht põhineb eeldusel, et äärmusväärtused esindavad spektraalsete omaduste poolest pildi kõige puhtamaid (s.t ainult ühest algliikmest koosnevaid) pikslid. Eelnevad uurimused hüperspektraalsete piltidega (nt Green, Broadman, 2000., cit Small 2002) viitavad, et maapinda on võimalik kirjeldada sadade spektraalselt eristuvate tunnuste abil. Lairiba sensorite (nt Landsat TM) spektraalsed omadused projekteerivad selle mitmemõõtelise segunemisruumi vähemamõõtelisse segunemisruumi ning kui viimases on vähem algliikmeid kui sensoril kanaleid, on võimalik arvutada algliikmete osakaalud.

Põhimõtteliselt võib segunemisruumi ette kujutada kui koordinaatide süsteemi, milles piksli asukohta on võimalik kirjeldada spektraalsete algliikmete seguna, mistõttu on oluline mõista segunemisruumi kuvatud piksliparve kuju. Segunemisruumi topoloogia ja mõõtmelise kindlakstegemiseks võib kasutada peakomponentide teisendust või erinevaid spektraalseid kanaleid arvestavaid hajuvusgraafikuid. Üldiselt peetakse peakomponentidest moodustatud hajuvusgraafikuid siiski kõige optimaalsemaks segunemisruumi projektsiooniks, sest peakomponentide teisendus reastab komponendid vastavalt nende poolt kirjeldatavale variatsioonile pildil ja kahe-kolme esimese komponendiga on võimalik kirjeldada segunemisruumi, millega on kaetud suurem osa pildi variatsioonist.

V VIS mudel

Ridd (1995) pakkus linnakeskkonna kirjeldamiseks välja taimkate-vettpidav pind-taimkatteta mullapind (*vegetation-impervious surface-soil* ehk lühendatult VIS) mudeli, mille järgi on mingisugust ala (nt 1 m², üks pildi piksel vms) võimalik kirjeldada nende kolme komponendi osakaalude kaudu. Selle järgi oleks näiteks meil võimalik öelda, et üks satelliidi Landsat kevadise pildi piksel, mis katab osaliselt ehitatud pinda ning osaliselt põllumajanduslikku ala (ütleme et üks taliviljapõld ja üks kartulipõld), on niimitu protsenti vettpidav pind, niimitu protsenti taimkate ja niimitu protsenti taimkatteta mullapind - täpselt vastavalt nende tuvastatud osakaalule selles pikslis. VIS mudel on küll väga robustne ja üldistav, kuid arvestades keskmise ruumilise lahutusega piltide piksli suurus maapinnal, võib sellega täiesti rahulduda.

VIS mudelit on kontseptuaalse raamistikuna edukalt mitmetes uurimistöodes

hiljem kasutatud (nt Wu, Murray, 2003; Wu, 2004; Phinn *et al.*, 2002). Üheks eelseks antud mudeli puhul on veel see, et kuna tegu on maakatet kirjeldava mudeliga, saab konkreetse linna hetkesituatsiooni või aja jooksul toimunud muutusi, samuti linnadevahelisi erinevusi nii ajas kui ruumis võrrelda.

Selleks, et VIS mudeli komponente kasutada spektrisegu mudelis algliikmetena, tuleb arvestada nende komponentide heleduste varieerumisega. Näiteks on olemas heledad (betoon, klaas) ja tumedad (asfalt) vettpidavad pinnad. Samuti võib heleduse varieeruvust esineda ka taimkatteta mullapinna ja taimkatte osas. Seega oleks vaja mingisugust algliikmete heleduste variatsiooni vähendamise meetodit. Vastava normeerimise meetodi on välja pakkunud Wu (2004):

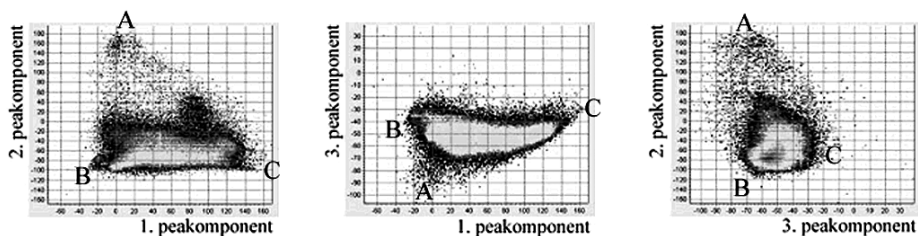
$$\bar{R}_b = \frac{R_b}{\mu} \times 100 \quad , \quad (4)$$

kus

$$\mu = \frac{1}{N} \sum_{b=1}^N R_b \quad , \quad (5)$$

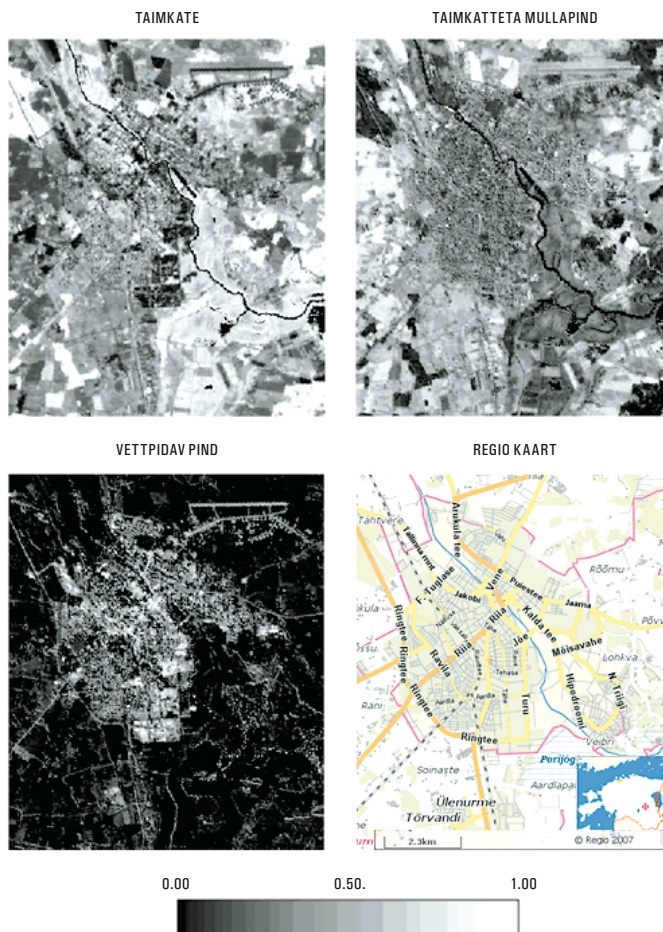
kus R_b on piksli algne heledus kanalil b , N on kanalite arv ja μ on piksli keskmine heledus kõigis kanalites. Sellise normeerimisega säilitame me algliikmete spektraalsete signatuuride kuju, kuid samas vähendame oluliselt heleduste varieeruvust.

VI Spektrisegu komponentideks jagamine Tartu linna näitel



Joonis 2. Kolmest esimesest peakomponendist moodustatud hajuvusgraafikud pärast normeerimist. Joonisel on kujutatud äärmusväärtuseid esindavate aluspinnatüüpide umbkaudsed asukohad: A – veepikslid; B – taimkatteta mullapind; C – taimkatte.

Kuna vesi ei ole VIS mudelis osiseks, on veepinnaga alad (nt Emajõgi, Anne kanal) piltidelt välja jäetud. Veepindade väljamaskimine lihtsustas pärast peakomponentide teisendust ka vettpidava pinna algliikme asukoha määramist segunemisruumis, sest vettpidava pinna algliige asus segunemisruumis spektraalselt tumedate pindade (veepikslid) ja heledate taimkatteta pindade (taimkatteta mullapind) vahel (joonis 2).



Joonis 3. Spektrisegu lineaarsel lahutamisel leitud VIS mudeli osiste osakaalud Tartu linnast 24. augustil 1995. aastal tehtud Landsat TM satelliidipildilt. Joonise allosas on toodud osakaalude suurust näitav skaala. All paremal sama ala Regio veebikaardilt <http://kaardid.delfi.ee>

Joonisel 3 on toodud vastavalt valemitele (1) ja (2) saadud algliikmete osakaalude pildid 24. augusti 1995. aasta Landsat TM kaardis Tartu linnas ja selle ümbruses. Mida heledam on pildi piksel igal kolme komponendi piltidest, seda suurem on vastava algliikme osakaal pildi pikslis. Nagu näha, on taimkatte komponendi suur osakaal seotud tiheda ja madala taimkattega aladega ning metsadega linna lähiümbruses ning on nullilähedane vettpidava pinnaga piirkondades. Vettpidava pinna osakaalude pilt on toodud joonisel 3 keskmisena. Need on peamiselt seotud linnaliste aladega ja teadaoleva vettpidava pinna paiknemisega Tartus. Sellegipoolest on siia sattunud pikseid väga madalate fraktsioonidega põllumajanduslikelt aladelt. Need on ilmselt tingitud mõningasest taimkatteta mullapinna ja vettpidava pinna omavahelisest spektraalsest sarnasusest segunemisruumis.

Taimkatteta mullapinna fraktsioonipilt on toodud joonisel 3 parempoolse pildina. Nagu joonistelt näha, on need osakaalud keskmisest väiksemad linnalistel aladel ning keskmisest suuremad Tartut ümbritsevatel põllumaaladel.

Spektrisegu lahutamise mudeli ruutkeskmise viga jäi väiksemaks kui 5% (igas spektraalses kanalis jäi modelleerimata ~ 2 DN). Sellest võib järeldada, et valitud algliikmed sobivad kirjeldama antud andmestikku.

Leitud osakaalupiltidele tehtud sobivushinnangu käigust annab täpsema ülevaate Kärdi (2007), kus vettpidava pinna kaardistamise üldine viga oli 12%. Üheks suurimaks probleemiks oli mõningate põllumajanduslike alade kohatine klassifitseerumine vettpidavaks pinnaks. See on tingitud ilmselt sellest, et vettpidava pinna ja taimkatteta mullapinna algliikmed asusid segunemisruumis suhteliselt lähestikku ja nende algliikmete spektraalsed signatuurid olid suhteliselt sarnased.

VII Järeldused

Linnadele on omane heterogeenne ruum, mis põhjustab väga erinevate pindade üheaegset koosinemist keskmise ruumilise lahutusega satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (TM) sensori hetkvaateväljas. Seetõttu võib kategooriliste klassifitseerimisalgoritmide kasutamine linnaaladest tehtud keskmise ruumilise resolutsiooniga satelliidipildidel osutada piiratuks. Selles suhtes osutub palju paindlikumaks linnaalade klassifitseerimise ja aja jooksul toimunud muutuste mõõtmise vahendiks spektrisegu lineaarne lahutamine.

Taimkate-vettpidav pind-taimkatteta mullapind (VIS) mudel pakub hea kontseptuaalse raamistiku linnade kirjeldamiseks keskmise ruumilise lahutusega sensorite piltidelt. VIS mudeli järgi on linna mingisugust ala (näiteks 1 m^2 , 1 pildi piksel vms) võimalik kirjeldada taimkatte, vettpidava pinna ja taimkatteta mullapinna suhtelise katvuse kombinatsioonidena.

Esitatud meetod sobib linnade ja nende lähiümbruse maakatte kaardistamiseks keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt. Samuti on võimalik kasutada seda ka maakattes toimunud muutuste kaardistamiseks. Täpsem spektrisegu mudeli algliikmete valik sõltub paljuski kasutatavast andmestikust (millise ruumilise ja spektraalse lahutusega on satelliidipildid, mis aastaajast pildid pärinevad jne) ja püstitatud eesmärkidest (mida konkreetselt soovitakse kaardistada).

Kasutatud kirjandus

Adams, J. B., Sabol, D. E., Kapos, V., Filho, R. A., Roberts., D. A., Smith, M. O., Gillespie, A. R. 1995. *Classification of multispectral images based on fractions of endmembers: application to land-cover change in the brazilian amazon. Remote Sensing of Environment*, 52:137-154.

Kärdi, T. 2007. *Linnade kaugseire: spektrisegu lineaarne lahutamine Landsat Thematic Mapper satelliidipiltidelt Tartu linna näitel. Magistritöö geograafias. Tartu: Tartu Ülikooli geograafia instituut.*

- Lee, S., Lathrop, R. G. 2005. Sub-pixel estimation of urban land-cover components with linear mixture model analysis and Landsat Thematic Mapper imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 26:4885-4905.
- Leetmaa, K. 2004. Eeslinnastumine Tallinna linnaregioonis sotsialismijärgsel perioodil. Magistritöö inimgeograafias. Tartu: Tartu Ülikooli geograafia instituut.
- Lu, D., Morana, E., Batistella, M. 2003. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. *Remote Sensing of Environment*, 87:456-469.
- Lunetta, R. S. 1998. Applications, project formulation, and analytical approach. In: Lunetta, R. S., Elvidge, C. D. (Eds), *Remote sensing change detection: Environmental monitoring methods and applications* (pp 1-19). Taylor & Francis
- Phinn, S., Stanford, M., Scarth, P., Murray, A. T., Shyy, P. T. 2002. Monitoring the composition of urban environments based on the vegetation – impervious surface – soil (VIS) model by subpixel analysis techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 23:4131-4153.
- Ridd, M.K. 1995. Exploring a V-I-S (vegetation-impervious surface-soil) model for urban ecosystem analysis through remote sensing: comparative anatomy for cities. *International Journal of Remote Sensing*, 16:2165-2185.
- Roberts, D. A., Gardner, M., Church, R., Ustin, S., Scheer, G., Green, R. O. 1998b. Mapping chaparral in the Santa Monica mountains using multiple endmember spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, 65:267-279.
- Sjöberg, Ö., Tammaru, T. 1999. Transitional Statistics: Internal migration and urban growth in post-soviet Estonia. *Europe-Asia Studies*, 51:821-842.
- Small, C. 2001. Estimation of urban vegetation abundance by spectral mixture analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 22:1305-1334.
- Small, C. 2002. Multitemporal analysis of urban reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 81:427-442.
- Song, C. 2005. Spectral mixture analysis for subpixel vegetation fractions in the urban environment: How to incorporate endmember variability? *Remote Sensing of Environment*, 95:248-263.
- Souza Jr., C., Firestone, L., Silva L. M., Roberts, D. 2003. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*, 87:494-506.
- Tammaru, T. 2000. Differential urbanisation and primate city growth in soviet and post-soviet Estonia. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie*, 91:20-30.
- Tammaru, T. 2001. Suburban growth and suburbanisation under central planning: the Case of soviet Estonia. *Urban Studies*, 38:1341-1357.
- Tompkins, S., Mustard, J. F., Pieters, C. M., Forsyth D. W. 1997. Optimization of endmembers for spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, 59:472-189.
- Wu, C. 2004. Normalized spectral mixture analysis for monitoring urban composition using ETM+ imagery. *Remote Sensing of Environment*, 93:480-492.
- Wu, C., Murray, A. T. 2003. Estimating impervious surface distribution by spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, 84:493-505.
- Zhang, J., Rivard, B., Sánchez-Azofeifa, A. 2005. Spectral unmixing of normalized reflectance data for the deconvolution of lichen and rock mixtures. *Remote Sensing of Environment*. 95:57-66.

Maastikuindeksid biogeensete ainete väljakande indikaatorina – kaugseire ja ruumiandmete kasutusvõimalused Tagasi sisukorra juurde

*Evelyn Uuema, Jüri Roosaare, Ülo Mander
Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut*

Kokkuvõte

Tavaliselt tuleb kaugseire andmeid vajaliku tõlgenduse saamiseks integreerida teiste olemasolevate ruumiandmetega. Niisugusteks rakendusteks on arvukad erosioonimudelil USLE ja selle modifikatsioonidel põhinevad biogeensete ainete väljakande uuringud, mis vajavad detailse ruumilise lahutusega digitaalset kõrgusmudelit, aegruumilise lahutusega sademete andmeid ning mitmeid geoinfosüsteemide vahendusel leitavaid valglate parameetreid.

Enamus maastikuindekseid käsitlevaid uurimusi baseerub satelliidifotodel. Satelliidifotode eeliseks on võimalus jälgida ajalist muutust, mida olemasolevad vektorkaarid nii hästi ei võimalda. Puuduseks on klassifitseerimise suhteline keerukus. Kuna Eesti oludes sisaldub suur hulk olulist – kuigi paratamatult ka subjektiivset – maastikualast teavet olemasolevates mulla-, maastiku- jt kaartides, siis on mõistlik ühitada teatav osa sellest, niiõelda tuumteave, kaugseirel saadavate erinevate sensorite andmetega.

Käesolev uurimus analüüsib seoseid valglate toitainete ning orgaaniliste ainete väljakannete ja maastikuindeksite vahel ning käsitleb kaugseire andmete kasutamise võimalikkust taolistes uurimustes. Antud uurimuses on kasutatud vektorandmeid, kuid maakastuse/katte andmetena saab edukalt kasutada ka kaugseire andmeid. Kaugseire andmeid on võimalik kasutada erinevate ajaperioodide kohta ning seega saab jälgida ka muutusi.

Võtmesõnad: *Maakasutus, valgla, toitainete väljakanne, orgaaniliste ainete väljakannete, maastikuindeksid, vektorandmed, kaugseire*

I Sissejuhatus

Maakasutus mõjutab oluliselt veekvaliteeti ning see mõju varieerub nii ajas kui ruumis (Young *et al.*, 1987; Behrendt *et al.*, 2002; Buck *et al.*, 2004). Eeskätt hajureostuse modelleerimisel on klassikaliselt mudelite sisendiks olnud maakasutuse andmed (Haith, Tubbs, 1981), selliseid seoseid on leitud (Mander *et al.*, 1989; Roosaare, Meiner, 1991) ja kasutatud ka Eestis (Крысанова *et al.*, 1991). Vajalike lähteandmete aluseks on üha kasvaval määral erinevatest allikatest pärinevad mitmekanalilised satelliidifotod, millest etalonipõhiste klassifikatsioonimeetoditega tuletatakse maakatte andmed. Viimased verifitseeritakse ja seostatakse maakasutusega.

Mitmed uurimused on näidanud kaugseire andmete head sobivust veekvaliteedi indikaatoriteks (Davenport *et al.*, 2003). Mitmetes uurimustes on veekvaliteeti hinnatud otse veepinna satelliidifotodelt. Näiteks Binding *et al.* (2007) määrasid satelliidifotodelt vee läbipaistvust, Alparsian *et al.* (2007) klofofüll α ja hõljuvainete sisaldust, Sasamal *et al.* (2007) üldist veereostust.

Tavaliselt tuleb kaugseire andmeid vajaliku tõlgenduse saamiseks integreerida teiste olemasolevate ruumiandmetega. Niisugusteks rakendusteks on arvuks erosioonimudelil USLE (Wischmeier, Smith, 1978) ja selle modifikatsioonidel põhinevad biogeensete ainete väljakande uuringud (näiteks Mander *et al.*, 2000; Prasad *et al.*, 2005), mis vajavad detailse ruumilise lahutusega digitaalset kõrgusmudelit, aegruumilise lahutusega sademete andmeid ning mitmeid geoinfosüsteemide vahendusel leitavaid valglate parameetreid.

Maastikuökoloogiast tulenev kompleksne lähenemisviis on näidanud, et maastiku struktuur on oluline tegur, mis mõjutab toitainete ja orgaaniliste ainete väljakannet valglatest (Turner *et al.*, 2003; Young *et al.*, 1987; Steegen *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2003; Davenport *et al.*, 2003; Buck *et al.*, 2004; Stålnacke *et al.*, 1999; Mander *et al.*, 2000). Oluline on leida valglatest toitainete ja orgaaniliste ainete väljakannet mõjutavate maastikustruktuuri tegurite head indikaatorid (Klemas, 2001). Need võiksid olla tuletatavad kaugseire andmetest ja sel juhul operatiivselt kasutatavad paljudes praktilistes rakendustes.

Niisuguste näitajatena on kasutatud: maastikuelementide kaugust veekogudest (Thierfelder, 1998), topograafilisi elemente (Jones *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2003), veekogude äärsid puhvertsoone (Kuusemets, Mander, 2001; Baker *et al.*, 2001; Jones *et al.*, 2001; Gergel *et al.*, 2002; McClain *et al.*, 2003) ja erinevaid mitmekesisuse indekseid (Jones *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002; Gergel *et al.*, 2002). Johnson *et al.* (2001) leidsid, et kaugseire andmetest saadud maastiku struktuuri näitajad võivad veekvaliteedi kõikumisi valglast ära seletada kuni 75% ulatuses. Griffith *et al.* 2002 kasutasid NDVI indeksit, maakasutuse osakaale ja maastikuindekseid jõgede veekvaliteedi määramiseks ning leidsid, et erinevad maastikuindeksite kombinatsioonid seletasid ära üle 60% lämmastiku hulga varieeruvusest jõgedes. Samas osutus NDVI indeks maastikuindeksitest paremaks indikaatoriks jõgede veekvaliteedi seires.

Tänapäeval on välja töötatud sadu maastikuindekseid, mis võimaldavad analüüsida maastiku struktuuri. Levinuim maastikindeksite arvutamise programm on FRAGSTATS (McGarigal, Marks, 1995), mis praeguseks on leidnud väga laia kasutust. Maastikuindekseid on väga palju kasutatud uurimaks maastiku struktuuri muutusi (Palang *et al.*, 1998; Cushman, Wallin, 2000; Hessburg *et al.*, 2000; Lausch, Herzog, 2002; Petit, Lambin, 2002). Samas on tehtud väga vähe uurimusi, mis käsitleks FRAGSTATS-il baseeruvate maastikuindeksite ja toitainete väljakannete vahelisi seoseid.

Käesoleva uurimuse eesmärgiks oli analüüsida seoseid valglate toitainete ning orgaaniliste ainete väljakannete ja maastikuindeksite vahel ning käsitleda kaugseire andmete kasutamise võimalikkust taolistes uurimustes.

Tabel 1. *Analüüsis kasutatud maastikuindeksid.*

Maastikuindeksid	Kirjeldus
Servatihedus (ED)	Servatihedus maastiku tasandil on kõikide maastikuklasside piiride pikkus pindalaühiku kohta (ühik: m/ha).
Eraldiste tihedus (PD)	Eraldiste arv pindalaühiku kohta (ühik: eraldist/100 ha)
Keskmine kuju indeks (SHAPE_MN)	<p>Kogu maastiku jaoks arvutatuna summeeritakse kõikide eraldiste kuju indeksid ja jagatakse maastikus olevate eraldiste arvuga:</p> $SHAPE_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{P_{ij}}{2\sqrt{p \cdot a_j}} \right)}{N},$ <p>kus P_{ij} on eraldise ij ümbermõõt (m); a_{ij} on eraldise ij pindala (m²); ja N on kogu eraldiste arv maastikus (ühikuta).</p>
Keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN)	<p>Lähima naabri kauguseks loetakse lühimat sirgjoont antud eraldise ja tema lähima sama tüüpi naabri vahel.</p> $ENN_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n h_{ij}}{N},$ <p>kus h_{ij} on kaugus (m) eraldisest ij lähima sama tüüpi eraldiseni baseerudes eraldise servast-servani kaugusele; arvutatakse piksli keskpunkti (ühik: m).</p>
Koonduvus (CONTAG)	<p>Koonduvus näitab, millisel määral on sama tüüpi eraldised maastikus koondunud või hajunud.</p> $CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[P_i \left(\frac{g_k}{\sum_{k=1}^m g_k} \right) \right] \cdot \left[h \left(P_j \left(\frac{g_k}{\sum_{k=1}^m g_k} \right) \right) \right]}{2 \cdot \ln(m)} \right] (100\%),$ <p>kus P_i on tüübi i poolt maastikus hõlmatav osakaal; g_{ik} on naabrussuhete arv tüübi i ja k vahel, m on tüüpide arv uurimisalal (maastikus), kaasaarvatud maastiku piir (ühik:%).</p>
Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)	Eritüübiliste eraldiste tihedus mõõdab maastikus esinevate erinevat tüüpi eraldiste arvu pindalaühiku kohta (ühik: eritüübilist eraldist/100 ha)
Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)	<p>Näitab eraldiste mitmekesisust maastikus:</p> $SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i),$ <p>kus P_i on eraldise tüübi i osakaal maastikus (ühikuta).</p>

2.3. Veekvaliteedi andmed

Väljakande andmed saadi riikliku keskkonnaseire programmi aruannetest. Uurimuses kasutati jõgede hüdrokeemia allprogrammi andmeid. Hüdrokeemilise seire andmete puuduseks oli asjaolu, et nad näitasid ainete kontsentratsiooni vees.

Töös kasutati järgmisi veekvaliteedi näitajaid: BHT_7 (biokeemiline hapnikutarve), PHT (keemiline hapnikutarve), $N_{\text{üld}}$ (üldlämmastik) ja $P_{\text{üld}}$ (üldfosfor). Kõrge BHT_7 väärtus näitab valglates punktreostusallikate (linnad, tööstuslikud alad) olemasolu, samas kui PHT väärtused on kõrgemad looduslike (eriti soostunud) valglate puhul (Behrendt *et al.*, 2002).

2.4. Statistiline analüüs

Statistilise analüüsi jaoks kasutati programmi STATISTICA 6.0. Kuna Kolmogorov-Smirnovi testi järgi $P_{\text{üld}}$ ei olnud normaaljaotusele vastav, siis leiti näitajate vahel Spearmani astakkorrelatsioonikordajad. Usaldusnivooks valiti kõikidel juhtudel 95%.

III Tulemused ja arutelu

Kõik veekvaliteedi näitajad, v.a BHT_7 , omasid statistiliselt usaldusväärseid seoseid hoonestatud alade osakaaluga (tabel 2). PHT korreleerus oluliselt kõikide maakasutuse tüüpidega. Näiteks olid PHT väärtused kõrgemad, kui valglas oli rohkem soid ja looduslikke alasid.

Tabel 2. Astakkorrelatsioonikordajad maakasutuse osakaalude ja väljakannete vahel. Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on märgitud rasvases kirjas.

	looduslike alade osakaal (%)	põllu- majanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
BHT_7 (mgO ₂ /l)	0.22	-0.22	-0.03	0.14
PHT (mgO ₂ /l)	0.70	-0.81	0.55	-0.42
$N_{\text{üld}}$ (mgN/l)	-0.34	0.35	-0.27	0.54
$P_{\text{üld}}$ (mgP/l)	-0.59	0.49	-0.10	0.51

Maastikuindeksid korreleerusid ka suhteliselt tugevalt maakasutuse osakaaludega (tabel 3). Keskmise kaju indeksi tugev negatiivne seos hoonestatud alade osakaaluga oli oodatav, sest hooned on kõik väga regulaarse kujuga ning muudavad seega indeksi väärtust väiksemaks. Sama kehtib ka põldude puhul. Koonduvuse seos põllumajanduslike alade osakaaluga näitab tõenäoliselt suuremat eraldiste agregeeritust põllumajanduslikes valglates.

Tabel 3. Maastikuindeksite korrelatsioonid maakasutuse osakaaludega. Tabelis on rasvases kirjas ära märgitud statistiliselt usaldusväärsed astakkorrelatsioonikordajad (usaldusnivoo 95%).

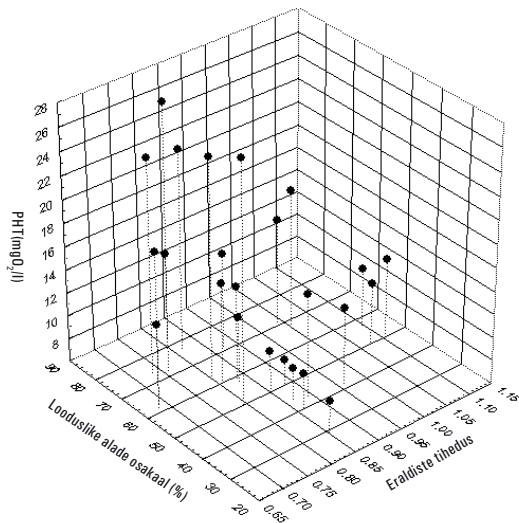
	looduslike alade osakaal (%)	põllumajanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
PD	-0.42	0.40	-0.12	0.09
ED	-0.05	0.04	0.08	-0.48
SHAPE_MN	0.57	-0.58	0.34	-0.70
ENN_MN	-0.33	0.28	-0.01	0.60
CONTAG	-0.38	0.57	-0.57	0.19
PRD	0.18	-0.16	-0.20	-0.14
SHDI	-0.09	-0.13	0.53	0.39

Seosed CORINE'i maakatte kaardile arvatud maastikuindeksite ja veekvaliteedi andmete vahel olid suhteliselt head (tabel 4). PD omas statistiliselt usaldusväärset seost BHT₇ ja PHT-ga, mis viitab väiksemale orgaaniliste ainete väljakandele suure eraldiste tihedusega valglatest.

Tabel 4. Maastikuindeksite korrelatsioonid väljakande andmetega. Tabelis on rasvases kirjas ära märgitud statistiliselt usaldusväärsed astakkorrelatsioonikordajad (usaldusnivoo 95%).

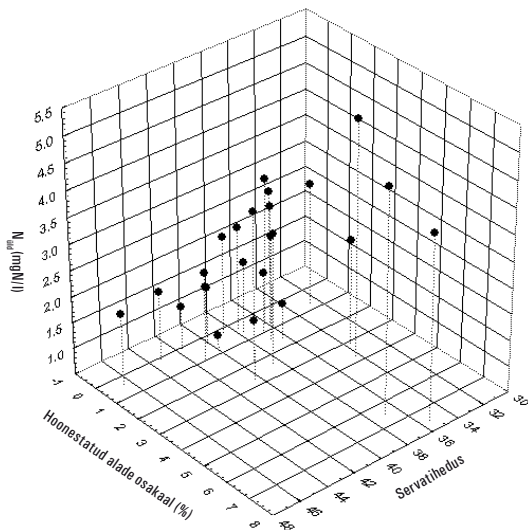
	BHT ₇ (mgO ₂ /l)	PHT (mgO ₂ /l)	N _{ald} (mgN/l)	P _{ald} (mgP/l)
PD	-0.53	-0.49	-0.23	0.38
ED	-0.47	-0.10	-0.56	0.00
SHAPE_MN	0.23	0.66	-0.44	-0.38
ENN_MN	0.12	-0.23	0.62	0.12
CONTAG	-0.15	-0.59	0.13	0.28
PRD	0.02	0.05	-0.20	0.24
SHDI	0.13	0.26	0.23	0.00

PHT omas statistiliselt usaldusväärset seost looduslike alade osakaaluga (tabel 3) ning joonisel 2 võib seega näha, et PD ja PHT vaheline seos ei ole põhjuslik. Samas BHT₇ ei omanud statistiliselt usaldusväärset seost ühegi maakasutuse osakaaluga ja seega viitab PD ja BHT₇ vaheline seos sellele, et mida suurem on eraldiste tihedus valglas, seda väiksem on sealt orgaaniliste ainete väljakanne.



Joonis 2. Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakande seos looduslike alade osakaalu ja eraldise tihedusega.

Servatihedus omas statistiliselt usaldusväärset seost BHT₇ ja üldlammastikuga. Üldlammastiku puhul võivad tulemused olla mõjutatud punktrestosallikatest (tabelid 2 ja 3). Peamiselt avaldub see kolme valgla näol, mis eristuvad selgelt jooniselt 3. Ülejäänud valglate puhul pole märgata suuri erisusi hoonestuse osakaalus ning samas on selgelt näha servatiheduse mõju üldlammastiku väärtustele. See viitab keerukama konfiguratsiooniga maastike võimele rohkem toitaineid hoida.

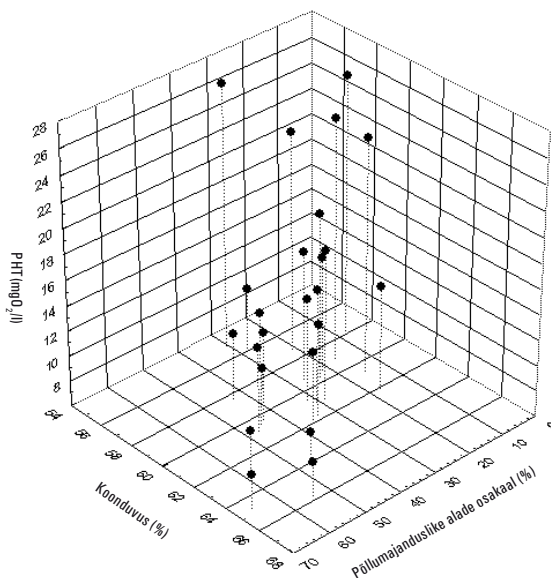


Joonis 3. Üldlammastiku väljakande seos hoonestatud alade osakaaluga ja servatihedusega.

Keskmine kuju indeks korreleerus hästi PHT ja üldlämmastikuga (tabel 4), kuid sõltus ise liiga tugevalt maakasutusest (tabel 3). Keskmise kuju indeksi seosed olid PHT puhul maakasutuse mõju tõttu oodatule isegi vastupidised (orgaaniliste ainete väljakanne oli suurem keerukamate eraldistega valglast). Seega ei saa selle indeksi tulemustest midagi järeldada maastikumustri mõju kohta väljakannetele. Tõenäoliselt ei iseloomustaks see indeks ka maakasutusest sõltumata kõige paremini toitainete ja orgaaniliste ainete väljakandeid. Seega pole kujuindeks kõige parem ainete väljakande indikaator.

Keskmise eukleidilise lähima naabri kauguse hea korrelatsioon üldlämmastikuga (tabel 4) viitab eraldiste vaheldumise rollile ainerings. Saadud tulemustest võib järeldada, et üldlämmastiku väljakanded sõltuvad nii maakasutusest (eelkõige hoonestatud alade osakaalust) (tabel 3) kui ka keskmisest eukleidilise lähima naabri kaugusest. Mõlema faktori mõju detailne eristamine antud uurimuse käigus ei olnud võimalik, kuid indeks võiks üsna häid tulemusi anda põllumajanduslikes ja looduslikes valglates.

Koonduvuse indeks omas suhteliselt head korrelatsiooni orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakandega (tabel 4), kuid indeks sõltus oluliselt maakasutusest. Koonduvuse indeks oli mõjutatud just põllumajanduslike ja looduslike alade ning soode osakaalu poolt (tabel 3). PHT negatiivne seos põllumajanduslike aladega viitab raskesti lagundatavate orgaaniliste ainete väljakandele põllumajanduslikelt aladelt (joonis 4). Indeks ei anna adekvaatselt edasi maastikumustri keerukust ning seega pole hea näitaja iseloomustamiseks ainete väljakannet valglatest.



Joonis 4. Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakande seos põllumajanduslike alade osakaaluga ja koonduvusega.

Eritüübiliste eraldiste tihedusega ei omanud väljakande andmed statistiliselt usaldusväärseid seoseid (tabel 4). Indeks ise ei korreleerunud ka maakasutusega oluliselt. Siit võiks välja lugeda seda, et maastikuindeksid omavad väljakannetega ainult siis seoseid, kui nad ise sõltuvad maakasutusest; eriti, kui kaardid kajastavad maastiku pähe maakasutust, mitte aga maastiku funktsionaalseid omadusi.

Shannoni mitmekesisuse indeks ei korreleerunud usaldusväärsetl väljakande andmetega (tabel 4) ning indeks omas maakasutuse osakaaludest usaldusväärset seost ainult soodega (tabel 3). Saadud tulemused näitavad, et see indeks, nagu ka eritüübiliste eraldiste tihedus, pole parim iseloomustamiseks maastikumustri osa ainete väljakannetes valglast, vähemalt nende maakatte andmete põhjal.

Mitmed uurimused kinnitavad antud uurimuse põhitulemusi, mis viitavad väiksemale orgaaniliste ainete ja toitainete väljakandele heterogeensematest maastikest (Jones *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002; Gergel *et al.*, 2002). Xiao ja Ji (2007) leidsid, et kaugseire andmete põhjal arvatud maastikuindeksid ja maakasutuse osakaalud kirjeldasid ära kuni 77% veekvaliteedi näitajate varieeruvusest. Kõige paremad indikaatorid veekvaliteedi näitajate ennustamisel olid maakasutuse osakaalud, kuid maastikuindeksitest oli oluline ka servatihedus sarnaselt käesolevale uurimustulemustele.

Kuigi maakasutuse osakaalud on tunduvalt paremad ja lihtsamad indikaatorid veekvaliteedile (Uemaa *et al.*, 2007) kui maastikuindeksid, on siiski oluline arvesse võtta ka maastiku struktuuri ruumilist paigutust (Gergel, 2005). Arvestada tuleb ka mõningate puudustega maastikuindeksite kasutamisel veekvaliteedi seires (Griffith *et al.*, 2002; Uemaa *et al.*, 2005):

1. väiksesed valglad, kus on ainult üksikud eraldised – ei anna õiget pilti maastikustruktuurist;
2. kollineaarsus maakasutuse andmetega – raske on hinnata maastikuindeksite indikaatorluse väärtust veekvaliteedi osas;
3. maastikuindeksite skaalasõltuvus – mõjutab seoste tugevust indeksite ja veekvaliteedi vahel.

Käesolevas uurimuses on kasutatud CORINE'i maakatte kaarti vektorkujul, mis on analüüsi jaoks konverteeritud rasterformaati. FRAGSTATS-i võimalusi arvestades enamasti kasutataksegi rasterandmeid. Seetõttu baseerub ka enamasti maastikuindekseid käsitlevaid uurimusi satelliidifotodel. Satelliidifotode eeliseks on võimalus jälgida ajalist muutust, mida olemasolevad vektorkaardid nii hästi ei võimalda. Puuduseks on klassifitseerimise suhteline keerukus. Kuna Eesti oludes sisaldub suur hulk olulist – kuigi paratamatult ka subjektiivset – maastikualast teavet olemasolevates mulla-, maastiku- jt kaartides, siis on mõistlik ühitada teatav osa sellest, niiöelda tuumteave, kaugseirel saadavate erinevate sensorite andmetega. Maastikuindeksite arvutamise puhul muutub oluliseks ka servade definitsioon. Suure osa indeksite väärtus võib kõvasti muutuda sõltuvalt servade keerukusest ning kas arvutustes kasutatakse 4-naabri või 8-naabri reeglit (McGarigal, Marks, 1995).

Tihti võimaldavad lihtsalt arvatavad maakasutuse osakaalud anda suhteliselt hea ülevaate valgla veekvaliteedist, kuid mõnikord on vajalik tulemusi täiendada ka maastiku struktuuri näitajate andmetega (Gergel, 2005).

IV Järeldused

Saadud tulemuse põhjal ei saanud kindel olla, kas maastikuindeksite ja väljakannete vahelised korrelatsioonid olid põhjuslikud või tingitud hoopis väljakannete ja maastikuindeksite seostest maakasutusega. See viitab maakasutuse klassifikatsiooni tähtsusele sellistes analüüsid.

Orgaaniliste ainete ja toitainete väljakanne valglast on mõjutatud nii maakasutuse kui ka maastikuindeksite poolt, kuid seejuures ei olnud võimalik täpselt määratleda maastikumustri osakaalu aineringses maakasutuse niivõrd suure mõju tõttu. Antud uurimuses on kasutatud vektorandmeid, kuid maakasutuse/katte andmetena saab edukalt kasutada ka kaugseire andmeid. Kaugseire andmeid on võimalik kasutada erinevate ajaperioodide kohta ning seega saame jälgida ka muutusi.

Kasutatud kirjandus

- Alparslan, E., Aydoner, C., Tufekci, V., Tufekci, H. 2007. Water quality assessment at Omerli Dam using remote sensing techniques. *Environ. Monit. Assess* 135, 391–398.
- Baker, M.E., Wiley, M.J. and Seelbach, P.W. 2001. GIS-based hydrologic modelling of riparian areas, Implications for stream water quality. *J. Am. Wat. Res. Assoc.* 37(6), 1615-1628.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. and Uebe, R. 2002. Nutrient Emissions into River Basins in Germany. *UBA-Texte*, 23/00, 266 pp.
- Binding, C.E., Jerome, J.H., Bukata, R.P., Booty, W.G. 2007. Trends in water clarity of the lower Great Lakes from remotely sensed aquatic color. *J. Great Lakes Res.* 33: 828-841.
- Buck, O., Niyogi, D.K. and Townsend, C.R. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environ. Pollut.* 130(2), 287-299.
- Cao, W., Hong, H., Yue, S., Ding, Y. and Zhang, Y. 2003. Nutrient loss from an agricultural catchment and landscape modelling in Southeast China. *Bull. Environ. Toxicol.* 71(4), 761-767.
- Chen, L.D., Fu, B.J., Zhang, S.R., Qiu, J., Guo, X.D. and Yang, F.L. 2002. A comparative study on nitrogen-concentration dynamics in surface water in a heterogeneous landscape. *Environ. Geol.* 42(4), 424-432.
- Cushman, S.A. and Wallin, D.O. 2000. Rates and patterns of landscape change in the Central Sikhotealin Mountains, Russian Far East. *Landscape Ecol.* 15(7), 643-659.
- Cushman, S.A. and McCarigal, K. 2002. Hierarchical, Multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecol.* 17(7), 637-646.
- Davenport, I.J., Silgram, M., Robinson, J.S., Lamb, A., Settle, J.J. and Willig, A. 2003. The use of earth observation techniques to improve catchment-scale pollution prediction. *Phys. Chem. Earth* 28(33-36), 1365-1376.
- Gergel, S.E., 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landscape Ecol.* 20(2), 177–189.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.R., Melack, J.M. and Stanley, E.H. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.* 64(2), 118-128.

- Griffith, J.A., Martinko, E.A. and Price, K.P. 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape Urban Plan.* 52(1), 45-61.
- Griffith, J.A., Martinko, E.A., Whistler, J.L. and Price, K.P. 2002. Preliminary comparison of landscape pattern-normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to central plains stream conditions. *J Environ. Qual.* 31(3), 846-859.
- Hessburg, P.F., Smith, B.G., Salter, R.B., Ottmar, R.D. and Alvarado, E. 2000. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest forests, USA. *Forest Ecol. Manag.* 136(1-3), 53-83.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, R.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H. and O'Neill, R.V. 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics, A multiple watershed study from the United states Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecol.* 16(4), 301-312.
- Johnson, G.D., Myers, W.L. and Patil, G.P. 2001. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *J. Am. Wat. Res. Assoc.*, 37(4), 821-835.
- Klemas, V. V. 2001. Remote Sensing of Landscape-Level Coastal Environmental Indicators. *Environmental Management* 27(1), 47-57.
- Крысанова, В.П., Мейнер, А.Ф., Роосааре Ю.М., Васильев, А.А., Тенно К.Л., Лаур, А.А. 1991. Моделирование динамики и структуры формирования биогенной нагрузки на больших водосборах. *Журнал Общей Биологии*, 52, 6: 885-899.
- Kuusemets, V. and Mander, Ü. 2001. Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments. *Water Sci. Technol.* 40(10), 195-202.
- Lausch, A. and Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change, issues of scale, resolution and interpretability. *Ecol. Indic.* 2(1), 3-15.
- Mander, Ü., Kull, A. and Kuusemets, V. 2000. Nutrient flows and land use change in a rural catchment: A modelling approach. *Landscape Ecol.* 15(3), 187-199.
- Mander, Ü.E., Metsur, M.O. and Külvik M.E. (1989). Störungen des Stoffkreislaufs, des Energieflusses und des Bios als Kriterien für der Belastung der Landschaft, *Peterm.Geogr.Mitt.*, 133, 4, 233 243.
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H. and Pinay, G. 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6(4), 301-312.
- McGarigal, K. and Marks, B. J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.*
- O'Neill, R.V., Riitters, K.H., Wickham, J.D. and Jones, K.B. 1999. Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment. *Ecosyst. Health.* 4(4), 225-233.
- Palang, H., Mander, Ü. and Luud, A. 1998. Landscape diversity changes in Estonia. *Landscape Urban Plan.* 41(3-4), 163-169.
- Petit, C.C. and Lambin, E.F. 2002. Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change, Comparing historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes. *Landscape Ecol.* 17(2), 117-132.
- Prasad, V.K., Ortiz, A., Stinner, B., McCartney, D., Parker, J., Hudgins, D., Hoy, C. and Moore, R. 2005. Exploring the relationship between hydrologic parameters and nutrient loads using Digital Elevation Model and GIS – A Case Study from Sugar creek Headwaters, Ohio, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment* 110, 141-169
- Roosaare, J. and Meiner, A. 1991. Multi level modelling of the agricultural pollution of some Estonian watersheds. In: J. Fenger, K. Halsneş, H. Larsen, H. Schroll, V. Vidal (eds.) *Environment, Energy, and Natural Resource Management in the Baltic Region. 3rd International Conference on a System Analysis.* Nord, pp. 185-194.
- Sasamal, S.K., Rao, K.H., Survavansi, U.M. 2007. Sewage and industrial pollution in and around Thane Creek, Mumbai using high resolution IRS data. *Int. J. Remote Sens.* 28 (19), 4391-4395.

Stålnacke, P., Vagstad, N., Tamminen, T., Wassmann, P., Jansons, V. and Loigu, E. 1999. Nutrient runoff and transfer from land and rivers to the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 410, 103-110.

Steegeen, A., Govers, G., Takken, I., Nachtergaele, J., Poesen, J. and Merckx, R. 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *J. Environ. Qual.* 30(4), 1249-1258.

Thierfelder, T. 1998. The morphology of landscape elements as predictors of water quality in glacial/boreal lakes. *J. Hydrol.* 207(3-4), 189-203.

Turner, R.E., Rabalais, N.N., Justic, D. and Dortch, Q. 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry* 64(3), 297-317.

Uuemaa, E., Roosaare, J., Mander, Ü. 2005. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecol. Indic.* 5 (4), 350– 369.

Uuemaa, E., Roosaare, J., Mander, Ü. 2007. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Nord. Hydrol.* 38 (2), 125–138.

Wischmeier, W. H. and Smith, D. D.: 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*, USDA Handbook. No. 537.

Wu, J., Shen, W., Sun, W. and Tueller, P. T. 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecol.* 17(8), 761-782.

Xiao, H., Ji, W. 2007. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. *J. Environ. Manage.* 82(1), 111-119.

Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. and Anderson W.P. 1987. *AGNPS, Agricultural Non-Point Source Pollution Model – A Watershed Analysis Tool*. USDA, Conservation Research Report 35, 80 pp.

Looduskaitsealade (Matsalu ja Nigula) maakatte seire Landsati piltide, põhikaardi ja mullakaardi abil Tagasi sisukorra juurde

Edgar Sepp, Kadri Kiis
Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituut

Kokkuvõte

Riikliku keskkonnaseire programmi raames läbiviidud maastike kaugseire arendusprojektis kasutati 1996.–2002. aastal Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuses väljatöötatud maastike kaugseire metoodikat. Koostati 2001. a Matsalu Rahvuspargi ja Nigula Looduskaitseala seirealade (vastavad kaitsealad ja nende ümber moodustatud 3 km laiune puhvertsoon) maakattekaardid nii maakatte alamtüüpide kui maakatte klasside tasemel, kasutades selleks Landsat-i pilti ning põhikaardi ja mullakaardi baasil loodud klassifitseerimismaske. Klassifitseerimisel kasutati välitööde ja taustaandmete põhjal loodud õpialasid, mis olid etalonideks ning suurima tõepära algoritmi klassifitseerimisel. Muutuste väljatoomiseks koostati 1986. a maakatte kaart kombineerides normeeritud muutuste meetodit ning etalonidega klassifitseerimist. Markovi mudeli abil interpreteeriti maakatte klasside seis aastaks 2016 eeldades samade trendide jätkumist. Täiendati varem välja töötatud metoodikat ja maakatte klassifikatsiooni. Lisaks uuriti maakatte alamtüüpide sobilikkust Natura 2000 alade kaardistamisel, kuid väga selgeid seoseid ja vastavusi selles osas välja tuua ei saadud. Arvutati välja ka erinevad maastikulise mitmekesisuse indeksid.

Võtmesõnad: looduskaitsealad, maakatteseire, Landsat, põhikaart, mullakaart, klassifitseerimismask, õpialad, Natura 2000

I Lähteandmed

Kaugseire andmeallikatena kasutati antud töös kahte erinevast ajast pärit Landsati kaadri 188/19 pilti: Landsat 5 TM seisuga 26.06.1986 (7 kanalit, 8 bitti kanali kohta) ja Landsat 7 ETM+ seisuga 29.07.2001 (8 kanalit, 8 bitti kanali kohta).

Seni on maastike kaugseires kasutatud enamasti Eesti baaskaardi kihte ning 1:100 000 mullamaske (Arold *et al.*, 1999). Vaid Endla looduskaitseala satelliitseirel kasutati skaneeritud 1:50 000 mullakaarti (Möllits, 2003) ning 2003. a seires 1:10 000 mullakaarti riiklikust andmebaasist. Käesolevas töös kasutati maakatte klassifitseerimisel lisaks satelliidipiltidele 1:10 000 mõõtkavaga Eesti Põhikaarti (edaspidi põhikaart) ja 1:10 000 Eesti Mullakaarti (edaspidi mullakaart) ning viimasega seotud andmebaasi.

Erinevate taustandmetena, peamiselt õpialade valikul, olid veel kasutuses riigimetsa takseerandmed (Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus), Natura elupaikade seire kaardid ja andmed (Keskkonnaministeerium), välivaatluste andmed (16.–

22.07.2007), Matsalu Riikliku Looduskaitseala taimkatte kaart (Pork *et al.*, 1981) ning 2005. a ortofotod, mida kasutati ka täpsuse hindamisel.

II Materjal ja meetodika

2.1. Ettevalmistused, välitööd ja õpialad

Tööd alustati satelliidipiltide georeferentseerimisega. Mõlemad pildid teisendati Eesti põhikaardi projektsiooni ja nende piksli suuruseks määrati 25 m. 2001. aasta Landsati pildi, taustaandmete ja õpiandmeteta klassifitseerimise abil valmis Matsalu seireala eelklassifikatsioon. Saadud klassifikatsiooni eesmärgiks oli välitööde lihtsustamine, selle abil määrati kindlaks erinevaid maakatte alamtüüpe esindavad alad. Välitööde käigus kontrolliti, kas valitud alad sobivad õpialadeks. Minimaalne õpiala suurus on 5 pikslit, mille ümber peaks olema homogeenne puhvertsoon, seega saab õpialasid luua alates 1,3 ha suurustest aladest. Iga maakattetüübi kohta püüti leida 3 sobivat vaatluskohta, mille põhjal saaks arvutis hiljem luua õpiala. Välitöödel täideti igas vaatluskohas vastav ankeet ja kirjeldati taimkate 25×25 meetrit ruudus, vaatluskoha keskpunkti koordinaadid salvestati GPS-iga.

Välitööde andmetele tuginedes loodi iga maakatte alamtüübi jaoks vähemalt üks õpiala, mida hiljem kasutati klassifitseerimisel etalonina. Sobiliku õpiala spektraalne signatuur peab olema võimalikult homogeenne, heledusväärtused normaaljaotusega ja väikse hajuvusega.

Nigula looduskaitseala õpialade loomisel lähtuti Nigulast saadud andmetest, kus oli välja toodud maakatte alamtüüpe kirjeldavad areaalid ning peamiselt erinevaid sootüüpe kirjeldavad punktandmed. Erinevate metsa kasvukohatüüpide signatuuride määramisel kasutati Nigulas peamiselt RMK takseerandmeid (lisaks ka mõned areaalid kohapealt).

2.2. Klassifitseerimismaskid ja 2001. aasta pildi klassifitseerimine

Maakatte klassifitseerimisel on aluseks täiendatud klassifitseerimisskeem, mis on välja töötatud maastike kaugseire projekti raames keskmisemõotkavaliste Landsati piltide interpreteerimiseks Eesti oludes (Aaviksoo, 2003). Klassifikatsiooniskeem sisaldab endas nelja taset, mis lähevad üldisemast detailsemaks: 1. tase – maastikutüüp; 2. tase – maakatteklass, 3. tase – maakattetüüp; 4. tase – maakatte alamtüüp. Esimesel tasemel on kokku 10 erinevat klassi ja 4. tasemel 125 erinevat klassi. Lõplik maakatte klassifitseerimisskeem on toodud 2007. aasta maastike kaugseire aruandes (Sepp, *et al.*, 2007).

Maakatte alamtüüpide omavaheliseks paremaks eristamiseks kasutati käesolevas töös põhikaardi ja mullakaardi põhjal loodud maske. Eeldusel, et nimetatud kaardid on õiged, saab teatud mulla- ja põhikaardi aladelt mitmete maakatte alamtüüpide otsimisest loobuda kui ebatõenäolistest kombinatsioonidest. Näiteks otsitakse lammimetsi ainult põhikaardi metsaalade ja mullakaardi lammimuldade ühisosalts. Antud töös kasutati 21 erinevat klassifitseerimismaski (tabel 1), mis saadi põhikaardi ja mullakaardi kombineerimisel ning toimivad justkui eelklassifikaatorid.

Tabel 1. Erinevad klassifitseerimismaskid.

Klassifitseerimismaskid	
1. Meri (rannajoonega piiritletud akvatoorium)	12. M+Ra (rannikumetsad)
2. Järv (siseveekogud)	13. R+MIN (rohumaad mineraalmuldadel)
3. S+mds (lagedad ja puis-madalsood)	14. R+G (rohumaad gleimuldadel)
4. S+ss (lagedad ja puis-siirdesood)	15. R+Ra (rannaniidud)
5. S+rb (lagedad ja puisrabad)	16. R+ La (lamminiidud)
6. M+MIN (metsad mineraalmuldadel)	17. P+MIN (kännimaa mineraalmuldadel)
7. M+G (metsad gleimuldadel - soostunud metsad)	18. P+S (kännimaa kuivendatud (soo) muldadel)
8. M+mds (madalsoometsad)	19. Freesturbaalad ja jääksood
9. M+ss (siirdesoometsad)	20. Karjäärid, tööstus-ja kaubandusterritooriumid
10. M+rb (rabamännikud)	21. Linnad ja külad
11. M+La (lammimetsad)	

Maakatte alamtüüpide eristamiseks loodud õpialasid kasutati klassifitseerimisel erinevate klassifitseerimismaskide kaupa, vastavalt sellele, milliseid maakatte alamtüüpe klassifitseerimismaskidelt otsiti. Klassifitseerimisel kasutati suurima tõepära algoritmi, mis on üks etalonide ehk õpiandmetega klassifitseerimise viise. Klassifitseerimise tulemuseks oli 2001. aasta maakatte alamtüüpide kaart. Alamtüüpide agregeerimise käigus saadi maakatteklasside kaardid (2. tase), mis on toodud joonistel 1 ja 2. Maakatteklasside kaarte kasutati täpsuse hindamisel ja muutuste analüüsil.

Klassifitseerimise tulemusel jäi kaardile väga väikseid (1–4 pikslit) areaale. Peamiseks põhjuseks selliste areaalide tekkel on kasutatud satelliidipiltide piksli suurus (25×25 m), mistõttu tekib arvukalt segapiksleid, kus on segunenud erinevad maakatte tüübid. Sellised pikslid loetakse sageli müraks (*salt and pepper* efekt) ning võib edasise uurimise huvides välja filtreerida. Antud töös rakendati neile elimineerimise meetodit, mis liitis need suuremate naaberaladega, andes neile vastava suurema klassi väärtuse.

2.3. Täpsuse hinnang

Täpsuse hinnang viidi läbi maakatte klassifikatsiooni teisel tasemel, valides sealt välja vastavalt seirealale 12 olulisemat klassi (pindalaliselt suuremad). Lisaks jäeti täpsuse hindamisel välja klassid *vesi*, *põllumaad*, *asustus* ja *tehisalad*, kuna need klassid võeti põhikaardilt ja sisulist klassifitseerimist seal ei toimunud.

Kontrolli käigus genereeriti stratifitseeritud juhuvalikuga kontrollpunktid: Nigula seirealal 600 ja Matsalu seirealal 700 tükki. Kontrollpunktides hindas ekspert ortofoto ja

mullakaardi järgi, mis klass seal tema arvates olla võiks. Hilisemal analüüsil võrreldi seda klassifitseerimise tulemustega ja arvutati välja üldised vead nii kogu klassifikatsiooni kui ka klasside kaupa. Välitööde kasutamine täpsuse kontrollil polnud otstarbekas, kuna satelliidipilt on aastast 2001, mis tähendab, et ka klassifikatsioon kajastab 2001. aasta seisuga. Üldisi klassifitseerimistäpsusi seirealadel kajastab tabel 2.

2.4. Maakatte muutused 1986–2001

Muutuste leidmiseks on vaja võrrelda kahte erinevat ajahetke. Muutuste leidmise viisidest annavad ülevaate Coppin *et al.* (2004). Käesolevas töös on kombineeritud mitmeid meetodeid: normeeritud muutuse leidmine kahe erineva kanali põhjal, klassifitseerimine ja andmete kohastikustamine (*overlay*) ning üleminekumaatriksi leidmine.

Omavahel võrreldi 2001. ja 1986. aastate maakatte 2. taseme kaarte. Kuna 1986. aasta jaoks on usaldusväärsete õpialade leidmine keerukas, siis lausalist õpialadega klassifitseerimist 1986. aasta satelliidipildiga ei tehtud. Selle asemel leiti pärast 3. ja 4. kanali histogrammide ühtlustamist samade kanalite baasil normeeritud muutused. Normeeritud muutus (Coppin, Bauer 1994) arvutati valemiga $(T1-T2)/(T1+T2)$, kus antud juhul on $T1$ satelliidipildi kanal ajahetkel 2001 ja $T2$ satelliidipildi kanal ajahetkel 1986. Tulemuseks saadakse uus pilt, kus heledusväärtused on normaaljaotusega vahemikus -1...+1. Muutunud aladeks loeti heledusväärtused standardhälbega rohkem kui 1,8.

Muutunud alade osas leiti 1986. a jaoks õpialad maakatteklasside jaoks ning viidi läbi uus õpiandmetega klassifikatsioon suurima tõepära algoritmi kasutades. Mitte muutunud alade osas eeldati, et seal on sama maakate, mis 2001. aastal.

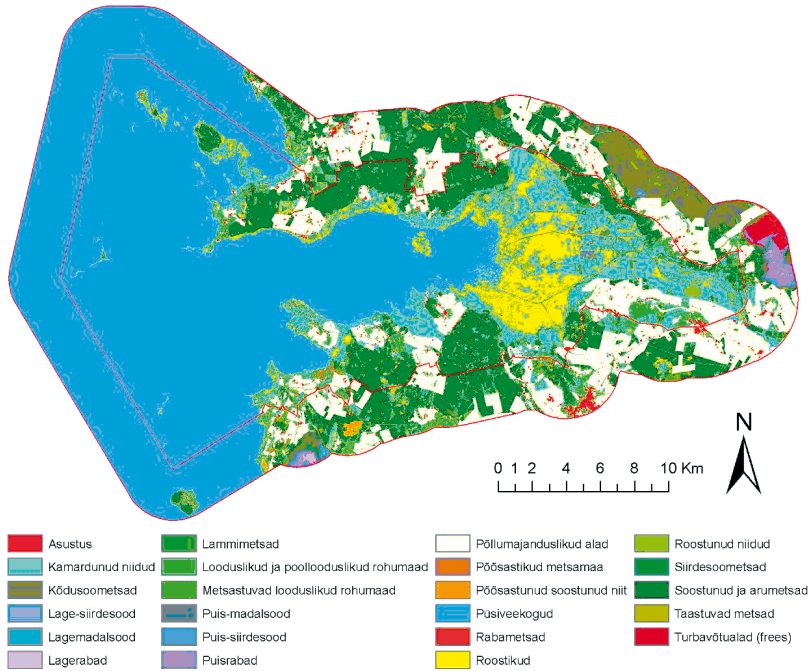
Edasine muutuste analüüs toimus andmekihtide kohastikustamise teel, kus leiti üleminekumaatriksi perioodi 1986–2001 jaoks. Kasutades Markovi ahelate meetodit (Aaviksoo, 1993; 2003), koostati prognoos tulevikuks, mis kajastas sama pikka perioodi nagu oli lähteandmete vahel. Normeerides üleminekumaatriksi algseisundi vektori suhtes (1986. aasta) saadi üleminekutõenäosustega maatriks. Viimase korrutamisel lõppseisundi vektoriga (2001. aasta) saadi prognoos aastaks 2016.

III Tulemused

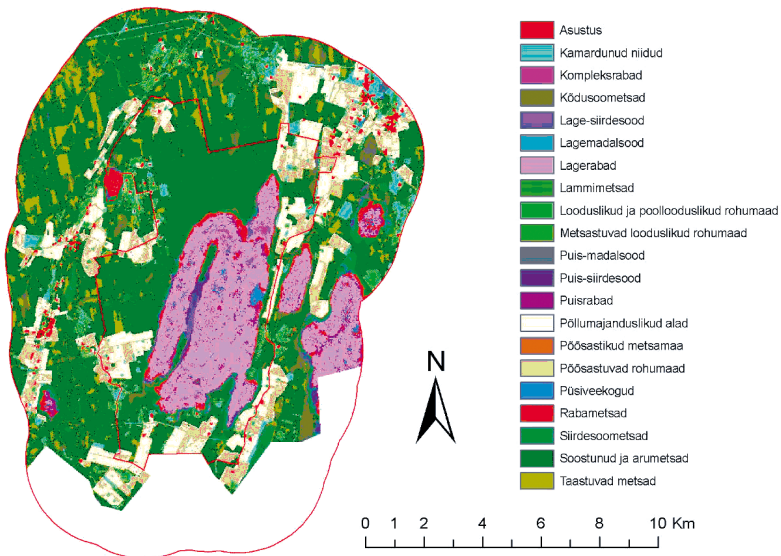
2001. a maakatte klasside kaardid (2. tase) Matsalu ja Nigula kohta on toodud joonistel 1 ja 2. Detailsemad maakatte alamtüüpide (4. tase) kaardid on toodud Maastike kaugseire (2007) lõpparuandes. Klassifikatsiooni täpsused on toodud tabelis 2.

Tabel 2. Matsalu ja Nigula klassifikatsiooni täpsushinnang (12ne 2. taseme klassi põhjal).

	Klassifitseerimistäpsus %	Kappa indeks
Matsalu seireala	68,29	0,6338
Nigula seireala	83,33	0,7964



Joonis 1. Matsalu 2001. aasta 2. taseme agregeeritud maakattekaart.



Joonis 2. Nigula seireala 2001. aasta 2. taseme agregeeritud maakattekaart.

Tabelites 3 ja 4 on toodud Matsalu ja Nigula maakatteklasside pindalad pärast piltide klassifitseerimist aastatel 1986 ja 2001 ning tuginedes Markovi mudelile ka prognoos aastaks 2016.

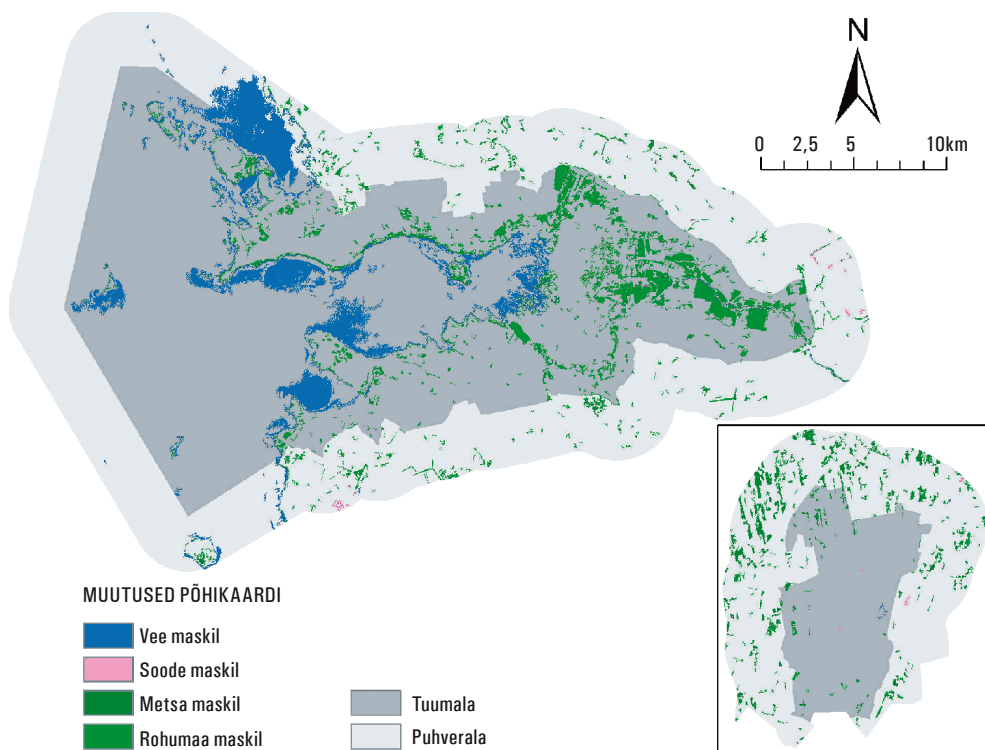
Tabel 3. Matsalu seireala 2. taseme maakatteklasside dünaamika ja prognoos.

	Maakatteklass	1986	2001	Prognoos 2016	1986-2001	2001-2016
1	Püsiveekogud	40480,0	40263,8	40048,7	-216,3	-215,1
2	Roostikud	2809,7	3079,8	3284,4	270,1	204,6
3	Roostunud niidud	617,9	871,5	1120,7	253,6	249,2
4	Kamardunud niidud	9309,1	8663,3	8134,0	-645,8	-529,3
5	Põõsastunud soostunud niit	347,8	412,9	475,6	65,1	62,7
6	Lagemadalsood	30,4	30,4	30,4	0,0	0,0
7	Puis-madalsood	135,1	135,1	135,1	0,0	0,0
8	Lage-siirdesood	50,5	50,5	50,5	0,0	0,0
9	Puis-siirdesood	66,1	66,1	66,1	0,0	0,0
10	Lagerabad	50,6	50,6	50,6	0,0	0,0
12	Puisrabad	381,8	381,8	381,8	0,0	0,0
13	Siirdesoometsad	26,4	26,6	26,8	0,2	0,2
14	Rabametsad	32,1	39,0	44,4	6,9	5,4
15	Kõdusoometsad	1939,8	1954,4	1961,8	14,6	7,4
16	Soostunud ja arumetsad	11027,0	11183,9	11287,7	156,9	103,8
17	Lammimetsad	187,8	209,3	226,5	21,4	17,2
18	Taastuvad metsad	1521,8	1164,3	904,3	-357,5	-260,0
19	Põõsastikud metsamaa	407,9	468,1	516,8	60,2	48,7
20	Looduslikud ja pool-looduslikud rohumaad	3812,0	4053,6	4252,1	241,6	198,5
21	Metsastuvad looduslikud rohumaad	1201,1	1330,0	1436,7	128,9	106,7
22	Põllumajanduslikud alad	10415,5	10415,5	10415,5	0,0	0,0
24	Turbavõtualad (frees)	243,6	243,6	243,6	0,0	0,0
25	Asustus ja tehisalad	720,3	720,3	720,3	0,0	0,0
	Kokku	85814,3	85814,3	85814,3		

Tabel 4. Nigula seireala 2. taseme maakatteklasside dünaamika ja prognoos.

	Maakatteklass	1986	2001	Prognoos 2016	1986-2001	2001-2016
1	Püsiveekogud	65,6	65,6	65,6	0,00	0,00
4	Kamardunud niidud	577,1	567,7	558,6	-9,44	-9,10
6	Lagemadalsood	3,3	3,4	3,5	0,06	0,08
7	Puis-madalsood	31,9	35,5	39,9	3,56	4,45
8	Lage-siirdesood	52,1	52,1	52,2	0,06	0,08
9	Puis-siirdesood	163,5	162,9	162,4	-0,56	-0,53
10	Lagerabad	2069,2	2069,3	2069,3	0,06	0,06
11	Kompleksrabad	115,6	115,6	115,6	0,00	0,00
12	Puisrabad	169,5	169,5	169,5	0,00	0,00
13	Siirdesoometsad	423,0	420,7	418,9	-2,31	-1,82
14	Rabametsad	377,3	374,4	371,6	-2,88	-2,85
15	Kõdusoometsad	987,7	1027,9	1073,3	40,25	45,40
16	Soostunud ja arumetsad	7477,3	7125,8	6854,6	-351,56	-271,17
17	Lammimetsad	88,7	101,4	114,8	12,69	13,47
18	Taastuvad metsad	1214,7	1516,0	1729,2	301,31	213,25
19	Põõsastikud metsamaa	30,3	32,3	34,6	2,06	2,30
20	Looduslikud ja pool-looduslikud rohumaad	638,4	631,7	624,8	-6,75	-6,87
21	Metsastuvad looduslikud rohumaad	129,9	143,3	156,6	13,44	13,26
22	Põllumajanduslikud alad	1897,8	1897,8	1897,8	0,00	0,00
23	Võsastuvad rohumaad	1184,9	1184,9	1184,9	0,00	0,00
25	Asustus ja tehisalad	164,1	164,1	164,1	0,00	0,00
	Kokku	17861,9	17861,9	17861,9		

Muutused maakattetüüpides on Matsalus toimunud valdavalt tuumala sees ja rohumaal (suures osas tingitud niitmiseest), kui vee klass välja jätta. Nigulas on muutused toimunud valdavalt puhvertsoonis ja metsa alal (juurde on tekkinud raiesmikke). Ülevaatliku pildi annab joonis 3 ja numbriline ülevaade tabelis 5.



Joonis 3. Muutuste paiknemine põhikaardi maskide ning seireala tuum- ja puhverala suhtes.

Tabel 5. Muutuste hulk ja jagunemine põhikaardi maskide ning tuumala ja puhverala vahel.

		Matsalu		Nigula		Matsalu ilma vee klassita	
		ha	%	ha	%	ha	%
Tuumala	Vesi	3830,4	49,8	5,1	3,3	-	-
	Soo	3,1	0,0	4,1	2,7	3,1	0,1
	Mets	171,4	2,2	116,0	76,0	171,4	4,4
	Rohumaa	3686,8	47,9	27,4	18,0	3686,8	95,5
	Kokku	7691,7	100,0	152,6	100,0	3861,3	100,0
Puhverala	Vesi	1089,6	50,8	1,0	0,1	-	-
	Soo	36,6	1,7	10,4	0,9	36,6	3,5
	Mets	485,6	22,6	995,3	85,3	485,6	46,0
	Rohumaa	533,8	24,9	159,8	13,7	533,8	50,5
	Kokku	2145,6	100,0	1166,5	100,0	1055,9	100,0
Seireala	Vesi	4920,1	50,0	6,1	0,5	-	-
	Soo	39,7	0,4	14,4	1,1	39,7	0,8
	Mets	657,0	6,7	1111,3	84,3	657,0	13,4
	Rohumaa	4220,5	42,9	187,3	14,2	4220,5	85,8
	Kokku	9837,3	100,0	1319,1	100,0	4917,2	100,0

Natura 2000 elupaigatüüpide andmeid võrreldi antud uurimuses saadud 2001. a maakatte alamtüüpide kaardiga. Olemasolev elupaigatüüpide andmebaas viidi rasterkujule ning koostati vastavad kokkulangevuste maatriksid, kus parema loetavuse huvides on ära jäetud alla 2 ha üleminekud. Käesolevas töös kasutatud maakatte klassifikatsiooni ja Natura 2000 elupaigatüüpide vahel ei saanud selgeid üks-ühele vastavusi välja tuua. Üheks peamiseks põhjuseks on Natura 2000 elupaigatüüpide mõnevõrra üldisem sisu. Seega võivad mõned Natura 2000 elupaigatüübid koosneda mitmest maakatte alamtüübist ehk teisisõnu võib mingi maakatte alamtüüp viidata väga otseselt mõnele Natura 2000 elupaigatüübile, aga vastupidist väita ei saa.

Maastiku mitmekesisuse karakteristikute arvutamiseks kasutati programmi FRAGSTATS 3.3 (McGarigal, Marks, 1995). Arvutused viidi läbi maakatte klassifikatsiooni teisel tasemel, olles eelnevalt elimineerinud alla 1 ha suurused alad. See on vajalik varasemates sama meetodikaga läbi viidud töödes (Aaviksoo 2001; 2003) kasutatud maastiku mitmekesisuse karakteristikute võrreldavuse huvides. Alljärgnevalt on tabelis 6 ära toodud seireala tasemel välja arvatud indeksid.

Tabel 6. Maastiku mitmekesisuse karakteristikud seireala tasemel.

Indeksi nimetus	Ühikud	Nigula 1986	Nigula 2001	Matsalu 1986	Matsalu 2001
Areaalide kogupindala	ha	25273,5	25273,5	142623	142623
Areaalide arv	tk	1111	1124	2205	2083
Areaalide tihedus	tk / 100 ha	4,3959	4,4473	1,546	1,4605
Suurima areaali osatähtsus kogupindalast	%	24,4517	22,9413	28,433	28,2759
Areaalide piirjoonte kogupikkus	m	1711475	1686125	3593575	3547825
Servade tihedus	m / ha	67,7182	66,7151	25,1963	24,8755
Areaalide keskmine pindala	ha	16,0763	15,9287	38,918	41,1974
Keskmine kjuindeks	-	2,1046	2,0289	2,0117	2,0217
Lähimate areaalide keskmine kaugus	m	297,6057	300,7506	405,3567	416,4446
Koonduvus	%	60,4225	59,3166	68,7887	68,5016
Shannoni mitmekesisuse indeks	-	1,9255	1,9858	1,7156	1,7368
Servaindeks	-	26,9100	26,5114	23,7828	23,4800

Kasutatud kirjandus

Aaviksoo, K. 2001. *Alam-Pedja, Soomaa, Lahemaa ja Saarejärve maastike mitmekesisuse satelliitseire 1988-1995. Riikliku keskkonnaseire aruanne. KeM Info- ja Tehnokeskus. Tallinn, 307 lk*

Aaviksoo, K. 2003. *Kõnnumaa maastikulise mitmekesisuse satelliitseire 2001. Riikliku keskkonnaseire aruanne. KeM Info- ja Tehnokeskus. Tallinn, 90 lk.*

Aaviksoo, K. 1993. *Application of Markov Models in Investigation of Vegetation and Land Use Dynamics in Estonian Mire Landscapes. Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis. Tartu, 231 lk.*

Aaviksoo, K. 2002. *Eesti maastike kaugseire – olemus, tulemus, tulevikunägemus. T.Oja and T.Nilson (eds). Remote Sensing Research in Estonia. Publ. Inst. Geographici Universitatis Tartuensis 95: 185-200.*

Arold, I., Järvet, A., Remm, K. 1999. *Keskisemöötkavaline Eesti maastikutüüpide kaart. Loodusliku mitmekesisuse kaitse. Viisid ja vahendid. Tartu, lk. 31-34.*

Coppin, P. R., Bauer, M. 1994. *Processing of multitemporal Landsat TM imagery to optimize extraction of forest cover change features. IEEE Transactions on GeoSciences and Remote Sensing, 32, 918-927.*

Coppin, P. R., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B. 2004. *Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. INT. J. Remote Sensing, 25 (9), 1565-1596.*

Sepp, E., Kiis, K. 2007. *Matsalu Rahvusparki ja Nigula Looduskaitseala satelliitseire 1986 – 2001. Riikliku keskkonnaseire aruanne KeM Info- ja Tehnokeskus. Tallinn, 70 lk.*

McGarigal, K., Marks, B. 1995. *Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. United States Department of Agriculture. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. pp.122.

Möllits, K. 2003. *Maastikuline mitmekesisus satelliitpiltide põhjal (Endla looduskaitseala näitel) – Magistritöö. TÜ Geograafia Instituut, 115 lk.*

Pork, K., Krall, H., Ksenofontova, T. 1981. *Matsalu Riikliku Looduskaitseala taimkatte kaart, mõõtkavas 1:10 000. Tartu.*

Tsüanobakterite hindamine kaugseire meetoditel Läänemeres

Tagasi sisukorra juurde

Liisa Metsamaa, Tiit Kutser
Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut

Kokkuvõte

Suure spektraalse lahutusvõimega satelliidid pakuvad väga häid võimalusi sinivetikate massesinemise uurimiseks ja veekeskkonna seisundi hindamiseks Läänemeres. Tsüanobakterite hulk õitsengute piirkonnas võib olla kuni kaks suurusjärku suurem kui seni arvatud. Tulemuste erinevus varasemate uurimustega võrreldes on tingitud põhiliselt vääras eeldusest veeproovide võtmisel ja analüüsimisel, et veesammas on ühtlaselt sgunenud.

Hyperioni piltide analüüsi tulemused näitavad, et enamuse satelliitide ruumiline lahutus ei ole sobiv vetikaõitsengute kvantitatiivseks uurimiseks massõitsengute ajal, eriti kui esineb pinnakogumeid. Seda põhjusel, et vees toimuvad hüdrodünaamilised protsessid kujundavad vetikate ruumilist jaotust, kus vetikate kontsentratsioon varieerub kuni kaks suurusjärku ühe rutiinses seires kasutatava satelliidi piksli (MERIS-e puhul 300×300m) piires.

Modelleerimise tulemused näitasid veel, et multispektraalsed sensorid nagu ALI, Landsat ja MODIS ei ole võimelised teiste fütoplanktoni liikide hulgast tsüanobaktereid eristama, kuna spektrikanalite laius ja hulk ei võimalda fükotsüaniini neeldumise avastamist või muude vaid tsüanobakteritele omaste tunnuste tuvastamist vee heleduskoeffitsiendi spektritest. Tsüanobaktereid eristamiseks sobivad aga MERIS-e spektrikanalid 6 ja 7, sest need paiknevad fükotsüaniini neeldumise maksimumi (630 nm) juures ning vaid tsüanobakteritele omase heleduskoeffitsiendi lokaalse tõusu (650 nm) piirkonnas. Seega on MERIS tsüanobakterite tuvastamiseks potentsiaalselt kasutatav instrument, kui tsüanobaktereid esineb vees piisavas koguses.

Võtmesõnad: *Tsüanobakterid, fütoplankton, pinnakogum, massõitseng*

I Sissejuhatus

Tsüanobakterite toksiinid tekitavad inimesele erinevaid vaevusi, kaladele ja kariloomadele võivad olla isegi surmavad. Seetõttu on potentsiaalselt toksiliste tsüanobakterite õitsengute avastamine ja seire olulise tähtsusega. Merekeskkonna seire Eesti rannikuvetes on üles ehitatud veeproovide uurimisele. Veeproove kogutakse kuni 35 jaamast kord aastas, suurema sagedusega (suvel kaks korda kuus) kogutakse proove 9 mõõtejaamast. On selge, et nii väikese arvu mõõtejaamade ning suure ajalise intervalliga tehtud mõõtmiste abil ei ole võimalik adekvaatselt hinnata muutusi fütoplanktoni

biomassis, seda eriti vetikaõitsengute ajal (Rantajärvi *et al.*, 1998). Üheks võimaluseks koguda detailsemat informatsiooni vetikate hulga kohta on kasutada ära regulaarliinidel sõitvaid reisi- ja kaubalaevu, varustades need autonoomsete mõõtesüsteemidega (Leppänen *et al.*, 1995; Rantajärvi *et al.*, 1998). Selliste mõõtmiste üheks eelduseks on fütoplanktoni ühtlane jagunemine ülemises segunenud veekihis, sest uurida on võimalik ainult ühelt kindlalt sügavuselt (tavaliselt 5 m) võetud vett.

Tsüanobakterid on teatavasti suutelised reguleerima oma ujuvust (Paerl, Ustach, 1982; Sellner, 1997). See tähendab, et vaikse (tuule kiirus alla 6 m/s) ilma korral ei ole sinivetikad veesambas ühtlaselt jagunenud, vaid valivad endale optimaalse sügavuse. Ujuvuse kaotanud tsüanobakterid tõusevad pinnale ja moodustavad pinnakogumeid. Pinnakogumite esinemise ulatust on suhteliselt kerge määrata satelliitide abil. Selleks sobivad enam-vähem kõik nähtavas või infrapunases spektriosas töötavad satelliidid, kuna kontrast vee (mis neelab peaaegu kogu pealelangeva valguse) ja pinnakogumite vahel on suur. Pinnakogumid võtavad enda alla väga suuri alasid, kattes sageli rohkem kui 100 000 km² Läänemere pinnast (Kahru, 1997).

Lisaks õitsengute ulatusele oleks vaja teada ka tsüanobakterite biomassi. Oletatavasti võib tsüanobakterite fikseeritud lämmastiku koguhulk ulatuda pooleni jõgede toodud lämmastiku hulgast Läänemeres. Ka on oletatud, et heitvete parem puhastamine annab tsüanobakteritele konkurentsieelise ülejäänud fütoplanktoni liikide ees, kuna lämmastiku hulga vähenemine vees mõjutab teisi fütoplanktoni liike, mitte aga tsüanobaktereid. Nende oletuste kontrollimiseks ning Läänemere ökosüsteemi toimimise paremaks mõistmiseks oleks vaja hinnata tsüanobakterite biomassi ning kogu mere ulatuses oleks seda võimalik teha ainult kaugseire meetodeid kasutades.

Tsüanobakterite hulka meres on püütud hinnata erinevate satelliitide abil. Näiteks on kasutatud laiade spektrikanalitega satelliiti AVHRR (Kahru *et al.*, 1993; Håkanson, Moberg, 1994; Kahru, 1997). Tsüanobakterite avastamiseks sobivad nii nähtava valguse kanal (580–680 nm) kui ka soojuskiirguse kanal (11 500 – 12 500 nm). Kasutatud on ka multispektraalseid mereuuringuteks mõeldud satelliite CZCS (Siegel *et al.*, 1999) ja SeaWiFS (Joint, Groom, 2000; Siegel, Gerth, 2000) ning isegi sünteetilise apertuuriga radareid (Svejkovsky, Shandley, 2001). Ühe laia spektrikanaliga ja isegi mitme kitsama spektrikanaliga instrumentide abil pole võimalik kindlaks teha, kas vees on tsüanobakterid või on tegemist mõne muu põhjusega, miks vesi on heledam. Enamasti on tegu loogilise mõttekäiguga, et soojadel suvekuudel (juuli–august) on rannikust piisavalt kaugel asetsevates kohtades vee heleduskoeffitsiendi tõusu tõenäolisimaks põhjuseks tsüanobakterid. Saadud tsüanobakterite kaarte on võimalik ka kvantitatiivselt kalibreerida, kasutades selleks uurimislaevadelt kogutud veeproove või reisi- ja kaubalaevadel paiknevaid automaatseid mõõtesüsteeme.

Meie eesmärgiks oli välja selgitada, kas tsüanobaktereid on võimalik kaugseire meetoditega eristada teistest fütoplanktoni liikidest, kui suur peaks sellisel juhul olema tsüanobakterite hulk vees ja millise spektraalse ning ruumilise lahutusvõimega peaksid olema selleks kasutatavad kaugseire sensorid.

II Materjal ja meetodid

2.1. Bio-optiline mudel

Tsüanobakterite hulga tuvastamiseks sobilike satelliitide hindamiseks kasutasime mudelarvutusi. Enamasti kasutatakse kaugseire andmetest vee omaduste hindamiseks vastuvõetud kiirguste suhet kahel lainepikkusel, kiirguste vahesid või natuke keerulisemaid, kuid põhimõtteliselt analoogilisi, statistilisi kaugseire algoritme. Meie aga kasutasime tsüanobakterite hulga hindamiseks põhimõtteliselt teistsugust meetodit, kus satelliidi mõõdetud vee heleduse kogu spektrit võrreldakse tuntud omadustega vee spektriga. Seejuures võib tuntud omadustega vee spekter olla kas looduses mõõdetud või mudelarvutuste abil simuleeritud. Meie kasutasime teist võimalust. Nii satelliitide sobivuse kui tsüanobakterite biomassi hindamisel kasutasime mudelit, mille kirjeldus on toodud allpool.

Gordon *et al.* (1975) leidsid Monte-Carlo arvutuste abil, et vee difuusse heleduskoeffitsiendi spekter vahetult veepinna all on kirjeldatav spektraalse tagasihajumiskoeffitsiendi ja spektraalse neeldumiskoeffitsiendi suhte kaudu:

$$R(0, \lambda) = C \frac{b_s(\lambda)}{a(\lambda) + b_s(\lambda)}, \quad (1)$$

kus $b_s(\lambda)$ on spektraalne tagasihajumiskoeffitsient; $a(\lambda)$ on spektraalne neeldumiskoeffitsient; C on muutuja, mis sõltub päikese seniitnurgast. Monte-Carlo arvutuste abil leiti (Kirk, 1984), et C on lineaarses sõltuvuses murdunud valguskiire suuna koosinusest μ_0 :

$$C(\mu_0) = -0,629\mu_0 + 0,975, \quad (2)$$

$C=0,346$ juhul, kui Päike on seniidis (Kirk, 1984) ning muutub Läänemere keskosa laiuskraadidel vahemikus 0,40 ja 0,50. Seega vee difuusse heleduskoeffitsient veepinna all on:

$$R(0-, \lambda) = (-0,629\mu_0 + 0,975) \frac{b_s(\lambda)}{a(\lambda) + b_s(\lambda)}, \quad (3)$$

Valguse läbiminekul veepinnast toimub murdumine, mis suurendab vee alt tulnud valguse levimisnurka. Kuna valguse veest õhku levides võib toimuda ka sisepeegeldumine, siis väheneb veepinda läbinud valguse hulk veelgi. Austin (1980) on leidnud, et kahe nähtuse koosmõju tulemusena on vahetult veepinna kohal ja vahetult veepinna all mõõdetud heleduskoeffitsientide suhe 0,544. Seega on võimalik vee difuussit heleduskoeffitsienti arvutada valemiga:

$$R(0+, \lambda) = (-0,629\mu_0 + 0,975) \frac{b_s(\lambda)}{a(\lambda) + b_s(\lambda)} 0,544. \quad (4)$$

Spektraalne tagasihajumis- ja neeldumiskoeffitsient on definitsiooni põhjal aditiivsed suurused, mis moodustuvad kõigi vees olevate ainete tagasihajumise ja neeldumise summana. Me eeldame, et vees on kolm optiliselt aktiivset ainet (lisaks veele endale): fütoplankton, kollane aine (lahustunud orgaaniline aine) ning hõljum. Seega võib spektraalse neeldumiskoeffitsiendi arvutada järgneva valemiga:

$$\alpha(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{Ph}^*(\lambda)C_{Chl} + a_Y(\lambda) + a_S^* \quad (5)$$

kus $a_w(\lambda)$ on puhta vee neeldumiskoeffitsient; $a_{Ph}^*(\lambda)$ fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsient; $a_Y(\lambda)$ kollase aine neeldumiskoeffitsient ning $a_S^*(\lambda)$ on heljumi erineeldumiskoeffitsient. C_{Chl} ja C_{SM} on vastavalt fütoplanktoni (klorofüll α) ning heljumi kontsentratsioonid. Sageli kasutatakse kollase aine hulga iseloomustamiseks (mereoptikas, limnoloogias) neeldumiskoeffitsienti mingil lainepikkusel. Kollase aine neeldumiskoeffitsient kahaneb eksponentsiaalselt lainepikkuse kasvuga. Käesolevas töös on kasutatud Läänemere ja Eesti ning Soome järvede jaoks leitud seost (Mäekivi, Arst, 1996):

$$a_Y(\lambda) = a_Y(380) \exp[-0,017 (\lambda - 400)]. \quad (6)$$

Spektraalse tagasihajumiskoeffitsiendi saab arvutada valemiga:

$$b_b(\lambda) = 0,5b_w(\lambda) + b_{d,Ph}^*(\lambda)C_{Chl} + b_{d,SM}^*(\lambda)C_{SM}, \quad (7)$$

kus b_w on vee hajumiskoeffitsient ning on eeldatud, et tagasihajumine moodustab poole puhta vee summaarsest hajumisest. $b_{d,Ph}^*$ on fütoplanktoni eritagasihajumise koeffitsient ning $b_{d,SM}^*$ hõljumi eritagasihajumiskoeffitsient. Kollase aine molekulide põhjustatud tagasihajumine on praktiliselt olematu. Seetõttu puudub valemis 7 ka kollase aine komponent. Mudeli parameetrite täpsem kirjeldus on esitatud artiklis Kutser *et al.* (2001).

Erinevate fütoplanktoni liikide erineeldumis- ja eritagasihajumiskoeffitsientide spektreid on kirjanduses avaldatud üksikuid (Ahn *et al.*, 1992; Subramaniam *et al.*, 1999). Nende tulemuste põhjal selgub, et tsüanobakterite eritagasihajumiskoeffitsiendi spektrid erinevad tunduvalt teiste vetikaliikide eritagasihajumiskoeffitsientide spektritest. Läänemeres domineerivate tsüanobakterite optilisi parameetreid on labori tingimustes mõõtnud Niklas Strömbeck. Eksperimendi ja meetodite täpsem kirjeldus on toodud Kutser *et al.* (2006) artiklis. Antud töös uuriti viite fütoplanktoni liiki, millest kolm olid tsüanobakterid.

Satelliidi Hyperion pildilt tsüanobakterite biomassi hindamiseks kasutasime mudelarvutuste abil loodud spektrikogu, kus klorofüll α kontsentratsioon järgmises klassis oli kaks korda suurem kui eelmises. Kasutatud kontsentratsioonid olid: 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128, 256, 512 ning 1024 mg/m³. Hõljumi kontsentratsioon oli kõigi arvutuste käigus fikseeritud 2 mg/l ning kollase aine neeldumiskoeffitsient 380 nm juures oli fikseeritud 1 m⁻¹. Need näitajad on tüüpilised Läänemere avaosale, kus tsüanobakterite

õitsengud tavaliselt tekivad.

Hindamaks erinevate satelliitide sobivust tsüanobakterite biomassi hindamisel kasutasime rohkem erinevaid vee heleduse spektreid. Mudelarvutused nende spektrite loomiseks teostati kahe erineva veetüübi kohta: 1) lahustunud orgaanilise aine rikas kaldaäärne vesi (kus hõljumi hulk on 6 mg/l, kollase aine neeldumiskoeffitsient 400 nm juures 15 m^{-1}) ja 2) Läänemere avaosale sarnane vesi ($C_{sm} = 2 \text{ mg/l}$ ja $a_y(400) = 1,5 \text{ m}^{-1}$). Satelliitide sobivuse hindamiseks modelleeritud spektrikogudes varieerus klorofüll α kontsentratsioon vahemikus 1-300 mg/m³.

2.2. Kaugseire

Käesolevas töös on kasutatud satelliidi Hyperion pilti, mis on tehtud Soome lahe kohal 14. juulil 2002. Hyperionil on 240 spektrikanalit, mille laius on 10 nm. 196 nendest kanalitest on täielikult töökorras ja kalibreeritud, võimaldades kosmosest mõõta pidevaid spektreid vahemikus 440–2500 nm. Üks Hyperioni pildil olev ala on 7,65 km lai ning 185 km pikk. Sensori ruumiline lahutus on 30 m ning kasutatakse 16-bitist radiomeetrilist lahutust.

Atmosfäärikorrektsiooniks on käesolevas töös kasutatud ENVI FLAASH moodulit, mis on tehtud spetsiaalselt spektraalsete (*hyperspectral*) instrumentide abil saadud piltide korrigeerimiseks. FLAASH-i põhiosa on MODTRAN 4 atmosfäärikorrektsiooni mudel, aga see moodul võimaldab lisaks hinnata aerosooli hulka pildi enda omaduste põhjal, mis on teiste mudelite puhul kas umbkaudu ette antud või siis ilmajaama mõõdetud parameeter. Hyperioni pildi korrigeerimisel kasutati keskmiste laiuskraadide suvist aerosooli mudelit ning mereliste aerosoolide optilisi omadusi.

2.3. Pilditöötlus

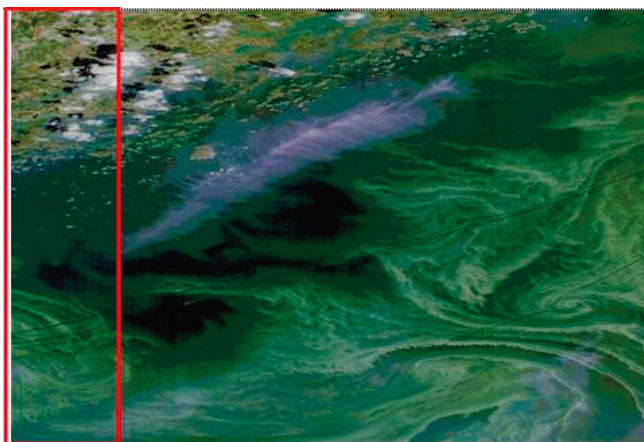
Pilditöötlusprogrammid (antud töös ENVI) võimaldavad klassifitseerida pilte spektrikogude abil. Seejuures võivad spektrikogu spektrid olla valitud otse pildilt, mõõdetud laboris või olla modelleeritud, nagu käesoleval juhul. ENVI sisaldab protseduure, mis võimaldavad automaatselt pilte klassifitseerida. Seejärel on võimalik koostada spektrikogu iga klassi tüüpilistest spektritest. Sellise spektrikogu spektrite kvaliteet sõltub aga kasutatud pildi kvaliteedist, mistõttu on käesolevas töös kasutatud modelleeritud spektreid. Modelleeritud spektrite ja iga piksli spektrite võrdlemiseks kasutati protseduuri Spectral Angle Mapper (SAM). SAM (Kruse *et al.*, 1993) võrdleb spektreid n-dimensionaalses ruumis, käsitledes neid vektoritena, otsides minimaalseid nurkasid iga pikslivektori ja spektrikogu vastavate vektorite vahel. Dimensioonide arv n võrdub kanalite arvuga spektris. Käesoleval juhul $n=29$, sest võrreldi spektriosa 450–730 nm. SAM on suhteliselt vähetundlik valgustustingimuste muutustele, kuna võrreldakse spektrite kujusid, mitte absoluutväärtusi.

III Tulemused ja arutelu

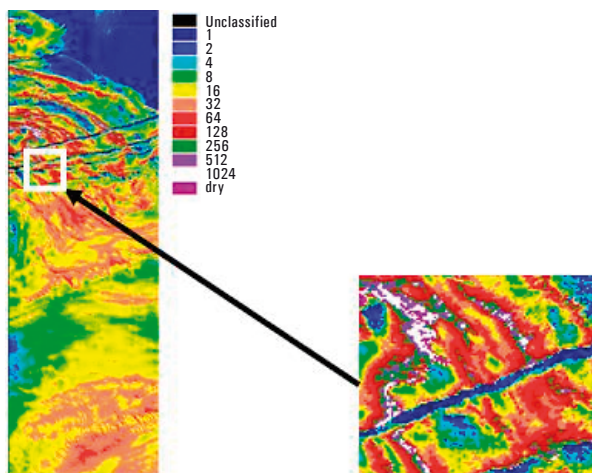
Fütoplanktoni kontsentratsioonide ruumiline muutlikkus on massõitsengute korral väga suur (joonis 1). Osa ruumilisest muutlikkusest on põhjustatud veemassi hüdrodünaamikast (keerised, hoovused). Pinnakogumite puhul on näha, et neid on lisaks hüdrodünaamilistele protsessidele liigutanud ka tuul, tekitades pinnakogumite lähedale narmaste laadseid moodustisi. Selgelt on näha ka heleduskoeffitsiendi erinevused õitsenguala ja seda läbinud laevade jälgede vahel. Viimane viitab sellele, et laeva ümbruses olev vesi on radikaalselt teistsugune kui häirimata õitsengu piirkonnas. See seab kahtluse alla reisi- ja kaubalaevadel paiknevate läbivoolusüsteemide abil kogutud andmete tõepärasuse, kuna automaatsed mõõtesüsteemid analüüsivad laeva jahutussüsteemist võetud vett, mis on tavaliselt kogutud umbes 5 m sügavuselt. 5 m sügavuses aga on sinivetikate kontsentratsioon selgelt teistsugune kui veepinna lähedases kihis ning selgelt erinev laevast pisut eemal olevast veemassist.

Sarnased probleemid tekivad ka uurimislaeval veeproove võttes. Uurimislaev lükkab pinnaõitsengud laiali. Seda on võimalik vältida triivides õitsengualale. Õitsengualal veeproove võttes lükkavad aga veeproovide võtmise vahendid pinnakogumid laiali ning uuritavasse vette jääb oluliselt vähem tsüanobakterite kolooniaid/niite kui oli meres. Standardsete monitooringumõõtmiste korral kasutatakse niinimetatud integraalset veeproovi ehk eri sügavustelt võetud veeproovid segatakse. Kuna pinnakihist sügavamal võib tsüanobakterite kontsentratsioon olla väga väike ja pinnakogumeid korjata on väga raske, siis ei kajasta integraalse veeproovi tulemus seda olukorda, mis meres tegelikult valitses.

Joonisel 2 on SAM-i abil klassifitseeritud Hyperioni pilt Soome lahe loodeosast. Modelleeritud spektrikogus olid 11 erineva klorofüllisisaldusega vee spektrid ning „kuiva” vetikamassi spekter. Seega on klassifikatsiooni pildil 12 erinevat veetüüpi.

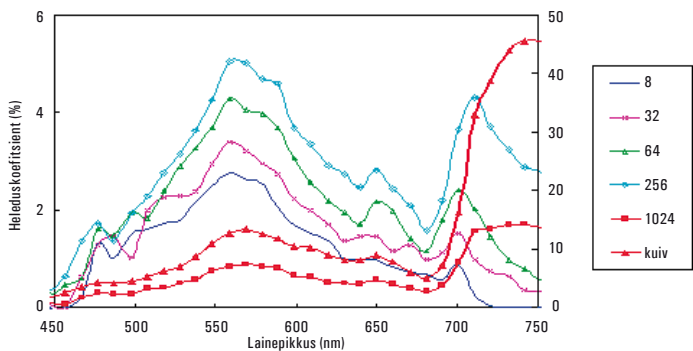


Joonis 1. Osa ALI (Advanced Land Imager) pildist Soome lahe loodeosast 14. juulil 2002. Hyperioni pildiga kattuv osa on kujutatud raamjoonega.



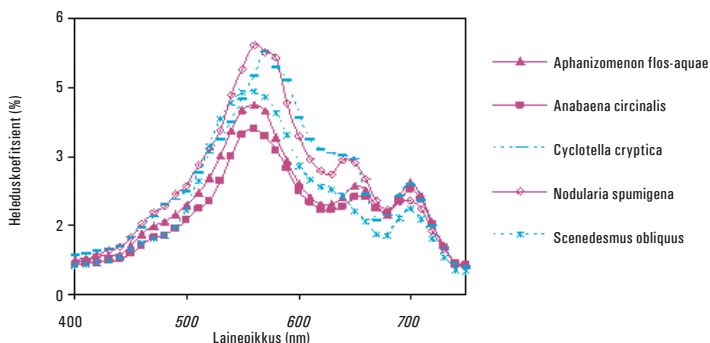
Joonis 2. Klorofüll α kontsentratsioonid Soome lahes Hyperioni pildi klassifitseerimise tulemuste põhjal. Klassifitseerimisel on kasutatud modelleeritud spektrikogu ning protseduuri SAM (Spectral Angle Mapper). Klassifitseerimisel kasutati sarnasuse kriteeriumina nurka $0,5$ rad.

Joonis 3 kujutab tsüanobakterite õitsengu piirkonnast kogutud Hyperioni spektreid. Need on analoogsed puhaste tsüanobakterite kultuuride laboritingimustes mõõdetud (Quibell, 1992; Richardson, 1996) spektritega ning looduses paadis (Jupp *et al.*, 1994; Kutser *et al.*, 1997) või lennuvahendil (Dekker *et al.*, 1992; Jupp *et al.*, 1994) paiknevate spektrometrite abil mõõdetutega. Tsüanobakteritele iseloomulikke muutusi spektrite kujus on näha joonisel 3 kõigi spektrite puhul. Näiteks fükotsüaniini (ainult tsüanobakterites esinev pigment) neeldumisest tingitud miinimum 620 nm ja 640 nm vahel, heleduskoefitsiendi suurenemine 650 nm lähedal ning suured heleduskoefitsiendi väärtused punases ja lähi-infrapunases spektriosas (>700 nm). Heleduskoefitsiendi spekter selles spektriosas on kahe vastandliku protsessi tulemus. Kõigi taimede (ka tsüanobakterite) heleduskoefitsiendi väärtused on selles spektripiirkonnas väga suured (kuni 50 – 60%) samas kasvab vee neeldumiskoeffitsient peale 600 nm eksponentsiaalselt. Puhta (ookeani)vee heleduskoefitsient on null juba lühematel lainepikkustel kui 700 nm. Mineraalse hõljumi ja fütoplanktoni olemasolu tõttu Läänemere vees läheneb heleduskoefitsiendi spekter tavaliselt nullile kusagil 700 – 710 nm juures. Hyperioni pildilt on näha, et paljudes kohtades heleduskoefitsiendi väärtused ei vähene lähi-infrapunases osas lainepikkuse kasvades ning spektrid on sarnased maismaa taimeistiku, väga veepinna lähedal oleva vealuse taimeistiku (Zibordi *et al.*, 1990; Armstrong 1993) ning korallide (Kutser *et al.*, 2003) spektritega. See annab tunnistust et tegu on pinnakogumitega, mille peal ei ole enam ka õhukest veekilet. Analoogseid spektreid on mõõdetud järvedes (Jupp *et al.*, 1994), kus tsüanobakterite *Microcystis* kogumites ületas klorofüll α kontsentratsioon 350 mg/m³ ja *Nodularia* kogumites koguni 9790 mg/m³. Läänemeres (Siegel, avaldamata andmed) on pinnakogumite klorofüll α kontsentratsiooniks mõõdetud 450 mg/m³.



Joonis 3. Mõnele klorofüll *a* kontsentratsioonidele vastavad vee heleduskoeffitsiendi spektrid, mis on võetud Hyperioni pildi eri piirkondadest. Klorofüll *a* kontsentratsioonid legendis on mg/m^3 ning „kuiv” tähendab tsüanobakterite pinnakogumeid, kus vee põhjustatud neeldumine ei kajastu enam heleduskoeffitsiendi spektris. Klorofüll *a* kontsentratsioonid $1024 \text{ mg}/\text{m}^3$ ning „kuiv” on antud parempoolse telje ühikutes.

Mudelaruutuste abil püüti ka selgitada, kas tsüanobakterid on optiliselt eristatavad teistest vetikaliikidest. Jooniselt 4 on näha, et tsüanobakteritega vee heleduskoeffitsiendi spektrid (pideva joonega) erinevad nende vete heleduskoeffitsiendi spektritest (katkendjoonega), kus domineerivad teised fütoplanktoni liigid. Põhilised erinevused on näha lainepikkustel 620–630 nm, kus tsüanobakterite spektrites on lokaalne miinimum. See on tingitud juba eespool mainitud pigmendi fükotsüaniini mõjust. Teise erinevusena on näha lokaalset maksimumi tsüanobakterite heleduskoeffitsiendi spektris 650 nm ümbruses. Nende kahe tunnuse järgi on praktiliselt eksimatult võimalik tsüanobaktereid muust fütoplanktonist eristada.



Joonis 4. Modelleeritud vee heleduskoeffitsiendi spektrid erinevate domineerivate fütoplanktoni liikide korral. Pideva joonega on toodud tsüanobakterite spektrid. Kõik mudelaruutused on teostatud eeldades klorofüll *a* kontsentratsiooni $30 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Joonisel 4 kujutatud heleduskoeffitsiendid on arvatud klorofüll α kontsentratsioonidele 30 mg/m^3 , Läänemere avaosa (s.o. veetüüp 2) kohta. Sellisel juhul on tegemist juba tugeva õitsenguga. Väikseimad klorofüll kontsentratsioonid, mille puhul ilmnevad vee heleduskoeffitsiendi spektrites tsüanobakterile omased tunnused, on suurusjärgus $8\text{--}10 \text{ mg/m}^3$. Läänemeres loetakse õitsenguks olukorda, kus klorofüll α kontsentratsioon ületab 4 mg/m^3 . See tähendab, et tõenäoliselt ei ole kaugseire instrumentidega võimalik potentsiaalselt toksilise tsüanobakterite õitsengu varane identifitseerimine. Õitsengu ulatus on küll kaugseire abil kaardistatav, aga kas tegu on tsüanobakteritega või mitte, pole võimalik veel määrata.

Eelpool mainitud tulemused kehtivad sensorite kohta, mille spektraalne lahutus on vähemalt sama hea kui mudelarvutustes kasutatu (10 nm). Selline spektraalne lahutus on lennuvahenditel paiknevatel spektromeetritel (AISA, CASI, HyMAP, AVIRIS) aga ka eelpool kasutatud Hyperionil. Eesti oludes oleks reaalne kasutada lennukeil paiknevatel spektromeetritel tsüanobakterite õitsengute kaardistamiseks juhul, kui lennukitel oleks ka mõni muu missioon ning kulud kaetaks mitmest allikast. Näiteks Piirivalve lennusalga patrull-lennukitelt oleks sobiva spektromeetri olemasolul võimalik tuvastada ja kaardistada tsüanobakterite levikut.

Hyperion on eksperimentaalne satelliit, mille pilti ei saa iga päev ja lennuvahendilt ei ole võimalik seirata kogu Eesti rannikumerd iga päev. Seireks on hetkel saadaval kaks satelliiti: MODIS ja MERIS. Testimaks, kas need satelliidid on suutelised tuvastama tsüanobaktereid, arvutasime eelpoolmainitud mudelarvutuste tulemused ümber, simuleerides erinevate satelliitide spektraalset lahutusvõimet. Selgus, et MODIS-e spektrikanalite konfiguratsioon ei sobi tsüanobakterite tuvastamiseks, sest olulistes spektripiirkondades spektrikanalid puuduvad. Samas on MERIS-e spektrikanalid spetsiaalselt valitud nii, et võimaldada tsüanobakterite avastamist vees.

Vaatamata sellele, et enamus satelliite ei ole sobilikud tsüanobakterite tuvastamiseks, on nad siiski kasutatavad tsüanobakterite õitsengute avastamiseks ja liikumise dünaamika jälgimiseks.

IV Järeldused

Suure spektraalse lahutusvõimega (*hyperspectral*) satelliidi kasutamine on avanud unikaalse võimaluse uurida detailsemalt sinivetikate massesinemist Läänemeres. Informatsioon vee heleduskoeffitsiendi spektrite kohta võimaldab kasutada uudeid meetodeid (modelleerimine, spektrikogud) veekeskkonna seisundi hindamisel. Antud uurimistöo tulemusena selgus, et tsüanobakterite hulk õitsengute piirkonnas võib olla kuni kaks suurusjärku suurem kui seni arvatud. Tulemuste erinevus varasemate uurimustega võrreldes on tingitud põhiliselt väärast eeldusest (ühtlaselt segunenud veesammas) veeproovide võtmisel ja analüüsimisel.

Hyperioni piltide analüüsi tulemused näitavad, et enamuse satelliitide ruumiline lahutus ei ole sobiv vetikaõitsengute kvantitatiivseks uurimiseks, kuna vees toimivate

hüdrodünaamiliste protsesside dimensioon kujundab vetikate ruumilise jaotuse, kus vetikate kontsentratsioon varieerub kuni kaks suurusjärku ühe rutiinses seires kasutatava satelliidi piksli (MERIS-e puhul 300×300m) piires. Seega ei ole enamik satelliite kasutatavad tsüanobakterite hulga kvantitatiivseks hindamiseks massõitsengute ajal, eriti kui esineb pinnakogumeid.

Modelleerimise tulemused näitasid ka, et multispektraalsed sensorid nagu ALI, Landsat ja MODIS ei ole võimelised teiste fütoplanktoni liikide hulgast tsüanobaktereid eristama, kuna spektrikanalite laius ja hulk ei võimalda fükotsüaniini neeldumise avastamist või muude vaid tsüanobakteritele omaste tunnuste tuvastamist vee heleduskoefitsiendi spektritest. MERIS-e spektrikanalid 6 ja 7 on selleks sobivad, kuna paiknevad fükotsüaniini neeldumise maksimumi (630 nm) juures ning vaid tsüanobakteritele omase heleduskoefitsiendi lokaalse tõusu (650 nm) piirkonnas. Seega on MERIS tsüanobakterite tuvastamiseks potentsiaalselt kasutatav instrument, kui tsüanobaktereid esineb vees piisavas koguses.

Kasutatud kirjandus

- Ahn, Y.-H., Bricaud, A., Morel A. 1992. *Light backscattering efficiency and related properties of some phytoplankters. Deep-Sea Research*, 39, 1835-1855.
- Armstrong, R.A. 1993. *Remote Sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. International Journal of Remote Sensing*, 14, 621-627.
- Austin, R.W. 1980. *Gulf of Mexico, ocean-colour surface-truth measurements. Boundary-layer Meteorology*, 18, 269-285.
- Dekker, A.G., Malthus, T.J., Goddijn, L.M. 1992. *Monitoring cyanobacteria in eutrophic waters using airborne imaging spectroscopy and multispectral remote sensing systems. Proceedings of 6th Australasian Remote Sensing Conference, Wellington*, 1, 204-214.
- Gordon, H.R, Brown, O.B , Jacobs, M.M. 1975. *Computed relationships between the inherent and apparent optical properties of a flat, homogenous ocean. Applied Optics*, 14, 417-427.
- Häkanson B.G., Moberg, M. 1994. *The algal bloom in the Baltic during July and August 1991, as observed from NOAA weather satellites. International Journal of Remote Sensing*, 15, 963-965.
- Joint I., Groom, B. 2000. *Estimation of phytoplankton production from space: current status and future potential of satellite remote sensing. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250, 233-255.
- Jupp, D.L.B., Kirk, J.T.O., Harris, G.P. 1994. *Detection , identification and mapping of cyanobacteria – using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45, 801-828.
- Kahru, M., Leppänen, J.-M., Rud, O. 1993. *Cyanobacterial blooms cause heating of the sea surface. Marine Ecology Progress Series*, 101, 1-7.
- Kahru, M. 1997. *Using satellites to monitor large-scale environmental change in the Baltic Sea*, p. 43-61. In: M. Kahru, C.W. Brown [eds.] *Monitoring algal blooms: new techniques for detecting large-scale environmental change. Springer-Verlag, Berlin*.
- Kirk, J.T.O. 1984. *Dependence of relationships between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude. Limnology and Oceanography*, 29, 350-356.
- Kruse F., A., Lefkoff, A. B., Boardman, J. B., Heidebrecht, K. B., Shapiro, P. J. Barloon, A. T., Goetz, A. F. H. 1993. *The Spectral Image Processing System (SIPS) - Interactive Visualization and Analysis of Imaging spectrometer Data. Remote Sensing of Environment*, 44, 145 – 163.

- Kutser T., Arst H., Mäekivi, S., Leppänen J.-M., Blanco A. 1997. Monitoring algae blooms by optical remote sensing, p 161-166 In: A. Spiteri [ed.], *Remote Sensing '96*. Balkema, Rotterdam.
- Kutser T., Herlevi A., Kallio K., Arst H. 2001. A hyperspectral model for interpretation of passive optical remote sensing data from turbid lakes. *The Science of the Total Environment*, 268, 47-58.
- Kutser T., Dekker A. G., Skirving W. 2003. Modelling spectral discrimination of Great Barrier Reef benthic communities by remote sensing instruments. *Limnology and Oceanography*, 48, 497-510.
- Kutser T., Metsamaa L., Strömbeck N., Vahtmäe E., 2006. Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 303-312.
- Leppänen, J.-M., E. Rantajärvi, E., Hällfors, S., Kruskopf, M., Laine. V. 1995. Unattended monitoring of potentially toxic phytoplankton species in the Baltic Sea in 1993. *Journal of Plankton Research*, 17, 891-902.
- Mäekivi, S., Arst, H. 1996. Estimation of the concentration of yellow substance in natural waters by beam attenuation coefficient spectra. *Proceedings of Estonian Academy of Sciences, Ecology*, 6, 108-123.
- Paerl, H.W., Ustach, J.F., 1982. Blue-green algal scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnology and Oceanography*, 27, 212-217.
- Quibell, G. 1992. Estimating chlorophyll concentrations using upwelling radiance from different freshwater algal genera. *International Journal of Remote Sensing*, 13, 2611-2621.
- Rantajärvi, E., Olsonen, R., Hällfors, S., Leppänen, J.-M., Raateoja, M. 1998. Effect of sampling frequency on detection of natural variability in phytoplankton: unattended high-frequency measurements on board ferries in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 697-704.
- Richardson, L.L. 1996. Remote sensing of algal bloom dynamics. *BioScience*, 46, 492-501.
- Sellner, K.G. 1997. Physiology, ecology, and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. *Limnology and Oceanography*, 42, 1089-1104.
- Siegel, H., Gerth, M., Neumann, A., Doerffer, R. 1999. Case studies on phytoplankton blooms in coastal and open waters of the Baltic Sea using Coastal Zone Color Scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 20, 1249-1264.
- Siegel, H., Gerth, M. 2000. Remote-sensing studies of the exceptional summer of 1997 in the Baltic Sea: the warmest August of the century, the Oder flood, and phytoplankton blooms, p. 239-255 In: D. Halpern [ed.], *Satellites, Oceanography and Society*, Elsevier Science.
- Subramaniam, A., Carpenter, E.J., Karentz, D. and Falkowski, P.G. 1999. Optical properties of the marine diazotrophic cyanobacteria *Trichodesmium* spp.; I Absorption and spectral photosynthetic characteristics. *Limnology and Oceanography*. 44, 608–617.
- Svejkovsky, J., Shandley J. 2001. Detection of offshore plankton blooms with AVHRR and SAR imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 471-485.
- Zibordi G., Parmiggiani, F., Alberotanza, L. 1990. Application of aircraft multispectral scanner data to algae mapping over the Venice Lagoon. *Remote Sensing of Environment*, 34, 49-54.

Vee sügavuse ja merepõhja tüüpide kaardistamine optiliselt madalates rannavetes

Tagasi sisukorra juurde

Ele Vahtmäe, Tiit Kutser
Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut

Kokkuvõte

Käesolevas töös hinnatakse suure ruumilise ja väikse spektraalse (Quickbird) lahutusvõime ning keskmise ruumilise ja suure spektraalse (Hyperion) lahutusvõimega satelliitide sobivust Läänemere rannikupiirkondade põhjataimestiku kaardistamiseks. Selgub, et põhjataimestiku suure varieeruvuse tõttu on uuritava alal (Hiiumaa laidude piirkonnas) efektiivsem kasutada suure ruumilise lahutusega QuickBirdi pilte.

Veel proovitakse uurimuses pilditöötlusprogrammi abil klassifitseerida Eesti rannikumere põhjatüüpe ning luua põhjataimestiku ja sügavuse kaarte Lääne-Eesti saarestiku piirkonnast. Tulemused näitavad, et vee sügavust on vähemalt heledatel (liiva)põhjadel võimalik kaardistada 10 cm täpsusega. Kaardistamise tulemuste õigsust kinnitasid välitööde käigus teostatud vee sügavuse mõõtmised. Seetõttu sobivad Eesti rannikuvete põhjatüüpide kaardistamiseks sensorid, mis lisaks suurele ruumilisele lahutusvõimele oleks ka suure spektraalse lahutusvõimega. Neile tingimustele vastavad lennukil paiknevad spektromeetrid, mis võimaldavad koguda nii ruumiliselt kui spektraalselt detailsemat infot kui satelliidid.

Võtmesõnad: *Läänemeri, põhjataimestik, Quickbird, Hyperion, lennuk, spektromeetrid*

I Sissejuhatus

Põhjataimestik on veekeskonna ökoloogilise seisundi indikaator ning muutused põhjakoosluste ruumilises levikus ning liigilises koosseisus aitavad hinnata rannikumere keskkonna seisundit. Senini on põhjataimestikku Läänemeres kaardistatud sukeldumismeetodil, mis on aga suhteliselt kalline, aeganõudev ning uuritava ala suurus on väga väike võrreldes Eesti rannikuvete kogupindalaga. Kaugeiremeetod võimaldaks kaardistada laialdasemaid alasid võrreldes sukeldumismeetodiga.

Maailmas on kaugeiremeetodeid kasutatud erinevate põhjatüüpide (vetikad, korallid) kaardistamiseks, kuid lootustandvaid tulemusi on saavutatud peamiselt selgetes vetes (Anstee *et al.*, 2000; Dekker *et al.*, 2001, 2005; Fyfe, 2003; Hochberg, Atkinson 2000; Karpouzli *et al.*, 2004; Kutser *et al.*, 2003, 2006a; Pasqualini *et al.*, 2005). Läänemere vee läbipaistvus on oluliselt väiksem ning põhjatüüpide kaardistamine sellistes hägusates rannikuvetes on vee optiliste omaduste tõttu keerukam. Selgitamaks Läänemere vete ning põhjataimestiku optilisi omadusi, on viimastel aastatel meie rannikuvetes

korraldatud optilisi mõõdistamisi. Kutser *et al.* (2006c) annab ülevaate Eesti rannikuvete peamiste merepõhja tüüpide (liiv, kruus, savi, muda, rohevetikad, pruunvetikad, punavetikad) heleduskoeffitsiendi spektritest ning heleduskoeffitsiendi varieerumisest sama liigi piires.

Sügavused, kus Eesti rannikuvetes on võimalik veel eri vetikaklasse üksteisest eristada, on vee hägususe tõttu ilmselt väiksemad kui selgetes ookeani vetes. Läänemeres on domineerivaks optiliselt aktiivseks aineks kollane ehk lahustunud orgaaniline aine, mis neelab valgust tugevasti sinises spektriosas. Selles spektriosas on aga ka erinevate põhjatiüpide heleduskoeffitsientide erinevused väikesed. Punases spektriosas, kus põhjatiüpide erinevused on suuremad, on põhiliseks segavaks faktoriks vee enda põhjustatud valguse neeldumine. Modelleerimise tulemused (Vahtmäe *et al.*, 2006) näitavad, et peamised Eesti rannikumere põhjatiübid (liiv, rohevetikad, punavetikad, pruunvetikad) on passiivse optilise kaugseire abil üksteisest ja sügavast veest eristatavad hea spektraalse lahutusvõimega sensorite abil. Kui vee omadused on ligilähedased Läänemere avaosa omadele, siis peaks kaugseire sensoritega olema võimalik kaardistada kolme uuritud vetikaliigi levikut sügavamal kui need liigid Eesti rannavetes esinevad.

Põhjatiüpide kaardistamise võimalikkus ja/või täpsus sõltub suuresti sensori omadustest, sealhulgas sensori spektraalsest ja ruumilisest lahutusvõimest. Paljud uurimistööd maailmas käsitlevad rannikumere kaardistamist väiksema või keskmise ruumilise lahutusvõimega satelliitidega nagu näiteks Landsat, Spot, Hyperion (Dekker *et al.*, 2005; Moufaddal, 2005; Phinn *et al.*, 2005; Schweizer *et al.*, 2005; Gullström *et al.*, 2006). Üha enam on rannikupiirkonna kaardistamiseks hakatud kasutama suure ruumilise lahutusvõimega satelliite, näiteks Ikonos, QuickBird (Sawaya *et al.*, 2003; Wolter *et al.*, 2005). Suurem ruumiline lahutusvõime võimaldab paremini kaardistada ruumiliselt äärmiselt heterogeenset rannikupiirkonda.

Suurema ruumilise lahutusvõimega kaasneb aga tihtipeale väiksem spektraalne lahutusvõime, kuna sellistel satelliitidel on nähtavas spektriosas enamasti ainult kolm spektrikanalit (ainult nähtav valgus on suuteline läbima vett ning andma meile informatsiooni vee omaduste ja/või põhjatiübi kohta). Selline spektraalne lahutus ei ole tihtipeale sobilik põhjatiüpide kaardistamiseks. Kutser *et al.* (2006b) poolt läbi viidud mudelarvutused näitavad, et näiteks Läänemere puna- ja pruunvetikad on kolme kanaliga spektromeeriga praktiliselt teineteisest eristamatud, kuna nende vetikarühmade erinevused on väga kitsastes spektripiirkondades.

Klassikaline viis satelliidipiltide klassifitseerimisel on jagada pikslid nii mitmeks klassiks kui pildi statistika põhjal võimalik ning anda siis kõigile klassidele nimed, kasutades selleks välitööde tulemusi, näiteks „põhiliselt liiv mõningate rohevetikatega”. Sellise meetodi abil on võimalik saada küllaltki häid merepõhja tüüpide kaarte. Meetodi puudusteks on aga vajalike välitööde suur maht ning see, et erinevate piltide tulemusi on raske võrrelda, sest põhjatiüpide arv igal pildil sõltub pildi kvaliteedist (valgus- ja atmosfääritingimused, muutuv vee sügavus jne). Isegi samast kohast sama sensori abil saadud piltide võrdlemisel on probleeme, rääkimata erinevates kohtades või erinevate sensoritega saadud piltide võrdlemisest.

Kuna kaugseire instrumentid mõeldavad objektide optilisi omadusi, siis peab klassifikatsioon põhinema erinevate põhjatüüpide optilistel omadustel. Mitmed merepõhja tüübid mainitud klassifikatsioonisüsteemides võivad olla optiliselt liiga sarnased, et neid kaugseire instrumentide abil eristada. Samas on võimalik, et kaugseire abil saab erinevate põhjatüüpide kohta detailsemat informatsiooni kui eeldavad ökoloogilised klassifikatsioonisüsteemid.

Madalate vete kaugseire suureks probleemiks on merepõhjast tulnud signaali eristamine veesambast tagasihajunud signaalist. On pakutud mõningaid meetodeid (Lyzenga, 1978) nende signaalide eristamiseks. Selleks on aga vaja, et vee optilised omadused kogu pildi ulatuses oleks täpselt samad, ning et pildil oleks optiliselt sügava veega alasid. Lyzenga meetodit on täiendatud ka optiliselt varieeruva veega piltide jaoks (Spitzer, Dirks, 1987; Tassan, 1996), aga sobivad algoritmid tuleb iga piirkonna jaoks eraldi välja töötada.

Käesolevas töös on hinnatud suure ruumilise ja väikse spektraalse (Quickbird) lahutusvõime ning keskmise ruumilise ja suure spektraalse (Hyperion) lahutusvõimega satelliitide sobivust Läänemere rannikupiirkondade põhjataimestiku kaardistamiseks. Samuti on pilditöötlusprogrammi abil püütud klassifitseerida Eesti rannikumere põhjatüüpe ning loodud põhjataimestiku ja sügavuse kaarte Lääne-Eesti saarestiku piirkonnast.

II Meetodid

Kaasaegsed pilditöötluspaketid (nt ENVI) võimaldavad klassifitseerida kaugseire pilte spektriteekide abil. Spektriteegid sisaldavad endas „puhaste” klasside spektreid ning pilt klassifitseeritakse võrreldes iga pikslit spektriteegi spektriga. Spektriteegid võivad koosneda laboris mõõdetud heleduskoefitsiendi spektritest, looduses mõõdetud aga ka pildilt valitud pikslite spektritest. Viimasel juhul on aga spektriteegi „kvaliteet” otseses sõltuvuses pildi kvaliteedist. Käesolevas töös ongi kasutatud pildilt valitud pikslite spektreid nn etalonpikslitena, millede põhjatüüp on eelnevalt välitööde käigus kindlaks tehtud. Klassifitseerimiseks on kasutatud *Minimum Distance* klassifikatsiooni meetodit.

2.1. Satelliidid

Selles töös kasutati kahte erinevate omadustega satelliiti. Multispektraalse satelliidi QuickBird 2,5-meetrise ruumilise lahutusega nelja spektrikanaliga pilt salvestati Lääne-Eesti saarestiku piirkonnast 22.08.2005. Samast piirkonnast tellisime ka esimese tsiviilkasutuses oleva hüperspektraalse sensori Hyperion pildi, mis salvestati 01.09.2005. Hyperioni ruumiline lahutusvõime on 30 m ning mõõdab nii nähtavas kui infrapunases spektriosas pidevspektreid 10 nm lahutusega. Hyperionil on 240 spektrikanalit, 196 nendest kanalitest on täielikult töökorras ja kalibreeritud, võimaldades kosmosest mõõta pidevaid spektreid vahemikus 440–2500 nm.

2.2. *In situ* mõõtmised

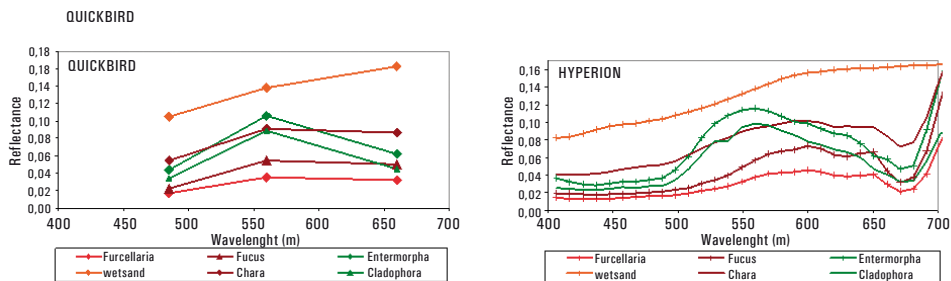
Välitööd viidi läbi uuritaval alal Lääne-Eesti saarestikus Hiiumaa laidude piirkonnas 31.08–01.09.2005, langedes ühele ajale Hyperioni ülennuga. Vee sügavus antud piirkonnas jääb enamasti alla 10 meetri. Domineerivaks põhjatüübiks laidude vahelisel alal on liiv ja savi. Suurem osa makrovetikatest kasvab laidude ümbruses madalas vees, kus leidub neile kinnitumiseks sobivat kõva substraati. Välitööde käigus koguti andmeid põhjatüüpide ning vee sügavuse kohta uuritavas piirkonnas. Läbi käidi ligikaudu sada uurimispunkti, mille kohta kogutud andmed sisaldasid GPS koordinaate, vee sügavuse mõõtmist ning fotot ja kirjeldust põhjatüüpide kohta. Antud uurimispunkte kasutati hiljem pildi klassifitseerimise juures, kus meie poolt välitööde käigus läbi käidud punktid määratleti etalonpikslitena, mille alusel toimus ülejäänud pikslite klassifitseerimine.

Lisaks võeti uurimisalalt veeproove vee optiliste omaduste määramiseks. Veeproovidest määrati laboris klorofüllü kontsentratsioon ning lahustunud orgaanilise aine ja hõljumi hulgad.

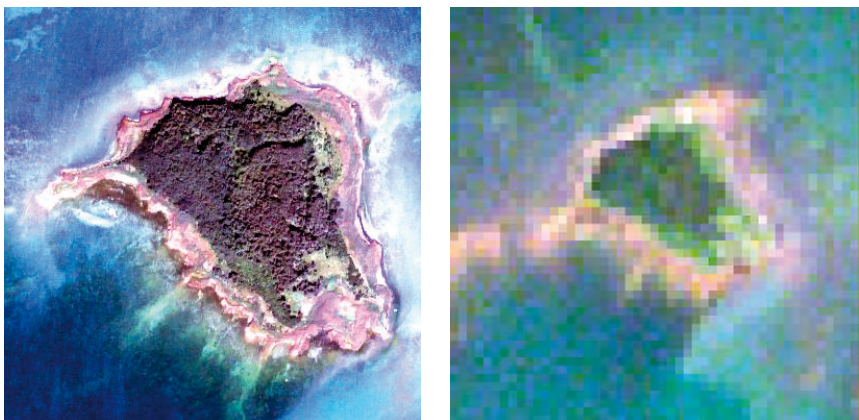
III Tulemused ja arutelu

Antud töö üheks ülesandeks oli põhjataimestiku kaardistamise jaoks optimaalseima sensori leidmine. Selleks võrdlesime 30 m ruumilise lahutuse ning 200 spektrikanaliga satelliiti Hyperion ning 2,4 m ruumilise lahutusega, kuid vaid nelja spektrikanaliga satelliiti QuickBird. QuickBirdi ja Hyperioni spektraalne lahutusvõime on näidatud joonisel 1. Hyperion võimaldab koguda spektraalselt detailset informatsiooni mõõtes nii nähtavas kui infrapunases spektriosas pidevspektreid 10 nm lahutusega. Multispektraalne QuickBird seevastu annab spektraalset informatsiooni nähtava spektri kolmel lainepikkusel. Joonisel 1 on näha, et erinevad põhjatüübid on QuickBirdiga eristatavad peamiselt vaid heleduskoeffitsiendi väärtuste järgi nendel kolmel kanalil. Meie poolt läbi viidud modelleerimise tulemused (Kutser *et al.*, 2006b) näitavad, et kolme spektrikanaliga ei ole võimalik eristada omavahel puna- ja pruunvetikaid (*Furcellaria* ja *Fucus*) juba ainuüksi olukorras, kus vetikad ei ole veega kaetud. Eristamine muutub veelgi raskemaks, kui taimestik on vee all.

Hyperion annab spektraalset informatsiooni kitsastes lainepikkuste vahemikes ning seetõttu on erinevad põhjatüübid üksteisest eristatavad spektri kuju järgi. Samas on uuritaval alal põhjataimestiku võõndid laidude ümber vaid mõnikümmend kuni mõnisada meetrit laiad ning erinevate põhjatüüpide varieeruvus ALI ja Hyperioni 30×30 m piksli piires võib olla suur. See raskendab oluliselt erinevate vetikatüüpide identifitseerimist, kuna satelliidi poolt mõõdetud spekter on segu erinevatelt põhjatüüpidelt tagasihajunud valgusest. Seetõttu osutus, et põhjataimestiku suure varieeruvuse tõttu on uuritaval alal (Hiiumaa laidude piirkonnas) efektiivsem kasutada suure ruumilise lahutusega QuickBirdi pilte.



Joonis 1. Liiva ja makrovetikate heleduskoeffitsiendi spektrid mõõdetuna erineva spektraalse lahutusvõimega satelliitide QuickBirdi ning Hyperioni poolt.



Joonis 2. Erineva ruumilise lahutusvõimega satelliitide salvestatud pildid Vareselaiust Lääne-Eesti saarestikus. Pildid on salvestatud (a) 2,4 m ruumilise lahutusvõimega QuickBirdiga ja (b) 30 m ruumilise lahutusvõimega Hyperioniga.

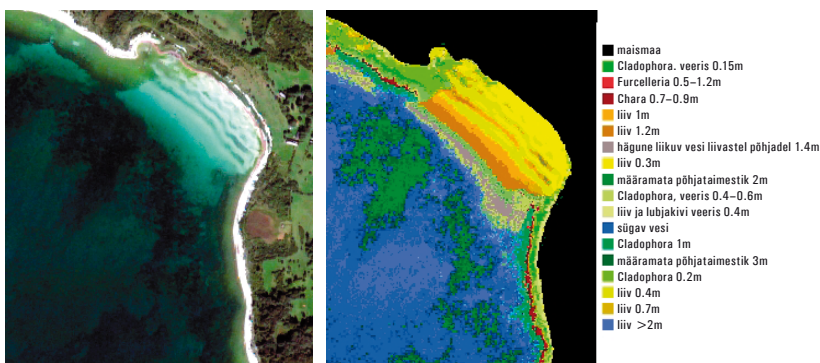
Joonisel 3 on kujutatud QuickBirdi salvestatud pilt liivapõhjalisest lahesopist Hiiumaa laidude piirkonnas ning pilditöötlusprogrammiga loodud merepõhja tüüpide klassifikatsiooni kaart antud piirkonnast. Tulemused näitavad, et vee sügavust on vähemalt heledatel (liiva)põhjadel võimalik kaardistada 10 cm täpsusega. Kaardistamise tulemuste õigsust kinnitavad välitööde käigus teostatud vee sügavuse mõõtmised. Samuti on antud piirkonnale iseloomulik niitja rohevetika *Cladophora glomerata* võõnd madalaveelistes rannikulähedastel aladel, kus leidub neile kinnitumiseks vajalikku kõva substraati. Seegi võõnd on merepõhja tüüpide kaardil korrektselt klassifitseeritud.

Antud piirkonna klassifitseerimisel esines ka üks ebatäpsus. Nimelt on kitsas tsoon liivapõhja ja sügava vee vahelisel alal klassifitseeritud poole meetri sügavusel asuvaks rohevetika *Cladophora* ja klibu võõndiks. Tegelikult peaks antud tsooni puhul olema tegu 1,3 m sügavuses vees asuva liivapõhjaga. Viga on tingitud tõenäoliselt sellest, et vee sügavuse kasvades väheneb vee neeldumise tõttu signaal kolmandal kanalil ning liiva spekter muutub aina sarnasemaks *Cladophora* spektrile. Kolme kanaliga satelliitide kasutamisel võib järeldada, et 1,3 m tundub olevat selline vee sügavus, kus need kaks

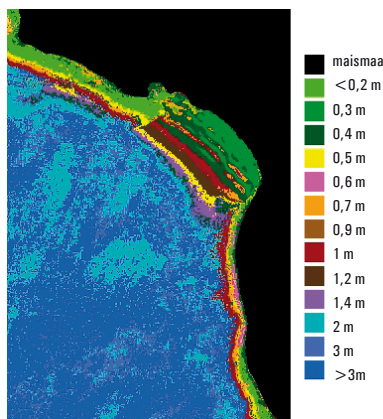
spektrit muutuvad teineteisega identseks.

Kuna iga klass kujutab endast teatud põhjatüüpi kindlal sügavusel, siis on võimalik põhjatüüpide kaardist teha sügavuse kaart (joonis 4). Sügavuse kaarti saab teha joonisest 3, muutes kõik samal sügavusel olevad põhjatüübid üheks klassiks.

Piltide klassifitseerimise tulemused näitavad, et kolme kanaliga satelliiti kasutades võib erinevatel põhjatüüpidel erinevate vee sügavuste juures olla identne optiline signaal juba üsna madalas (1–2 m) vees. Seetõttu oleks Eesti rannikuvete põhjatüüpide kaardistamiseks sobivad sensorid lisaks suurele ruumilisele lahutusvõimele ka suure spektraalse lahutusvõimega. Lennukil paiknevad spektromeetrid võimaldavad koguda nii ruumiliselt kui spektraalselt detailsemat infot, kuid üldiselt on satelliitidelt kogutavad andmed oluliselt odavamad uuritava ala pinnaühiku kohta. Samas on lennukiga võimalik lennata vaid mööda rannajoont, kus asub uuritav põhjataimestik.



Joonis 3. QuickBirdi salvestatud pilt (a) liivapõhjalisest lahesopist ning (b) merepõhja tüüpide ja nende paiknemise sügavuste kaart, mis on saadud QuickBirdi pildi klassifitseerimisel kasutades Minimum Distance klassifikatsiooni meetodit.



Joonis 4. Vee sügavuse kaart, mis on saadud joonisel 3 olevast Hyperioni klassifikatsiooni kaardist muutes kõik samal sügavusel olevad põhjatüübid üheks klassiks.

Satelliidiga on võimalik teha ainult ruudu- või ristkülikukujulisi pilte ning suurema osa pildist võtavad tavaliselt enda alla sügava veega alad, mis ei ole põhjataimestiku kaardistamise seisukohalt olulised. Lisaks häirivad satelliitandmete kogumist keskmise ja kõrgema kihi pilved, mis ei ole madalalt lendava lennuki puhul väga suur probleem. Seega on meie esialgne hinnang, et optimaalne riist põhjataimestiku ulatuse ja tüübi kaardistamiseks Eesti rannavetes on lennuvahendil paiknev suure ruumilise ja spektraalse lahutusvõimega spektromeeter. 2006. a suvel saime lennuvahendil paikneva spektromeetri AISA pildid Lääne-Eesti rannikualadelt, mis on võrreldes satelliitidega suurema ruumilise ja spektraalse lahutusega ning käesolevaks ajaks oleme alustanud AISA andmete analüüsimist.

IV Järeldused

Käesoleva töö tulemused näitavad, et suure põhjataimestiku varieeruvuse tõttu on Eesti rannikumere põhjatüüpide kaardistamisel eelistatumad suure ruumilise lahutusvõimega sensorid. Kuna selliste satelliitide spektraalne lahutus ei ole mitmete oluliste põhjatüüpide eristamiseks piisav, siis võib järeldada, et optimaalseim riist põhjataimestiku ulatuse ja tüübi ning vee sügavuse kaardistamiseks Eesti rannavetes on lennuvahendil paiknev suure ruumilise ja spektraalse lahutusvõimega spektromeeter.

Kasutatud kirjandus

- Anstee, J., Dekker, A., Byrne, G., Daniel, P., Held, A. and Miller, J. 2000. *Use of hyperspectral imaging for benthic species mapping in South Australian coastal waters. 10th Australasian Remote Sensing and Photogrammetry Conference, Adelaide, 1051-1061.*
- Dekker, A. G., Brando, V. E., Anstee, J. M. 2005. *Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake. Remote Sensing of Environment, 97:415-433.*
- Dekker, A.G., Brando, V.E., Anstee, J.M., Pinnel, N., Kutser, T., Hoogenboom, E.J., Peters, S., Pasterkamp, R., Vos, R., Olbert, C. and Malthus, T.J.M. 2001. *Imaging spectrometry of water. In: Imaging Spectrometry: Basic Principles and Prospective Applications (Eds. F.D van der Meer, S.M. de Jong), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.*
- Fyfe, S. K. 2003. *Spatial and temporal variation in spectral reflectance: Are seagrass species spectrally distinct? Limnology and Oceanography, 48, 464-479.*
- Gullström, M., Lundén, B., Bodin, M., Kangwe, J., Öhman, M.C., Mtolera, M.S.P., Björk, M. 2005). *Assessment of changes in the seagrass-dominated submerged vegetation of tropical Chwaka Bay (Zanzibar) using satellite remote sensing. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 67, 399-408.*
- Hochberg, E. J. and Atkinson, M. J. 2000. *Spectral discrimination of coral reef benthic communities. Coral Reefs, 19, 164-171.*
- Karpouzli, E., Malthus, T. J. and Place, C. J. 2004. *Hyperspectral discrimination of coral reef benthic communities in the western Caribbean. Coral Reefs, 23, 141-151.*
- Kutser, T., Dekker, A.G., Skirving, W. 2003. *Modeling spectral discrimination of Great Barrier Reef benthic communities by remote sensing instruments. Limnol Oceanogr, 48: 497-510*
- Kutser, T., Miller, I., Jupp, D.L.B. 2006a. *Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral spaceborne images and spectral libraries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 70: 449-460.*
- Kutser, T., Vahtmäe, E., Martin, G. 2006b. *„Assessing suitability of multispectral satellites for mapping*

benthic macroalgal cover in turbid coastal waters by means of model simulations." *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67:521-529.

Kutser, T., Vahtmäe, E., Metsamaa L. 2006c. Spectral library of benthic macroalgae and other Estonian coastal water bottom types. *Proceedings of Estonian Academy of Sciences. Biology Ecology*, 55:329-340.

Lyzenga, D.R., 1978. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics*, 17, 379-383.

Moufaddal, W.M. 2005. Use of satellite imagery as environmental impact assessment tool: a Case study from the NW Egyptian Red Sea coastal zone. *Environmental Monitoring and Assessment*, 107, 427-452.

Pasqualini V, Pergent-Martini C, Pergent G, Agreil M, Skoufas G, Sourbes L, Tsirika A 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: An application to *Posidonia oceanica*. *Remote Sens Environ*, 94: 39-45

Phinn, S. R., Dekker, A. G., Brando, V.E., Roelfsema, C. M. 2005. Mapping water quality and substrate cover in optically complex coastal and reef waters: an integrated approach. *Marine Pollution Bulletin*, 51,459-469.

Sawaya, K.E., Olmanson, L.G., Heinert, N.J., Brezonik, P.L., Bauer, M.E. 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery." *Remote sensing of Environment*, 88, 144-156.

Schweizer, D., Armstrong, R. A., Posada, J. 2005. Remote sensing characterization of benthic habitats and submerged vegetation biomass in Los Roques Archipelago National Park, Venezuela. *International Journal of Remote Sensing*, 26 (12), 2657-2667.

Spitzer, D., Dirks, R.W.J. 1987. Bottom influence on the reflectance of the sea. *International Journal of Remote Sensing*, 3, 279-290.

Tassan, S. 1996. Modified Lyzenga's method for macroalgae detection in water with non-uniform composition. *International Journal of Remote Sensing*, 17, 1601-1607.

Vahtmäe, E., Kutser, T., Martin, G., Kotta, J. 2006. Feasibility of hyperspectral remote sensing for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters – a Baltic Sea Case study. *Remote Sensing of Environment*, 101: 342-351.

Wolter, P.T., Johnston, C.A., Niemi, G.J. 2005. Mapping submerged aquatic vegetation in the US Great Lakes using Quickbird satellite data." *International Journal of Remote Sensing*, 26 (23), 5255-5274.

Kaugseire kasutamise võimalused siseveekogude seireks

Tagasi sisukorra juurde

Krista Alikas, Anu Reinart
Tartu Observatoorium

Kokkuvõte

Artikkel annab ülevaate kaugseire meetodite kasutusvõimalustest Eesti siseveekogude seisundi ja veekogudes asetleidvate protsesside jälgimisel. Tutvustatakse satelliitkaugseire tööpõhimõtteid, erinevaid kasutuses olevaid sensoreid ja nende rakenduspiire ning selgitatakse, miks ookeanidel kasutatavad standardtulemid ei anna häid tulemusi siseveekogudel.

Satelliitkaugseire tulemused võivad anda suurte järvede vee omaduste kohta väärtuslikku detailset teavet, mida pole võimalik koguda tavapäraste kontaktmõõtmiste abil. Suuremate veekogude puhul saab kaugseire abil jälgida erinevate parameetrite ruumilist jaotuvust, jõgedega sissekantud ainete kontsentratsioonide erinevusi, veetaseme muutusi jpm. Konkreetsete rakenduste jaoks oleks aga vaja täiendavaid uuringuid veekogude optiliste omaduste osas, mis võimaldaksid hinnata satelliitkaugseire tulemuste vastavust kontaktmõõtmiste kaudu saadud parameetrite väärtustega.

Võtmesõnad: kaugseire, sensor, hõljum, fütoplankton, orgaaniline aine, kollane aine, ruumiline lahutus, spektraalne lahutus, keskkonnaseire, väikejärved, suurjärved, riiklik keskkonnaseire, Peipsi järv, Võrtsjärv, jääohud, veetase, vetikaõitseng

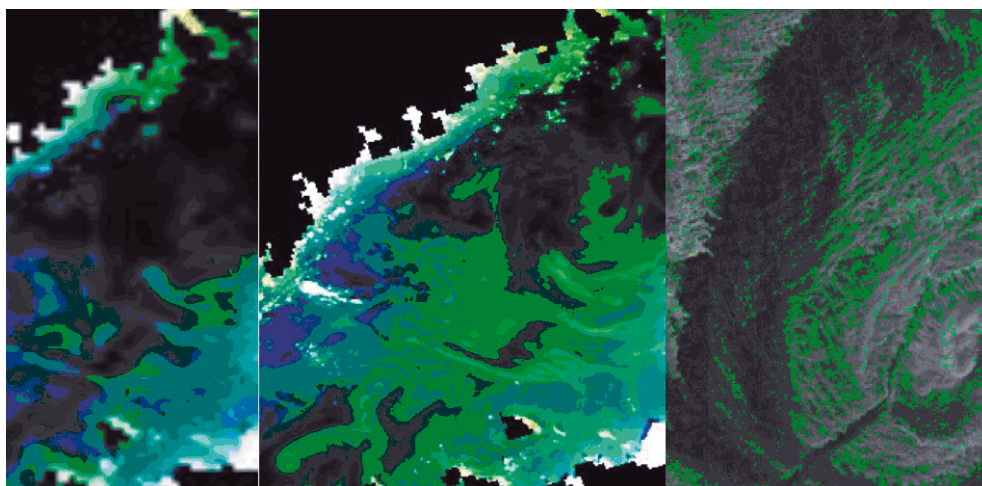
I Sissejuhatus

Kaugseire meetodite kasutamine siseveekogudel ning ookeanidel ja meredel on erinev. Siseveekogude vesi on mõjutatud ümbritsevas pinnases toimuvatest protsessidest, kaldaerosioonist ning kallastelt vette sattuvatest toiteainetest. Seetõttu on vesi siseveekogudes optiliselt keerukam kui avaookeanis, ning selle optilised omadused võivad varieeruda väga suurtes piirides. Ka satelliidipiltide töötluse seisukohalt on erinevusi: kaldalähedase piirkonna pikslid on mõjutatud n.ö naabrusefektist. Atmosfääri mõjude eemaldamisel (atmosfäärikorrektsioon) peab arvestama, et atmosfäär siseveekogude kohal sisaldab hoopis teisi komponente kui soolase ookeani kohal.

Eestis on ligikaudu 1200 järve pindalaga üle 1 hektari, mis võtavad enda alla 4,8% kogu territooriumist. Väikejärvede osa on sellest ainult 8,4%, ülejäänud moodustavad Peipsi, Võrtsjärv ja Narva veehoidla. Siseveekogude suurim paiknemistihedus esineb Lõuna-Eestis, kus keskmiselt tuleb 100 km² kohta 3 järve (Ott, Kõiv, 1994). Eesti järved on võrreldes Lääne-Euroopa järvedega väga humiinaineterohked ning enamasti ka väikesed ja madalad. Kõige väiksema läbipaistvusega on vesi suvel, fütoplanktoni arengu kõrgperioodil. Veetase muutub üldiselt vähe. Vee värvus varieerub rohekaskollasest kuni

pruunika alatoonini. Vee värvust võib pidada otseseks indikaatoriks vee kvaliteedile, kuna vees sisalduvad osakesed mõjutavad veekogu pinnale langenud kiirguse neeldumising hajumisomadusi, andes seeläbi veele iseloomuliku värvuse. Visuaalse hinnangu põhjal järelduste tegemine on keeruline, kuid seda võib looduses sagedasti kohata – näiteks veelinnud eelistavad toitumiskohtadena roheka veega alasid, kus klorofüllis sisaldus ja seega vetikate biomass on suurem.

Satelliitsensorite puhul toimub elektromagnetkiirguse mõõtmine erinevatel lainepikkustel, vastuvõtjate erinevad parameetrid (kanalite asukoht, ruumiline ja spektraalne lahutusvõime ning tundlikkus) määravad mõõdetud signaalist saadava informatsiooni hulga ning kasutatavuse. Tänu sellele, et satelliitsensorid paiknevad väga kõrgel, saame andmeid väga suurte alade kohta (joonis 1), ning tänu perioodilistele mõõtmistele on võimalik koostada aegridu.



Joonis 1. Näited erineva ruumilise lahutustega piltidest, mis saadakse erinevatelt satelliitsensoritelt. Piksli suurus vasakult paremale vastavalt 1200 m (MERIS/Envisat Reduced Resolution ehk RR kujutis), 300 m (MERIS/Envisat Full Resolution ehk FR kujutis) ning 30 m (ALI/EO-1).

Vee optiliste omaduste keerukus ja seire spetsiifilisus tingib vajaduse spetsiaalsete sensorite järele. Esimeseks selliseks oli 1978. aastal orbiidile saadetud *Coastal Zone Color Scanner* (CZCS). Võrreldes maismaa sensoritega oli CZCS-i peamisteks erinevusteks suurem tundlikkus, madalam ruumiline lahutus, erinev spektriribade asetus ning mõõtmispiirkonna ulatus. Veekogusid mõõdistavate optiliste sensorite rida on jätkanud SeaWiFS (satelliidil SeaStar), MODIS (satelliitidel Terra ja Aqua) ja MERIS (satelliidil Envisat). Viimase ülesandeks on mõõta vee peegeldustegurit just rannikulähedastel aladel, kus atmosfääri ja vee optilised omadused on väga erinevad ja muutlikud.

Kaugseire seisukohalt on veed jagatud kahte klassi: *Case I* ja *Case II*. *Case I* on puhtad ookeaniveed, kus vee optiliselt aktiivsete ainete sisaldus on minimaalne: põhiliselt

fütoplankton ning selle elutegevuse tagajärjel tekkinud laguproduktid. *Case II* klassi kuuluvad ranniku- ja siseveekogude veed, kus vee optilisi omadusi mõjutavad ka muud vees lahustunud ja hõljuvad ained, mille kontsentratsioonid varieeruvad suurtes piirides.

Veekogudes toimuvate protsesside ajaline ja ruumiline käik on mõjutatud piirkonniti varieeruvatest looduslikest tingimustest: veekogu suurusest, asukohast (avatus tuultele, valgalatüüp, jõgede sissevoolud) ja veekogu tüübist (troofsuse tase, domineerivad taime- ja loomaliigid, sügavus). Kaugseire meetodite abil määratavad parameetrid sõltuvad nii kasutatavast tehnoloogiast (aktiivne või passiivne sensor), sensorist (tundlikkus, spektraalne ja ruumiline lahutus, ülelennu aeg ja sagedus), uuritava veekogu omadustest kui ka soovitatavast tulemusest (konkreetne näitaja ja selle ajaline või ruumiline varieeruvus).

Kokkuvõtte mitmete veekogude kaugseireks sobivate sensorite omaduste kohta on esitatud tabelis 1.

Tabel 1. *Optilised satelliitsensorid, mida saab kasutada veekogude kaugseires.*

Sensor	Satelliit, töötamise algus	Ruumiline lahutus	Spektrikanalite arv, mõõdetav spektrivahemik	Ekvaatori ületamise aeg	Kasutamine
CZCS	Nimbus-7 24. okt. 1978 – 22. juuni 1986	825 m	6 433–12 500 nm	tõusev: 11:50	vee kvaliteet, temperatuur
ETM+	Landsat 7 15. aprill 1999	15 m (Pan) 30 m; 60 m	8 450–12 500 nm	laskuv: ~10:00	veekogude kaardistamine, hõljumi määramine
SPOT 1-5	Alates 22.veebr.1986 (SPOT-1)	2,5 m; 5 m; 10 m (Pan) 10 m; 20 m (nähtav)	3–4 500–1750 nm	~ 10:30	veekogude kaardistamine, hõljumi määramine
SeaWiFS	SeaStar 1. aug. 1997	1,13 km	8 402–885 nm	laskuv: 12:05	vee kvaliteet
ASTER	Terra 18. dets. 1999	15 m (nähtav); 30 m; 90 m	14 520–11 650 nm	laskuv: ~10:30	temperatuuri ja heleduskordajate mõõtmine
MODIS	Terra 18. dets. 1999	250 m, 500 m, 1000 m	36 405–4385 nm	laskuv: ~10:30	vee kvaliteet (TSM, Chl α , CDOM), veepinna temperatuur, atmosfääri korrektsioon
	tõusev: ~13:30				
HYPERION	EO-1 21. nov. 2000	30 m	220 356–2577 nm	laskuv, ~10:00	heledusspektri mõõtmine
ALI		10 m (Pan) 30 m	10 433–2350 nm		Landsat seeria täiustamine
MERIS	Envisat 1. märts 2002	300/1200 m	15 390–1040 nm	laskuv, ~10:00	vee kvaliteet

II Määratavad vee biofüüsikalised karakteristikud, ülevaade meetodikast

Vee omaduste määramisel passiivsete kaugseire vahenditega on kasutatav spektri nähtav osa lainepikkustega 380–800 nm, kus asetsevad kaugseire abil määratletavatele optiliselt aktiivsetele ainetele (edaspidi OAA) omased neeldumis- ja hajumiskiirkonnad. Vahemiku alumine piir on määratud orgaanilise aine tugeva neeldumisega spektri violetses osas ning ka päikeselt tuleva kiirguse suhteliselt väikese hulgaga, ülemine piir aga vee tugeva neeldumisega selles spektrialas (Mobley, 1994). Uuritava veekihi paksus sõltub tugevalt vees olevatest optiliselt aktiivsetest ainetest ning on määratud nõrgenemiskoeffitsiendi pöördväärtusega. Seega rannikuvete ja järvede puhul on potentsiaalselt uuritav vaid veesamba kõige ülemine, mõne meetri paksune kiht (Kirk, 1996).

Infrapunases spektriosas tundlike sensoritega saab määrata veekogu pinna temperatuuri nii päeval kui ka öösel, kui päike veepinda ei valgusta. Radarsensoritega on võimalik hinnata pinna omadusi – lainetust, jääkatet, kaldatimeistiku paiknemist. Radarsensorite eeliseks on see, et neid saab kasutada ka pilvise ilma korral, segavaks teguriks võib osutuda vaid väga tugev vihm.

Kaugseire abiga saab informatsiooni üle veekogu. Põhilised jälgitavad protsessid Eesti oludes on:

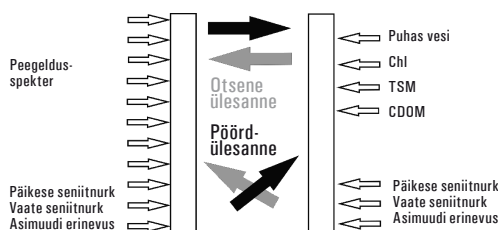
- jääkatte tekkimine, selle kestvus, liikumine vastavalt hoovustele ja tuultele, sulamine;
- kevadine vetikaõitseng, mis leiab aset peale jääkatte taandumist (jääkatte sulades paranevad oluliselt valgustingimused, toiteaineterikkas vees annavad need tõuke fütoplanktoni arvukuse ja biomassi kiirele tõusule);
- suvine vetikaõitseng (kevadisele õitsengule järgneb peale toiteainete ärakasutamist veest suvine fütoplanktoni arengu miinimum, millele temperatuuri tõustes võib juulis-augustis järgneda uus (enamasti sinivetikatest põhjustatud) õitseng;
- põhjataimestiku areng, temperatuurijaotus ja vee läbipaistvuse muutused jääkattevalal perioodil.

Kaugseires kasutatavad optiliselt aktiivsete ainete algoritmid võivad olla tuletatud kas ühe kanali või siis mitme kanali ja nende kombinatsioonide põhjal. Selliste algoritmide loomiseks on vaja kindlaks teha statistilised sõltuvused mõõdetud spektri ja uuritavate ainete optiliste omaduste vahel.

Kaugseire puhul kasutatavad algoritmid optiliselt aktiivsete ainete määramiseks on järgnevalt esitatud MERIS/Envisat satelliitsensori näitel, mis on loodud spetsiaalselt optiliselt keerukate vete jaoks. Sensori standardtulemite hulka kuuluvad kõigi kolme OAA – klorofüll (*Chl*), mineraalne hõljum (*TSM*) ja lahustunud orgaanilise aine (*CDOM*) – hulga näitajad (kontsentratsioonid ja neeldumiskoeffitsiendid).

Satelliitkaugseire andmete interpreteerimiseks on kasutusel kahte tüüpi modelleerimistehnikaid: pöördülesande (ingl k *inverse*) ning otsese ülesande (ingl k *forward*) lahendamine (joonis 2). Pöördülesande lahendamise sisenditeks on MERIS sensori kaheksas kanalis mõõdetud heledusspekter ning vaategeomeetria, väljundiks nende põhjal arvatud OAA kontsentratsioonid (neeldumis- ja hajumiskoeffitsiendid). Otsese ülesande puhul on sisendiks OAA kontsentratsioonid ja vaategeomeetria, väljundiks nende põhjal arvatud spekter kaheksas kanalis. Mõlemal juhul põhinevad arvutused *närvivõrgustiku* (ingl k *Neural Network* ehk *NN*) meetodil.

MERIS kasutab sarnaselt teiste veekogude sensoritega OAA kontsentratsioonide määramiseks pöördülesande ning võimalike töötlusvigade hindamiseks otsese ülesande lahendamistehnikat. Protsessis töödeldakse iga piksel eraldi ning võtmetähtsusega on uuritavate ainete optiliste omaduste teadmine.



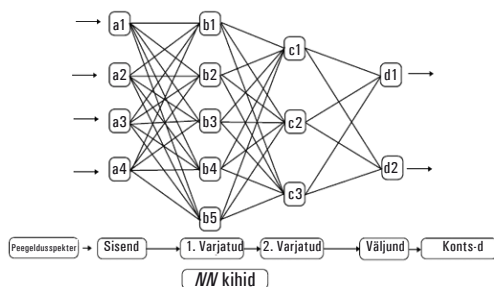
Joonis 2. MERIS andmete interpreteerimiseks kasutatavad tehnikad. Hallide nooltega märgitud otsese ülesande ning mustadega nooltega pöördülesande lahendamiseks vajaminevad sisend- ja väljundparameetrid.

NN koosneb sisendkihist, väljundkihist ning nende vahepeal paiknevast nn varjatud kihist või kihtidest (joonis 3). Iga kiht koosneb vastavalt vajadusele teatud hulgast „neuronitest”, mida on sisendkihis 11 (8 MERIS kanalit, 3 nurka: Päikese seniitnurk, vaateseniitnurk, vaate ja Päikese asimuudi erinevus) ning väljundkihis 3 (OAA kontsentratsioonid). Andmete õigsust kontrollitakse kiiruslevi otsese ülesande lahendamisega (joonis 2). *NN* väljundina saadud koeffitsientide põhjal arvutatakse MERIS kaheksas kanalis saadud peegeldusspekter, mida võrreldakse algselt sensori poolt salvestatud spektriga ning võimalike erinevuste tekkimisel lisatakse pikslile märgend, mis viitab kindlale probleemile. Varjatud kihtide puhul sõltub „neuronite” arv lahendatavast probleemist, mis MERIS puhul on esimeses varjatud kihis 50 ning teises 12 „neuronit”. Igas kihis olev neuron on ühenduses naaberkihtides olevatega ning nende ühenduste tugevusele on antud vastavad kaalud (ATBD2_12, 1997). Neuronite arvu valik peidetud kihil sõltub: 1) lahendava ülesande keerukusest; 2) andmete hulgast ja kvaliteedist ning 3) nõutavast närvivõrgu sisendite ja väljundite arvust (Petlenkov, 2004).

NN töötab samm-sammult: esiteks rakendatakse esimese kihi 11 „neuronile” vastavad sisendväärtused, edasi, tehes matemaatilisi teisendusi ning arvesse võttes ühenduste kaalusid ning nihete väärtusi, saadakse järgmised kihid kuni väljundkihini (ATBD2_12, 1997).

NN on võimalik õpetada, kasutades etteantud sisend- ja väljundpaare, kus

sisendväärtuse põhjal saadud väljundväärtust võrreldakse etalonväärtusega ning erinevuste vähendamiseks modifitseeritakse võrgu parameetreid (ühenduste kaalud, nihete väärtused kui ka varjatud kihtide ja neuronite arv). Õpetamise tulemusel „õpib” *NN* andma väga keerukates optilistes tingimustes tõenäolisemaid tulemusi.



Joonis 3. Näide kahe varjatud kihiga *NN* võrgustikust. *MERIS* tulemite arvutamiseks

Kasutatava võrgustiku struktuur on keerukam, kuna sel puhul on sisendiks 11 ning väljundiks 3 „neuronit”.

NN eelviimaseks etapiks on esmased optilised omadused: koguhõljumi hajumiskoeffitsient (b), fütoplanktoni neeldumiskoeffitsient (a_{pigment}) ning lahustunud orgaanilise aine ja detriidi neeldumiskoeffitsient (Doerffer, 2006). Esmased optilised omadused määratakse kõik lainepikkuse 443 nm. Empiiriliste algoritmide rakendamise kaudu saadakse kolme OAA kontsentratsioonid.

Algal_2 on ranniku- ja siseveekogude vete algoritm, mis on arvutatud fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi (a_{pigment}) abil:

$$\text{algal_2} = 21 \cdot a_{\text{pigment}}(443)^{1,04}$$

Lahustunud orgaaniline aine on seejuures määratud kui neeldumiskoeffitsient lainepikkuse 443 nm juures.

Koguhõljumi hajumiskoeffitsiendist b leitakse koguhõljumi kontsentratsioon *total_susp*:

$$\text{total_susp} = 1,73 \cdot b(443)$$

Prægused *MERIS* OAA algoritmid määravad Chl ja TSM kontsentratsioone ning CDOM neeldumiskoeffitsiente järgmises vahemikus (Doerffer, 2006):

- $a_{\text{CDOM}}(443) \rightarrow 0,005 - 5,0 \text{ m}^{-1}$
- $\text{algal_2} \rightarrow 0,02 - 43 \text{ mg/m}^3$
- $\text{total_susp} \rightarrow 0,01 - 51 \text{ g/m}^3$

Kirjanduses on näidatud (Shiller, Doerffer, 1999), et veest lahkuva kiirguse peegeldusspektri ja selle põhjal leitavate esmaste optiliste omaduste vahel on tugevam seos kui peegeldusspektri põhjal leitavate kontsentratsioonide vahel, ning viimasel juhul võib tulemus olla palju ebakindlam. Varasemad veeseire satelliitsensorite andmed on lõpptulemitena standardselt töödeldud andma just OAA kontsentratsioone, mitte esmaseid

optilisi omadusi. MERIS L2 (*Level 2* ehk teise astme) tulemite puhul on aga võimalus kasutada spetsiaalseid, kohalikele oludele sobivaid teisendusi, mille põhjal saab muuta algoritmide tegureid ja seega teha tulemid paremini sobivaks teatud veekogule.

III Rakendused Eesti järvedele

3.1. Ülevaade Eesti järvedest ja järvedel toimuvast keskkonnaseirest

Eesti siseveekogudes on probleemiks kiire toiteainetega rikastumine ning põllumajanduslik ja tööstuslik reostus, selle tulemusena halvenevad vee omadused, muutub elustik, veekogu vananeb ning väheneb järvede kalanduslik, veemajanduslik ning puhkeotstarbeline väärtus. Peamine eutrofeerumist kiirendav faktor on intensiivne põllumajandustegevus, mille tulemusena kantakse veekogudesse suurel hulgal ülemääraseid toitaineid. Vee kvaliteeti mõjutab oluliselt ka atmosfäärisaaste.

Kuna kõikides vee kvaliteedi parameetrites esinevad hooajalised trendid, on vajalik nende regulaarne seire. Eesti riikliku keskkonnaseire programmi raames jälgitakse lisaks Peipsile, Võrtsjärvele ning Narva veehoidlale ka jõgede ja väikejärvede seisundit.

Väikejärvede seire on kuulunud riikliku keskkonnaseire programmi alates 1994. aastast. Selle ülesanne on uurida Eesti järvede seisundit ning selle muutumist ajas eesmärgiga koguda informatsiooni väikejärvede kaitse ning kasutamise korraldamiseks nii riiklikul kui kohaliku omavalitsuse tasandil. Veekogudes uuritakse hüdrokeemiat, füto- ja bakteriplanktonit, litoraali suurselgrootuid ja suurtaimestikku. Seiratavate järvede arv on aasta-aastalt kasvanud ning nii 2007. kui 2008. aastal viidi seiret läbi ligikaudu 30 väikejärvel, sealhulgas nii püsivaatlus- kui ülevaateseire järvedel (Ott, 2007; 2008).

MERIS-e 1200 m lahutusega pildilt on näha lisaks Peipsile, Võrtsjärvele, ja Narva veehoidlale ka 14 väiksemat Eesti järve: Mullutu-Suurlaht, Ülemiste, Kahala, Tõhela, Ermistu, Vagula, Tamula, Harku, Veskijärv, Lavassaare, Maardu, Saaremaa Karujärv, Tänavjärv, Sutlepa meri. Siiski, MERIS-e standardtöötlused annavad tulemusi vaid Peipsi ja Võrtsjärve korral, teiste puhul on naabruspiiklite mõju liiga suur. Väiksemate järvede jaoks peaks kasutama näiteks hüperspektraalse sensori Hyperion/EO-1 (tabel 1) pilte. Kuigi need on üsna kallid, võimaldavad nad anda hetkeülevaate suurest hulgast järvedest kiirelt ja korraga, mis oleks heaks täienduseks regulaarsele kontaktmõõtmistega tehtavale seirele. Landsat ja ALI tüüpi sensori piltidega saab katta järved kogu Eesti ulatuses, paraku ei luba spektrikanalite paigutus hinnata hästi vee parameetreid.

Kaugseire andmete testimiseks Eesti siseveekogudel on kõige sobivamad Peipsi järv ja Võrtsjärv. Eelisteks teiste järvede ees on suurus, rannajoone homogeensus ning kontaktmõõtmiste käigus kogutud piisav andmebaas kirjeldamiseks, mille abil saab kalibreerida satelliidipilte.

Peipsi järve seisund on aasta-aastalt halvenenud, inimtekkeline eutrofeerumine jätkub ning kogu ökosüsteem on ebastabiilses seisus, mis ilmneb järgmistes nähtustes (Kangur, 2006):

- intensiivistunud vetikateõitsengud, mis toodavad ohtlikke toksiine;
- nihked fütoplanktoni liigilises koosseisus ja dünaamikas;
- zooplanktoni hulga vähenemine ning seeläbi kalade jaoks vajaliku toidubaasi nõrgenemine.

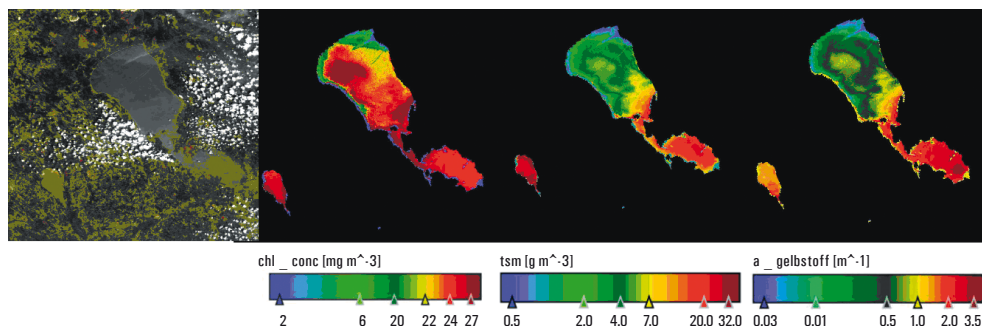
Järves ilmneb selge põhja-lõunasuunaline eristatavus, kus Peipsi kolme osa ökoloogiline seisund ja arengutendentsid on erinevad. Kõige parema vee kvaliteediga on Peipsi Suurjärv ehk Peipsi *s.s.* (*sensu stricto*), Lämmijärv ja Pihkva järv aga on tugevalt eutroofsed, olles mõjutatud eelkõige Velikaja jõe kaudu tulevast reostuskoormusest (Kangur, 2006). Peipsi järve suubub ligikaudu 240 sissevoolu ning väljub vaid üks, Narva jõgi, mis suubub Soome lahte (Nõges, 2001). Peipsi seire teeb keerukaks tema piiriäärne asend Eesti ja Vene Föderatsiooni vahel ning Vene Föderatsiooni territooriumile jääva järveosa seisundit puudutavate andmete raskendatud kättesaadavus. Seetõttu pakub just satelliitkaugseire asendamatu informatsiooni.

Võrtsjärv on Eesti suurim sisejärv. Pindalalt on ta suurem kui teised Eesti järved kokku, arvestamata Peipsit. Suurele pindalale vaatamata on järv väga madal. Võrtsjärve suubub mitukümmend suuremat või väiksemat sissevoolu, mis koguvad oma vee järve pindala 12 korda ületavalt valgalalt. Aasta keskmine veetaseme kõikumine on 1,4 m, mis moodustab poole järve keskmisest sügavusest. Järve veemaht võib aga kõrge ja madala veeseisu ajal erineda ligi kolm korda.

3.2. Kaugseiremeetodite kasutamise tulemused Eesti järvedel

Peipsi järve erinevate osade ülevaatlikuks jälgimiseks ning neis toimunud muutuste analüüsimiseks on kõige lihtsam viis jälgida kaugseire meetoditega vees olevate OAA ruumilist jaotumust (joonis 4).

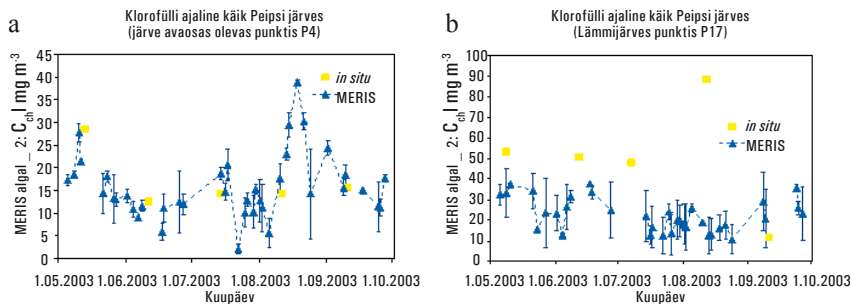
Satelliidiandmetelt tuleb esile Peipsi järve ning Võrtsjärve erinevus, kus viimane kuulub ökoloogiliste parameetrite puhul eelkõige Lämmi- ja Pihkva järvega samasse veetüüpi. MERIS klorofüllikaardilt on näha, et Peipsi keskosas ning lõunapoolsetes osades esineb tugev vetikate õitseng, mille tulemusena on seal ka kõrgemad hõljumi ja lahustunud orgaanilise aine hulgad vees. Esile tuleb ka siseveekogude kaugseirel sagedasti esinev nähtus – naabrusefekti mõju mõõdetud signaalile, mis ilmneb rannajoone lähedaste pikslite puhul (minimaalsed kontsentratsioonid).



Joonis 4. MERIS sensori mõõdetud atmosfääri ülapiirile tulev kiirgus 15 spektraalkanalis 5. juulil 2006. aastal (vasakul) ning sellest arvutatud klorofüllil (*chl_conc*, mg/m³), hõljumi (*tsm*, g/m³) ning lahustunud orgaanilise aine (*a_gelbstoff*, m⁻¹) sisaldused vees.

Peipsi järveosade heterogeensus võimaldab analüüsida erinevaid veetüpe samaaegselt. Täpsemalt on kasutatud kaht punkti: Peipsi avaosas paiknev selgema veega punkt P4 (joonis 5 a) ja sogasema veega Lämmijärve punkti P17 (joonis 5 b). P4-s on MERIS andmete põhjal näha kevadine ja suvine vetikate õitseng. P17-s olid aastaringiselt klorofüllü kontsentratsioonid kõrged nii *in situ* kui ka MERIS andmete järgi (kuni 42 mg/m³). *In situ* andmetes esile tulev suvine vetikateõitseng MERIS andmetes ei kajastu – vastupidi, klorofüllü väärtused isegi langevad.

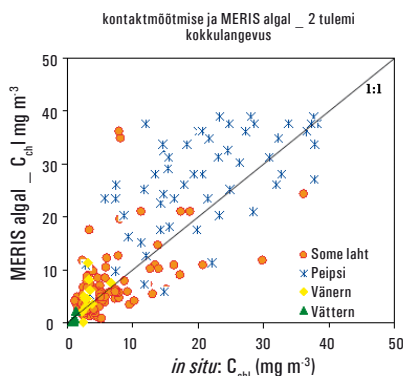
Otseseks kontaktmõõtmiste ja satelliitandmete võrdlemiseks on siinkohal äratoodud kolme siseveekogu ja Soome lahe andmed (joonis 6). Võrdlusveekogudena on kaasatud kaks Rootsi järve - Vänern ja Vättern. Vänern on suuruselt Euroopa kolmas järv pärast Laadogat ja Onegat (Venemaa). Vättern on tuntud kui väga selgeveelise ning hea veekvaliteediga järv, jäädes väikese valgala tõttu suuresti mõjutamata sissevoolavate vete mõjust ning omades pidevalt madalaid optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioone.



Joonis 5. Peipsi järves uuritud klorofüllü ajalised käigud (a) avaosas ning (b) Lämmijärve punktis.

MERIS klorofüllü tulemi ja kontaktmõõtmiste otsesel võrdlemisel ($R=0,75$) tuleb välja veekogude selge eristatavus klorofüllü sisalduse põhjal, kus skaala alumises otsas on Vätterni ning ülemises Peipsi järv (joonis 6) (Alikas, Reinart, 2008).

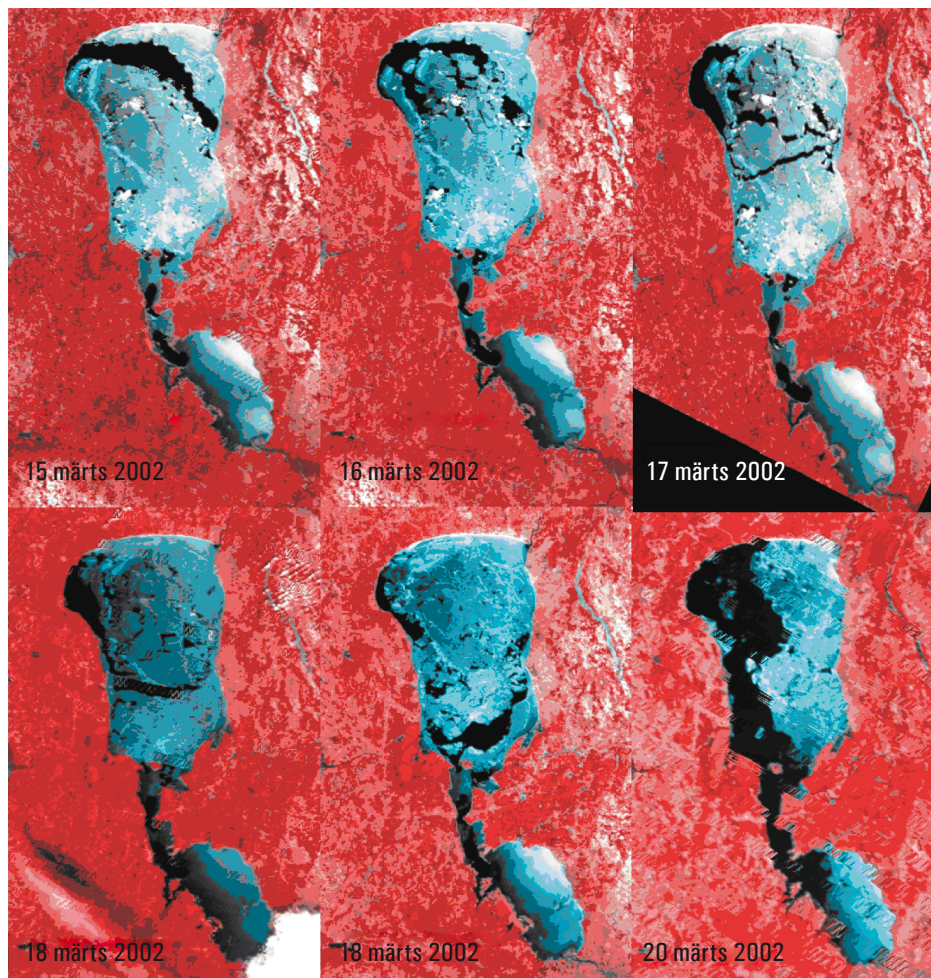
Kuna nii Peipsi järves kui ka teistes väikejärvedes esinevad äärmiselt tugevad ning üksteisest sõltumatud sesoonsed muutused kõigi kolme optiliselt aktiivse aine puhul, toob see esile vajaduse lookalsete algoritmide järele. MERIS-e klorofüllü tulemid on üldjuhul rakendatavad suuremate siseveekogude puhul, kuid vajavad parandamist.



Joonis 6. MERIS-e mõõdetud ning kontaktmõõtmiste andmete vaheline klorofüllü kontsentratsioon nelja optiliselt erineva veekogu puhul.

Kuna Eesti veekogud on erakordselt humiinaineterohked, on lahustunud orgaanilise aine määramine veekaugseire sensorite standardtulemitega raskendatud. Orgaanilise aine kõrged kontsentratsioonid põhjustavad olulise neeldumise spektri lühematel lainepikkustel, kus ka klorofüll neelab kiirgust. Kui algoritm ei suuda eristada orgaanilise aine ja klorofüllü põhjustatud neeldumisi, ülehinnatakse tavaliselt viimase mõju. Suured hõljumihulgad vees suurendavad tagasihajunud kiirguse hulka spektri pikematel lainepikkustel (Ruddick *et al.*, 2006), mida atmosfäärikorrektsiooni käigus võib ekslikult tõlgendada kiirgusena atmosfäärist. See aga omakorda suurendab atmosfäärikorrektsiooni vigu eriti just spektri sinises osas, kus veest väljunud kiirguse väärtused on suure orgaanilise aine sisalduse korral niigi väikesed. Suurimad raskused Eesti veekogude puhul esinevad just lahustunud orgaanilise aine ja hõljumi määramisel ning atmosfäärikorrektsioonis, millede puhul oleks kõige enam vaja arvestada lokaalseid olusid. Edasised tegevussuunad, rakendamaks veekaugseire sensorite tulemeid Eesti veekogude seires, on seotud lokaalsete algoritmide väljatöötamisega, mis sobiksid konkreetsetele veekogudele ja aastaegadele.

Järvedes toimuvad bioloogilised ja keemilised protsessid sõltuvad oluliselt vee temperatuurist. Näitena võiks tuua sinivetikate õitsengu, mille üheks „käivitajaks” on just vee temperatuur. Madalas ja tuultest kergesti mõjutatud Peipsi järves on massilised suvised vetikaõitsengud muutunud juba reegliliks. Temperatuurikaarte ja seeläbi õitsengute kujunemise võimalikkust ja arengut on prognoositud eelkõige MODIS sensori abil, millel on olemas spetsiaalne veepinna temperatuuri tulem. Analüüs on näidanud, et algselt küll vaid ookeanivete jaoks loodud temperatuuritulem annab väga häid tulemusi ka suuremate järvede puhul. Kontaktmõõtmiste ja satelliidiandmete võrdlemisel Peipsi, Vänerni ja Vätterni puhul saadi korrelatsioonikordaja $R^2 = 0,97$ ning standardveaks $0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Reinart *et al.*, 2008).



Joonis 7. Jääolude kaardistamine Peipsi järves MODIS sensori abil.

Järve ökosüsteemi teiseks oluliseks mõjutajaks on jääkatte olemasolu ja selle iseloom. Madalate järvede puhul mõjutab jääkihi paksus vaba vee liikumist ja produktsioonitsüklit veekogu sees. Suurtel laiuskraadidel asuvate järvede jääkatte parameetrid nagu tihedus, külmumis- ja sulamisajad ning kestvus on head indikaatorid regionaalsete kliimamuutuste analüüsimiseks (Robertson *et al.*, 1992). Kontaktmõõtmiste kaudu on aga selliste parameetrite ajaline käik raskesti jälgitav ning seetõttu on modelleerimise ja kaugseire tulemuste rakendamine oluliseks abivahendiks (Sipelgas, Kõuts, 2005). Suuremate Eesti siseveekogude puhul on jääolude uurimiseks kasutatud termodünaamilisi jäämudeleid, mis sisendina vajavad pikaajalisi andmeid õhutemperatuuri, jää paksuse, tuule suuna, kiiruse jm parameetrite kohta. Selgub, et mudeli tulemused on head keskmiste ja külmade talvede korral, kuid soojade talvede puhul on oluline arvestada lisaks ka jää liikumist, mille jaoks kasutatakse satelliidipilte (Reinart, Pärn, 2006).

IV Järeldused

Veekogudes toimub palju erinevaid ajalise ja ruumilise jaotusega protsesse, mille seiramiseks oleks võimalik rakendada erinevaid kaugseire tehnoloogiaid. Satelliitkaugseire tulemused võivad anda suurte järvede vee omaduste kohta väärtuslikku detailset teavet, mida pole võimalik koguda tavaliste veeproovide võtmise meetoditega. Suuremate järvede puhul saaks jälgida erinevate parameetrite ruumilist jaotuvust, jõgedega sissekantud ainete jaotuvust, veetaseme muutusi jpm, kuid konkreetsete rakenduste jaoks on vaja täiendavaid uuringuid, mh koguda rohkem andmeid veekogude optiliste omaduste kohta, mis ei kuulu praegu otseselt riikliku seire programmi raames jälgitavate parameetrite hulka. Kaugseire meetodid ja kontaktmõõtmised täiendavad teineteist oluliselt, kuid nende andmete parem ärakasutamine vajab vastastikust koordineerimist.

Kasutatud kirjandus

Alikas, K., Reinart, A. 2008. Validation of the MERIS products on large European lakes - Peipsi, Vänern and Vättern. DOI : 10.1007/s10750-007-9212-0. *Hydrobiologia*, 18, 161 - 168.

ATBD_2_12: Pigment index, sediment and gelbstoff retrieval from directional water leaving radiance reflectances using inversemodelling technique, http://envisat.esa.int/instruments/meris/pdf/atbd_2_12.pdf, 14 aprill 2007

Doerffer, R. 2006. MERIS Case I validation. Proceedings of the second working meeting on MERIS and AATSR calibration and geophysical validation. CD SP-615.

Kangur, K. 2006. Peipsi järve 2006. a seirearuanne. Riiklik keskkonnaseire programm. Aruanne. Käsikiri Keskkonnaministeriumi Info- ja Tehnokeskuses. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=-385362150&subprog_id=1134047180

Ott, I. 2007. Eesti väikejärvede seire 2007.a. Riiklik keskkonnaseire programm. Aruanne. Käsikiri Keskkonnaministeriumi Info- ja Tehnokeskuses. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/8072_Vaikejarvede_seire_aruanne_2007.doc

Ott, I. 2008. Riikliku keskkonnaseire alamprogrammi „Väikejärvede seire” Vahearuanne VII 2008. a. Riiklik keskkonnaseire programm. Aruanne. Internet: http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/8276_aru08_4.2.3_vaikejarved_1etapp.doc

Kirk, J. T. O. 1996. *Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press.

Mobley, C. D. 1994. *Light in Water—Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press, San Diego.

Nõges, T. (toimetaja), 2001. *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry*. Sulemees Publishers, Tartu, 163 pp.

Ott, I., Kõiv, T. 1994. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. EV Keskkonnaministeriumi Info- ja Tehnokeskus, Eesti Teaduste Akadeemia, Eesti Põllumajandusülikooli zooloogia ja botaanika instituut.

Petlenkov, E. 2004. Tehisnärivõrgud ja nende rakendused. Tallinna Tehnikaülikoolil õppematerjal.

Reinart, A., O. Pärn. Ice conditions of a large shallow lake (Lake Peipsi) determined by observations, an ice model, and satellite images. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, 2006, 55, 3, 243.261

Reinart, A., Kärbla, V., ja Okulov, O. 2008. Peipsi järve veepinna temperatuuri määramine MODIS sensori abil (käesolevas kogumikus).

Robertson, D. M., Ragotzkie, R. A. and Magnuson, J. J. 1992. Lake ice records used to detect historical and future climatic change. *Clim. Change.*, 21, 407.427.

Ruddick, K. G., De Cauwer, V., Park, Y., Moore, G. 2006. Seaborne measurements of near infrared water-

leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters. Limnology and Oceanography, 51(2), 1167-1179.

Shiller H., Doerffer, R. 1999. Neural network for emulation of an inverse model operational derivation of Case II water properties from MERIS data. International Journal of Remote Sensing, 20: 1735-1746

Sipelgas, L. and Kõuts, T. 2005. Sea ice monitoring using MODIS data. Remote Sensing of Marine and Coastal Environments. Remote Sensing of Marine and Coastal Environments, Halifax, Nova Scotia, Kanada, 17-19 May 2005. (CD ROM).

Peipsi järve veepinna temperatuuri määramine MODIS sensori abil Tagasi sisukorra juurde

Anu Reinart¹, Veiko Kärbla¹, Oleg Okulov²
¹Tartu Observatoorium, ²EMHI Tiirikoja järvejaam

Kokkuvõte

Vee temperatuur on oluline järve ökoloogilist seisundit määrav parameeter. Vee temperatuuri mõõtmiseks suuremalt alalt kulub laeval tunduvalt rohkem aega kui satelliidil. Seetõttu on kontaktmõõtmisel (nt laevalt mõõdetud temperatuur) kogutud andmete põhjal väga raske saada ülevaadet kogu järve temperatuuri kohta ühel ajahetkel, eriti kuumade ilmade korral, mil veepinna temperatuur võib muutuda suhteliselt lühikese aja jooksul. Seevastu satelliitpildi tulem annab veepinna temperatuuri ajalise ja ruumilise varieeruvuse kohta informatsiooni, mida pole võimalik saada ühegi teise andmekogumisviisiga.

Käesolevas töös võrreldakse erineva suuruse ja sügavusega järvede (Peipsi järv ja kaks Rootsis asuvat järve – Vänern ja Vättern) temperatuure, mis on saadud kahe erineva mõõtmisviisi tulemusel – satelliidipildilt ja kontaktmõõtmisel. Satelliidiandmeid testiti temperatuuri kontaktmõõtmistega jäävabal perioodil 2004–2006, mil temperatuur järves varieerus nii horisontaalselt kui ka sesoonselt. Töös kasutati MODIS/Aqua ja Terra Level 2 päevaseid tulemeid koos MODIS pilvemaskiga ja geolokatsiooni tulemiga. Satelliidiandmetega võrdlemiseks koostati andmebaas kõikidest punktidest, mis mõõdeti MODIS pildiga samal päeval ja eristusid MODIS 1 km lahutusega pildilt.

Satelliidi tulemite ja kontaktmõõtmiste võrdlusel selgub, et ookeanivete jaoks väljatöötatud soojusliku infrapunase kiirguse mõõtmisel põhinev MODIS SST veepinna temperatuuri tulem toimib ka Peipsi järve puhul.

MODIS SST tulemil on väga hea kooskõla vee temperatuuriga, mida mõõdetakse regulaarse seireprogrammi raames erinevates järvedes. Siiski, erilistes olukordades, näiteks väga vaikse ja kuumade päeva jooksul võib vee pindmine kiht soojeneda mitme kraadi võrra selle ajaga, mis laeval kulub kogu transekti läbimiseks, samas kui satelliit teeb mõõtmise vaid mõne minuti jooksul. Kogu andmebaasi kohta on $R^2=0,97$ ja standardviga $0,9$ °C. Ligikaudu pooled satelliidilt määratud temperatuurid on väiksemad kui vees mõõdetud temperatuurid. See võib olla pinnaefekti ehk nn *skin-effect*-i mõju tulemus.

Võtmesõnad: *kaugseire, kontaktmõõtmine, suurijärved, vee temperatuur*

I Sissejuhatus

Vee temperatuur on üks olulisemaid järve ökoloogilist seisundit määravaid parameetreid, mõjutades nii keemilisi kui bioloogilisi protsesse vees (Horne, Goldman, 1994). Veepinna ja selle kohal oleva atmosfääri temperatuuride erinevus määrab soojuse

ja niiskuse vahetuse nende keskkondade vahel, olles seega otsustav hüdroloogilise tsükli mõistmiseks, eriti kiirete kliimamuutuste tingimustes.

Kõik objektid, mille temperatuur on üle absoluutse nulli (0 K) kiirgavad elektromagnetilist energiat. Seega kõik, mis jäävad satelliitsensori vaatevälja (maapind, ehitised, vesi, isegi inimesed) kiirgavad soojuslikku infrapunast kiirgust lainepikkusega 3–14 μm . Inimesed tajuvad sellist kiirgust soojusena naha kaudu. Infrapunasensorid salvestavad kujutisi, mille abil saab jälgida soojuslike parameetrite muutusi aja jooksul ning nende alusel määrata ka teatud tingimustel materjali tüüpi. Maapinnalt lähtuvat soojuslikku infrapunast kiirgust on võimalik satelliitsensorite abil mõõta ainult tänu sellele, et atmosfäär laseb teatud lainepikkuste piirkonnas (nn atmosfääri aknad) kiirgust hästi läbi. Veeaur, süsinikdioksiid ja osoon neelavad kiirgust suhteliselt kitsastes lainepikkuste vahemikes, kuid näiteks 5–7 μm piirkonda ei saa maapinna kaugseires kasutada, sest just seal neelab atmosfääris olev veeaur peaaegu kogu maalt lähtuva soojuskiirguse. Osooni tõttu neeldub kiirgus vahemikus 9,2–10,2 μm oluliselt. Soojusliku infrapunase kiirguse kaugseire esmased militaar-rakendused olid seotud eeskätte „õise nägemise” võimega. Hiljem lisandusid oluliste kasutajatena suured naftakompaniid geoloogiliste uuringute tegemiseks.

Esimene tsiviilotstarbeline soojuslik infrapunasensor oli TIROS (1960), mille pilte kasutati piirkondlike pilvemassiivide ja atmosfääri frontide vaatlemiseks. NASA satelliit Nimbus 7 (1978) kandis *Costal Zone Color Scannerit* (CZCS), millel oli ka sensor veepinna temperatuuri mõõtmiseks. Alates 1979. aastast on olnud võimalik veepinna temperatuuri (*Sea Surface Temperature - SST*) määramine 1,1 km lahutusega üle kogu maakera kasutades AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) andmeid. Landsat TM4 (1982) ja TM5 (1984) kogusid andmeid 120 m lahutusega 10,4–12,5 μm ning 1,55–1,75 μm ja 2,08–2,35 μm kanalites. Hiljem on lisandunud ATSR (*Along Track Scanning Radiometers*) (1991), MODIS/Terra (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (1999), MODIS/Aqua (2002) jt.

MODIS-e kanalid 20, 22 ja 23 keskmises infrapunapiirkonnas (3,7–4,1 μm) ja kanalid 31 ning 32 soojusliku infrapuna piirkonnas (11,0–12,0 μm) on paigutatud spetsiaalselt nii, et optimeerida kasutamist veepinna temperatuuri määramiseks. Keskmises infrapunapiirkonnas olevad kanalid on kõige vähem mõjutatud veeaurust, kuid nende puuduseks on see, et maapinnalt lähtuv kiirgus on suhteliselt nõrk ning päevasel ajal võib signaal olla mõjutatud ka päikesehelgist. Soojusliku infrapunase kiirguse kanalid asuvad küll piirkonnas, kus kiirgus on kõige tugevam, kuid need on ka rohkem mõjutatud atmosfääris sisalduva veeauru poolt.

MODIS veepinna temperatuuri tulem, mis põhineb soojusliku infrapunase kiirguse mõõtmisel, on välja töötatud (Level 2 MOD28, SST) ookeanivete jaoks (Esaías, 2003). Tulemi head kvaliteeti on kinnitatud mitmete testimiste käigus ka suurte järvede jaoks. (Thiemann *et al.*, 2003; Reinart, Reinhold, 2008). Käesolevas töös on näidatud MODIS SST toimimist Peipsi järve korral ning võrreldud seda ka teiste suurte järvedega, Vänerni ja Vätterniga Rootsisis (tabel 1). Satelliidiandmeid on testitud temperatuuri kontaktmõõtmistega jäävabal perioodil 2004–2006, mil temperatuur järves varieerus nii horisontaalselt kui ka sesoonselt.

Tabel 1. Uuritud järvede mõned morfoloogilised parameetrid (Nöges, 2001; Kvarnäs, 2001).

Parameeter	Peipsi	Vänern	Vättern
Pindala, km ²	3555	5648	1856
Keskmine sügavus, m	7,1	27	39,8
Maksimaalne sügavus, m	15,3	106	128
Klorofüll α , mg/m ³	1,8–95	0,2–10,6	<0,1–5,2
Secchi sügavus, m	0,4–4,8	2,0–7,9	6,5–15,0

Kõige olulisemalt mõjutavad termodünaamilisi protsesse järvedes lisaks meteoroloogilistele tingimustele järvede suurus ja kuju. Peipsi, Vänern ja Vättern asuvad peaaegu ühel laiuskraadil (59–60° N). Rootsi järvedele mõjub Golfi hoovuse lähedus, mis tingimusi mahendab. Samas Peipsit mõjutab rohkem mandriline kliima, mistõttu talved on reeglina kuivemad ja külmemad. Peipsi järve sügavus on tunduvalt väiksem kui Vänerni ja Vätterni sügavus ning tema veemassid segunevad hästi läbi kuni põhjani. Seetõttu jäätab Peipsi vähemalt osaliselt igal talvel, kuid Rootsi järvele tekib jääkate väga harva. Ka optiliste omaduste poolest on kolm järve väga erinevad: Läbipaistvus Secchi ketta järgi on suurim Vätternis (6,5–15,0 m), Vänernis on see 2,0–7,9 m, madalaim aga Peipsis – isegi vähem kui 0,5 m, olenevalt kohast ja sesoonist.

II Meetodid

2.1. Satelliidipildid

Töös kasutati MODIS/Aqua ja Terra Level 2 päevaseid tulemeid (MOD28L2: SST) koos MODIS pilvemaskiga (MOD35_L2) ja geolokatsiooni tulemiga (MOD03). Neilt piltidelt on võimalik määrata veepinna temperatuur ligikaudu 1x1 km suuruse piksli jaoks. MODIS sensorite vaatevälja jääb Peipsi järv 3–4 korda päeva jooksul, mis oluliselt suurendab võimalust tabada pilvevabu hetki. Kogu andmebaasist (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> ja <http://daac.gsfc.nasa.gov/>) valiti eelnevalt visuaalselt välja vähese pilvisusega pildid. Sellise kontrolliga pole paraku võimalik kohe märgata õhukesti kiudpilvi ega ka väikesi pilvelaike, mis eristuvad alles edasise töötlemise käigus. Peipsi jaoks leiti 2004.–2006. a kohta 104 sobivat pilti. Pilte töödeldi tarkvarapaketi *Windows Image Manager* (Mati Kahru, WimSoft). MODIS pildilt eraldati sobiv piirkond ning rakendati pilvemask ja kvaliteedimask, mis on olemas andmebaasis kui esmase töötlemise tulemused. Nende pikslite põhjal, mis vastasid kvaliteedile „hea” (need on ka pilvevabad), arvutati temperatuuri statistikud (keskmine, minimaalne, maksimaalne ja standardhälve) iga piksli ja ka kogu järve jaoks.

2.2. Kontaktmõõtmiste andmed

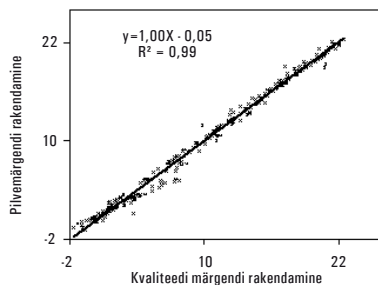
Peipsi põhjaosas teeb regulaarseid temperatuuri mõõtmisi Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi Tiirikoja järvejaama laev jäävabal perioodil iga 10 päeva järel, üks kord kuus üle kogu järve. Temperatuuri mõõdetakse 0,5 m sügavusel. Satelliidiandmetega võrdlemiseks koostati andmebaas kõikidest punktidest, mis mõõdeti MODIS pildiga samal päeval ja eristusid MODIS 1 km lahutusega pildilt. Peipsi jaoks moodustus andmebaas 2004.–2006. aasta jaoks 232 punktist.

Vänerni ja Vätterni kontaktmõõtmiste kohta on võimalik andmeid saada andmebaasist (<http://info1.ma.slu.se/>). Riikliku seire käigus kogutakse andmeid vaid 3–5 korda aprillist oktoobrini viies punktis Vänernis ja kahes punktis Vätternis. Seetõttu on nende järvede puhul MODIS-e ülelennu ajaga kokkulangevaid mõõtmisi leida palju vähem kui Peipsi järve jaoks: kokku on kasutatud 22 punkti Vänerni ja 7 punkti Vätterni jaoks.

III Tulemused ja arutelu

3.1. MODIS SST võrdlus mõõdetud temperatuuriga

Satelliidi mõõtmistest temperatuuri leidmise protseduuride käigus võivad tekkida mitmed vead, mis peamiselt tulenevad pilvede olemasolust. Seetõttu kontrollitakse esmalt pilvede esinemist pildil ning iga piksel saab vastava märgendi (pilves/selge). Ka muude tulemi usaldusväärsust vähendavate tegurite osas tehakse teste ning lisatakse vastav kvaliteedimärgend (hea; kahtlane; tõenäoliselt pilv või päikesehelk; halb).

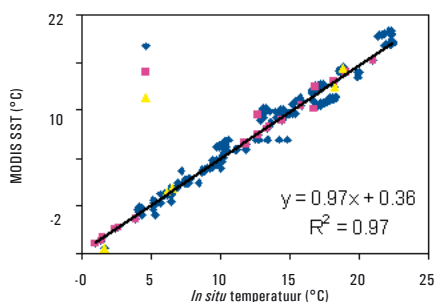


Joonis 1. Veepinna temperatuurid MODIS tulemina, millele rakendatud pilvede puudumist näitav märgend või tulemi kõrgeimat kvaliteeti näitav märgend.

Osutub, et ainult väga väike osa rannikuvete ja siseveekogude pikslitest on märgitud kui hea kvaliteediga tulemid, seetõttu on soovitatav MODIS-e piltide korral kasutada neis vetes kvaliteedi märgendi rakendamise asemele hoopis kõiki pilvevabu piksleid. Sellisel juhul suureneks oluliselt kasutatavate pikslite arv, samas kvaliteet ei väheneks peaaegu üldse. Joonisel 1 on näha, et keskmised temperatuurid, mis on arvutatud kõrgema kvaliteediga pikslitest ja pilvevabadest pikslitest, on väga lähedased ($R^2 > 0,99$).

Satelliidi tulemite ja kontaktmõõtmiste võrdlus on esitatud joonisel 2. Peipsi järve

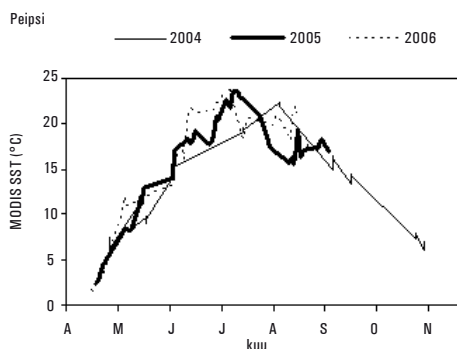
kontaktmõõtmiste hulk on palju suurem kui Vänerni ja Vätterni korral, sest Peipsis on temperatuuri mõõdetud automaatselt ka laeva liikumise ajal. Selline meetod annab paremaid võimalusi võimalikult satelliidi ülelennu lähedaste andmete saamiseks. Siiski, erilistes olukordades, näiteks väga vaikse ja kuuma päeva jooksul võib vee pindmine kiht soojeneda mitme kraadi võrra selle aja jooksul, mis laeval kulub kogu transekti läbimiseks, samas kui satelliit teeb mõõtmise vaid mõne minuti jooksul. Kogu andmebaasi kohta on $R^2=0,97$, ja standardviga $0,9\text{ }^\circ\text{C}$. Kuigi Vänerni ja Vätterni punktide hulk on palju väiksem, langevad need hästi kokku tulemustega Peipsi puhul. MODIS SST head sobivust Läänemere rannikuvete jaoks on näidanud Uiboupin ja Siplegas (2007).



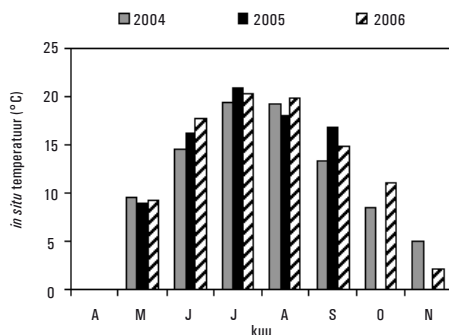
Joonis 2. MODIS SST 3×3 piksli väärtuse võrdlus kontaktmõõtmiste andmetega.

Ligikaudu pooled satelliidilt määratud temperatuurid on väiksemad kui vees mõõdetud temperatuurid. See võib olla tingitud nn *skin-effect*-ist (pinnaefekt). Seos veepinna väga õhukese pealmise kihi ning veemassi temperatuuri vahel on määratud vee-atmosfääri soojusvahetusega ning veesamba termilise kihistumisega. Nende protsesside kulgemine ning omavahelised seosed sõltuvad omakorda sellistest tingimustest nagu tuule kiirus, tuule suund, mõõtmise aeg päeva jooksul ja mõõtmiste sügavus (Donlon *et al.*, 2002).

3.1 Temperatuuri sesoonne varieeruvus



Joonis 3. Järve keskmise veepinnatemperatuuri sesoonne varieerumine MODIS SST tulemi alusel.



Joonis 4. Peipsi järve keskmise veetemperatuuri sesoonne varieerumine Tiirikoja järvejaama poolt teostatud kontaktmõõtmiste alusel.

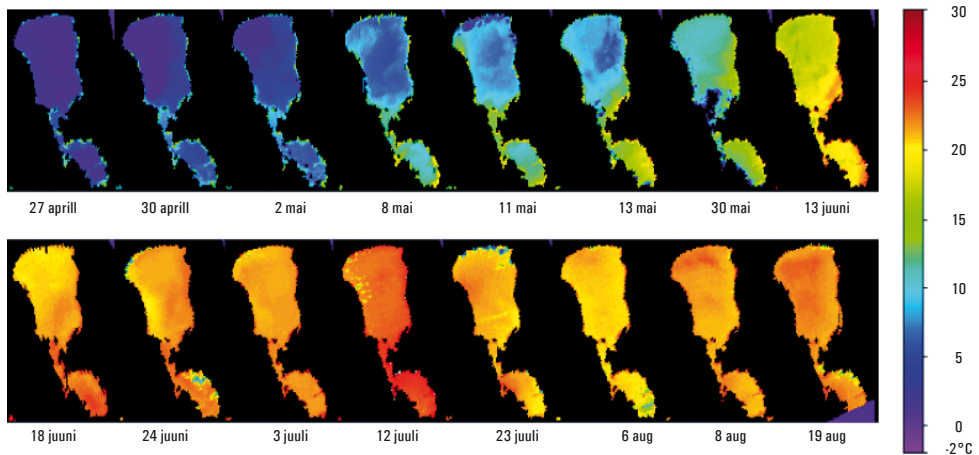
Veepinna temperatuuri sesoonset muutlikkust järves on satelliidi piltidelt võimalik määrata palju sagedamini kui üksikute punktmõõtmiste abil. Satelliidi pildilt on lisaks võimalik näha ka varieeruvust üle kogu järve antud ajahetkel. Temperatuuri varieerumine võib olla aastati väga erinev, sõltudes kohalikest ilmastikutingimustest antud järve piirkonnas. Peipsi järv oli vaadeldud perioodil talvel jääga kaetud, seetõttu algab veepinna temperatuuri pidev aegrida tavaliselt aprillis, mil jää on sulanud. Seejuures võivad osad kaldalähedased pikslid siiski sisaldada üksikuid jäälaike. Kui antud piksel on kaetud jääga, või selles on jäälaike, võivad MODIS SST väärtused olla ka negatiivsed. Üldiselt võib temperatuuri käigus märgata kolme selgelt eristuvat perioodi, mis on iseloomulik kõigile kolmele vaadeldud järvele:

- Jaanuarist märtsini varieerub järve keskmine temperatuur ebaregulaarselt ilma selge trendita. Sel ajal sõltub MODIS SST väärtus jää pinnatemperatuurist, mis on määratud jää omaduste ja õhutemperatuuriga;
- Alates aprillist hakkab temperatuur tõusma – see näitab ka aega, kui jää on antud pikslist täielikult sulanud. Temperatuuri maksimum T_{max} saavutatakse erinevatel aastatel erineval ajal – tavaliselt aga vahemikus juuni lõpust kuni augusti alguseni;
- Septembrist alates hakkavad temperatuuri väärtused langema kuni 0 °C (tavaliselt detsembriks), siis hakkab järv jäätuma.

Kuigi Rootsis on regulaarse seire käigus juuli ja septembri kohta kogutud vähe kontaktmõõtmistel põhinevaid andmeid, näitavad satelliitmõõtmised, et sügavates Rootsi järvedes saavutab veetemperatuur oma maksimaalse väärtuse varem kui Peipsi järves. T_{max} väärtused Vänernis (22,0–22,5 °C) ja Vätternis on (21,2–22,0 °C) väga lähedased, madalas Peipsi järves veidi suuremad (22,3–23,9 °C).

Suurte järvede korral on selgelt näha erisused järvede vahel. Järve osade erinevad temperatuurirežiimid tulevad samuti selgelt välja. Vee soojenemine algab järve

madalamates osades varem kui sügavates osades. Peipsi järves vabaneb jääst kõige kiiremini selle kõige kitsam osa – Lämmijärv, selle järel Pihkva järv. Samas järjekorras toimub ka vee jahtumine (joonis 5). Sellele kontrastina soojeneb ja jahtub Vätterni järv (Vätterni järve pindala on väiksem kui Peipsil ja Vänernil, kuid on sügavam) ühtlaselt üle kogu järve. Temperatuuri maksimumi ajal on Peipsi järv suhteliselt ühtlaselt soojenenud, kuid Vätternis võivad siis esineda suuremad erinevused järve erinevate osade vahel. Suurimad temperatuuri kõikumised ilmsid Lämmijärves (kuni 30 °C) ja väikseimad Vätternis (16 °C), kuid need võivad olla aastati erinevad.



Joonis 5. Peipsi järve veepinna temperatuuri muutused aastal 2006 MODIS-e piltidel.

IV Järeldused

MODIS SST tulem annab veepinna temperatuuri ajalise ja ruumilise varieeruvuse kohta informatsiooni, mida pole võimalik saada ühtegi teist andmekogumise viisi kasutades. MODIS SST tulemil on väga hea kooskõla vee temperatuuriga, mida mõõdetakse regulaarse seireprogrammi raames erinevates järvedes. Oluliselt ei mõjuta seda seost ka kvaliteedi märgendi rakendamine. Seega sobivad kasutamiseks kõik pilvevabad pikslid. Siiski ei vasta saadud tulemused MODIS tulemi planeeritud täpsusele 0,25 – 0,30 K. Põhjus on selles, et seire käigus mõõdetakse temperatuuri vees erinevatel sügavustel, väga õhukese pinnakihi temperatuuri pole võimalik kasutatud meetodiga määrata. Uurimuses on satelliidi tulemiga võrreldud andmeid, mis on mõõdetud satelliidi ülelennuga samal päeval, kuid mõnikord ilmselt mitmeid tunde hiljem (või varem). Kuumadel suvepäevadel võib veepinna temperatuur päeva jooksul oluliselt muutuda.

Kasutatud kirjandus

Donlon, C. J., Minnett, P., Gentemann, C., Nightingale, T. J., Barton, I. J., Ward, B. and Murray, J. 2002. *Towards Improved Validation of Satellite Sea Surface Skin Temperature Measurements for Climate Research*, *J. Climate*, Vol. 15, No. 4, 353-369, 2002.

Esaias, W. E. 2003. *EOS Data Products Review*, NASA Headquarters, Washington DC, 10 March 2003. <http://modis-ocean.gsfc.nasa.gov/refs.html>

Horne, A. J. and Glodman, C. R. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, inc. 575pp.

Kvarnäs, H. 2001. *Morphometry and Hydrology of the Four Large Lakes of Sweden*. *Ambio*, 30, 8, 467-474.

Nõges, T. (eds), 2001. *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry*. Sulemees Publishers, Tartu, 163 pp.

Reinart, A. Reinhold, M. 2008. *Mapping Surface Temperature in Large Lakes with MODIS data*. *Remote Sensing of Environment*, 112/2, 603 - 611.

Thiemann, S. and Schiller, H. 2003. *Determination of the bulk temperature from NOAA/AVHRR satellite data in a midlatitude lake*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 4, 339-349.

Uiboupin, R.; Sipelgas, L. 2007. *Comparison of satellite sea surface temperature with in situ surface layer temperature*. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology*, 56(1), 47 - 56.

Õlireostuse tuvastamine SAR kujutistelt Tagasi sisukorra juurde

Rivo Uiboupin, Urmas Raudsepp

Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut

Kokkuvõte

Käesolev artikkel käsitleb SAR (*Synthetic Aperture Radar*) kujutiste kasutamist õlireostuse avastamiseks merekeskkonnas. SAR kujutiste kasutamine võimaldab tuvastada nii õnnetusjuhtumitest tingitud reostust, kui ka tahtlikke reostusi, mis on tingitud pilsivee ja muude kahjulike ainete merre laskmisest. Samas, õlireostuse tuvastamist SAR kujutistelt raskendab asjaolu, et reostusele sarnased struktuurid võivad olla põhjustatud ka looduslikest nähtustest, näiteks tuulest, atmosfääri mõjust mere pinnale, vetikate akumulatsioonist veepinnal, süvaveekeergetest jne. Parima tulemuse saavutamiseks reostuse avastamisel ja reostusele sarnaste struktuuride elimineerimisel tuleks analüüsida lisaks SAR pildile ka muid andmeid. Optiliste kaugseiresensorite andmed võimaldavad tuvastada struktuure, mis on põhjustatud suurtest temperatuurierinevustest ja suurest klorofüllü kontsentratsioonist. Samuti on oluliseks lisainformatsiooniks modelleeritud tuuleväljade andmed HIRLAM mudelist, mis võimaldavad eristada lokaalsest vaiksest tuulest tingitud struktuure.

Lisaks reostuse avastamisele on oluline kindlaks teha reostuse põhjustaja ning hinnata, kuhu reostus triivib. Neid probleeme on võimalik lahendada kasutades veebipõhist mudelit Seatrack Web. Antud süsteem koosneb PADM mudelist (*Particle Dispersion Model*), mis võimaldab prognoosida reostuse levikut ning AIS (*Automatic Identification System*) andmebaasist, mis sisaldab informatsiooni laevade teekondade kohta.

Võtmesõnad: õlireostus, SAR kujutised, reostusele sarnased struktuurid, süvaveekeerge, elektromagnetlained, Braggi hajumisteooria, reostaja tuvastamine, HIRLAM, mudel, HIROMB, modelleerimine

I Sissejuhatus

Laevaliiklus Läänemerel on viimastel aastatel oluliselt suurenenud, mistõttu on tõusnud õlireostuse õnnetuste toimumise tõenäosus ning tahtlike reostuste arv (HELCOM, 2006). Võimaliku reostuse tuvastamiseks ja operatiivseks tegutsemiseks tuleb teostada tõhusamalt keskkonnaseiret. Reostuse avastamine laevalt tehtavate vaatlustega on ruumilise piiratud tõttu madal. Seetõttu on otstarbekam kasutada kaugseire meetodeid, mis võimaldavad koguda informatsiooni suurte merealade kohta.

Viimasel kümnendil on õlireostuse avastamise tehnoloogias esile tõusnud SAR (*Synthetic Aperture Radar*) sensorite kasutamine, mis on paigaldatud mitmetele satelliitidele (ERS, ENVISAT-ASAR, RADARSAT-1 jne). SAR-i peamiseks eeliseks optiliste sensoritega võrreldes on tema võime koguda andmeid ilmastiku ja päikesevalguse tingimustest sõltumatult. Seega saab SAR-iga mere pinda jälgida nii pilvistes oludes kui ka öisel ajal.

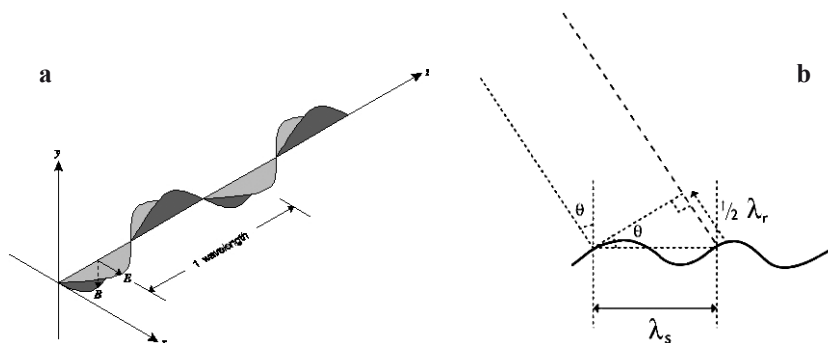
SAR sensoriga sarnasel põhimõttel toimivad ka mitmed lennukitele paigaldatavad radarid: SLAR (*Side-Looking Airborne Radar*), FLIR (*Forward Looking Infrared Radar*). Kui satelliidil paikneva SAR sensoriga salvestatava pildi suurus on kuni 400×400 km, siis lennuki pardal olevate sensoritega on võimalik jälgida, sõltuvalt lennu kõrgusest, kuni ~ 40 km laiust riba piki lennu trajektoori.

Lennuki pardale paigaldatavatest reostuse avastamise seadmetest on Eestis kasutusel ka Lidar (*Light Detection and Ranging*), mis võimaldab määrata reostuse tüüpi ja kogust. Lidari miinuseks on selle jälgitava ala piiratus. See on tingitud seadme iseloomust, mis teostab n.ö punktmõõtmisi piki lennu trajektoori.

Käesoleva töö eesmärgiks on anda ülevaade SAR kujutiste kasutamisest Läänemere kirdeosas õlireostuse tuvastamisel. Samuti käsitletakse SAR pildi töötlemisel esinevaid probleeme. Kuna SAR pildil on tuvastatavad nii reostused kui ka looduslikud struktuurid, siis on pildi analüüsi eesmärgiks välja selgitada, kas pildil esinev struktuur on tingitud reostusest või on tegemist loodusliku nähtusega.

II SAR kujutiste üldteoreetiline taust

SAR on aktiivne sensor, seega ei sõltu peegeldunud päikesekiirgusest (energiast), vaid tal on „oma valgus” elektromagnetlainete kujul. Elektromagnetlaine koosneb elektri- ja magnetväljast, millede tihedused muutuvad sinusoidaalselt (joonis 1a). SAR pildi tagasihajumist mingil kindlal lainepikkusel mõjutavad järgmised faktorid: objektide (hajutajate) suurus uuritava alal, õhu niiskusesisaldus, väljasaadetud ja tagasihajunud mikrolaine polariseeritus (vertikaalselt, horisontaalselt) ja mikrolaine langemisnurk. SAR sensorite enamkasutatavad lainepikkuse kanalid on L (23,5 cm), C (5,8 cm) ja X (3,1 cm).



Joonis 1. (a) Elektromagnetlaine levimine z -telje sihis, kus E on elektrivälja tiheduse muutumine ja B on magnetvälja tiheduse muutumine (University of Zurich, 2008). **(b)** Braggi tagasihajumine, kus λ_r on radarikiire lainepikkus, θ on radarikiire langemisnurk ja λ_s Braggi lainepikkus (European Space Agency, 2008).

SAR pildil on õlireostus ja muud veepinnal olevad ained nähtavad, sest nad summutavad lühikesi gravitatsioonilisi kapillaarlaineid, mis mõjutavad tagasihajumist

veepinnalt. SAR sensorid, mida kasutatakse merekeskonna jälgimiseks, töötavad radari kiire langemisnurkade vahemikus ~15 kuni 80 kraadi, kuna selles vahemikus saab radari tagasihajumist iseloomustada Braggi hajumisteooriaga (Heron, Prytz, 1996). Meres toimuvate protsesside uurimiseks on sobivaim langemisnurkade vahemik ~20 kuni ~45 kraadi. Braggi teooria kohaselt on radari tagasihajumisenergia võrdeline radari antenni poole või sellest eemale liikuvate lainete amplituudi ruuduga. Lainepikkus arvutatakse valemiga:

$$\lambda_s = \lambda_r / 2 \sin \theta, \quad (1)$$

kus λ_r on radarikiire lainepikkus ja θ on radarikiire langemisnurk. Neid laineid nimetatakse Braggi laineteks. Braggi lainete lainepikkus on kuni ~20 cm (joonis 1b.). Struktuuride tuvastamiseks SAR pildilt on vajalik Braggi lainete olemasolu uuritavas piirkonnas, mille eelduseks on piisavalt tugev tuul (üle 3 m/s). Piirkonnad, kus Braggi laineid ei esine, näivad SAR pildil tumedate laikudena.

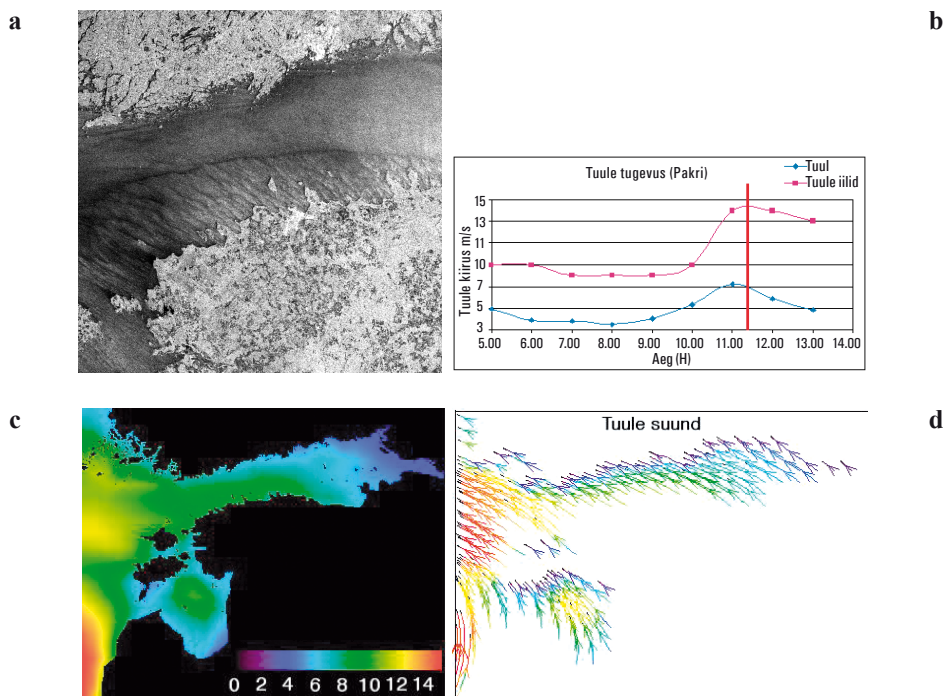
Kapillaarlainete esinemine on seotud tuule tugevusega. Seega on reostuse avastamine otseselt seotud tuule kiiruse ja suunaga. Minimaalne tuule kiirus, mille korral reostus on tuvastatav, on ~3 m/s (Solberg *et al.*, 2007). Kui tuule kiirus on antud väärtusest väiksem, siis esineb SAR pildil mitmeid tumedaid laiike, mistõttu ei ole võimalik eristada reostust muudest struktuuridest. Sobivaim tuule kiiruse vahemik reostuslaikude avastamiseks on 3–6 m/s. Sellise tuule korral on üldine merepinna karedus (Braggi lained) välja arenenud merepiirkonnas, kus reostust ei esine. Reostuse alas Braggi lained sumbuvad ning õli ilmneb tumeda laiguna heledal taustal. Tuule kiiruse korral, mis on vahemikus 7–10 m/s, kahaneb väikeste reostuste avastamise tõenäosus õlikile osalise lagunemise tõttu. Kui tuule kiirus on üle 10 m/s, siis pole reostus merepinnal nähtav, sest pinnalainete murdumine lõhub õlikile. Sellistes tingimustes on tuvastatavad ainult väga suured reostused (Solberg *et al.*, 2007).

SAR pildil on oluliseks segavaks fasktoriks müra, mis on tingitud piksli lahutuse ja lainepikkuse erinevusest. Elektromagnetlainete korral, mille lainepikkus on ~20 cm, sisaldab üks 75×75 m mõõtmetega piksel mitmeid erineva tagasihajumisega objekte (hajutajaid). Selle tulemusena võib elektromagnetlainete ja uuritava ala vahel olla mitu vastasmõju sündmust (mitu signaali põrget), mis põhjustavad tagasihajumissignaali muutumise ning väljenduvad ruumiliselt vahelduvate heledate (tugev signaal) ja tumedate (nõrk signaal) pikslitena. Seega on oluline kujutise analüüsimisel matemaatiliste filtrite (Gamma–Gamma MAP, Local Sigma, Gamma–DE MAP, Gamma–APM MAP jt) abil „täpiliselt“ müra vähendamine. Oluline on kasutada filtrit, mis vähendaks märgatavalt SAR kujutise täpilisust, kuid samas säilitaks struktuuride piirid.

III Reostussarnased struktuurid

Õlireostuse tuvastamist SAR kujutistelt raskendab asjaolu, et reostussarnased struktuurid võivad olla põhjustatud ka looduslikest nähtustest. Eelpool oli öeldud, et kui tuule kiirus on väiksem kui 3 m/s, siis esineb SAR pildil mitmeid tumedaid laiike (madal

tagasihajumine). Tuule põhjustatud tumedate alade esinemine ei sõltu ainult tuule tugevusest, vaid ka suunast. Juhul kui maa varjab tuule, siis tekivad rannikulähedasse piirkonda tumedad laigud, mida võib tuule andmeid analüüsivõimega tõlgendada reostusena. Näiteks 23. juulil 2007 esinesid SAR pildil tugevast kagutuulest põhjustatud struktuurid (joonis 2a). Pakri meteojaama andmetel (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut) hakkas tuule kiirus tõusma kolm tundi enne SAR pildi salvestamist – kui kell 06.00 oli tuule kiirus 4–9 m/s, siis pildi salvestamise ajaks oli tuul tõusnud kiiruseni 6–14 m/s (joonis 2b). Kuna meteojaamade mõõtmisandmed on madala ruumilise lahutusega ja esindavad rannikutuuli, on otstarbekas kasutada HIRLAM (*High Resolution Limited Area Model*) mudeli prognoosiväljasid või skateromeetri andmeid (QuickSCAT), mis katavad ka avamere. Arvestades tuule tugevuse ja suuna ruumilist muutumist (joonised 2c, 2d) vahetult enne pildi salvestamist, võib järeldada, et tuulest põhjustatud struktuurid jõudsid tekkida vaid Soome lahe lõunaosas. Kagu-loodesuunalised triibud Pakri poolsaare ja Tallinna vahel on põhjustatud järsust tuule tugevnemisest, mille tagajärjel lainekõrgus tõusis ning tagasihajumine suurenes. Tumedad laigud Eesti rannikumeres Vormsi ja Pakri saarte vahelises sektoris on põhjustatud maa varjust, mille tulemusena tekkis nn tuulekoridoride piirkond, kus vaheldusid tuulised alad (hele – suur tagasihajumine) ja tuulevaiksemad alad (tume – väike tagasihajumine). Tume triip piki Soome lahe telge langeb enam-vähem kokku tuulefronti asukohaga.



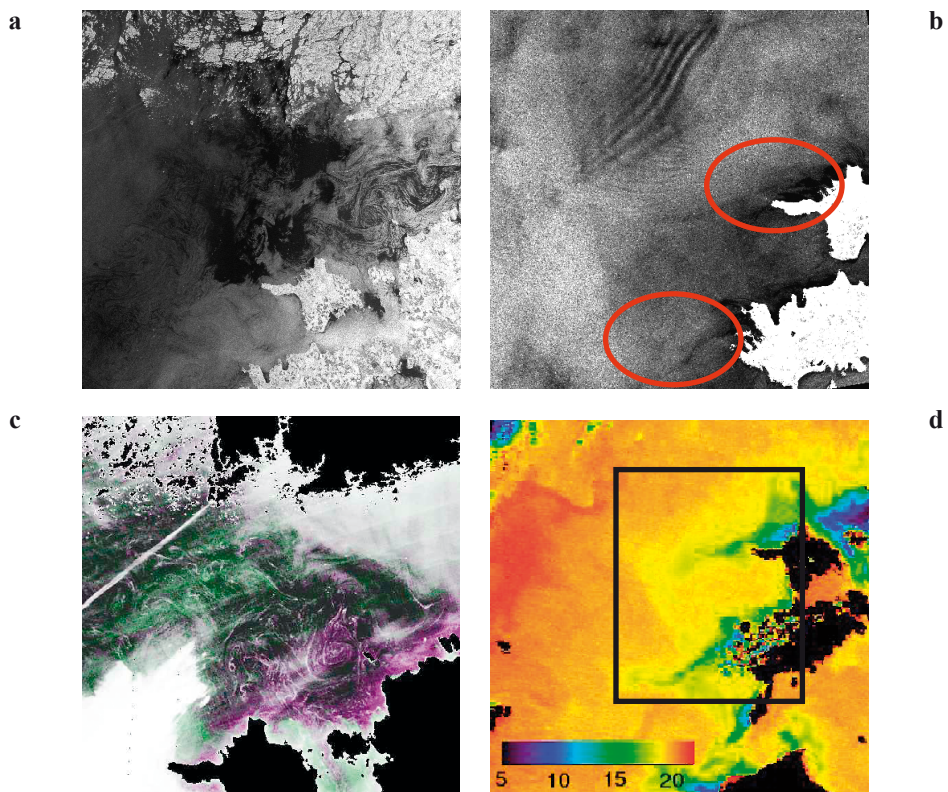
Joonis 2. (a) SAR kujutis Soome lahe lääneosast 23.07.2007. (b) Tuule tugevuse aegrida Pakri meteojaamas. Punane vertikaaljoon vastab SAR pildi salvestamise ajale. (c) Tuule kiiruse ruumiline jaotus (HIROMB). (d) Tuule suuna ruumiline jaotus (HIROMB).

Lisaks tuule põhjustatud reostusesarnastele laikudele võib SAR pildil esineda ka teisi looduslikke struktuure. Veepinnale akumulunud vetikaõitsengutega seotud struktuurid paistavad SAR pildil samuti tumedate laikudena ja triipudena (joonis 3a), sest veepinnal akumulunud vetikad summutavad Braggi laineid ning vähendavad tagasihajumist (Ivanov *et al.*, 1997). Ka tugevad süvaveekerked ehk *upwelling*'ud ilmnevad SAR kujutisel tumedamana kui ümbritsev vesi (joonis 3b) (Ivanov *et al.*, 1997; Bentz *et al.*, 2004).

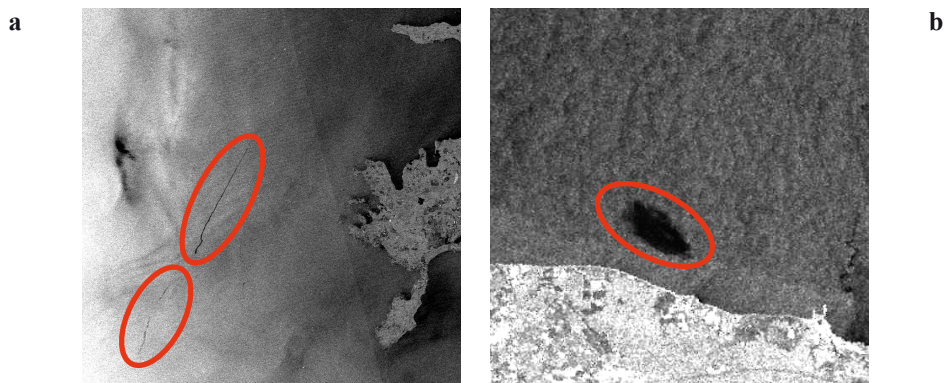
Vetikaõitsengute põhjustatavate valehäirete vältimiseks oleks hea koos analüüsida SAR pilti ja optilise kaugeire sensori pilti (MODIS, MERIS). Optilise sensoriga on paremini tuvastatavad erineva klorofüllü kontsentratsiooniga (joonis 3c) ja temperatuuriga (joonis 3d) struktuurid meres. Kuigi standardsed klorofüllü kontsentratsiooni määramise algoritmid pole piisavalt täpsed Läänemeres (Darecki, Stramski, 2004), on suhtelises skaalas klorofüllü ruumiline muutlikkus selgelt eristuv (Bentz *et al.*, 2004). Optilised sensorid (nt MODIS) annavad veepinna temperatuuri andmeid täpsusega $\sim 0,5$ °C (Brown, Minnett, 1999; Reinart, Reinhold 2008; Uiboupin, Sipelgas, 2007), mis on piisav süvaveekergete tuvastamiseks. Kuna MODIS-e pildil on näha suuremastaabilised looduslikud struktuurid (õitsengud, süvaveekerked jne), siis saab nende esinemise kohtades tuvastatud struktuurid välistada kui reostuse. Kuna harva esineb situatsioone, kus SAR-i ja MODIS-e pilt on salvestatud ühel ajal (struktuuride asukohad muutuvad tundidega), siis ei ole otstarbekas kasutada automatiseeritud meetodeid nende kahe pildi võrdluseks. MODIS-e ja SAR-i piltide salvestamise ajalise vahe suure erinevuse korral on põhjendatud nende kahe pildi visuaalne võrdlemine. Tulenevalt asjaolust, et suurel osal (üle 50%) aastast on Läänemere piirkond pilvkatte all (Krężel *et al.*, 2005), on optiliste kaugeire sensorite kasutamise võimalused piiratud.

IV Õlireostuse tuvastamine SAR-i kujutistelt ja potentsiaalse reostaja väljaselgitamine

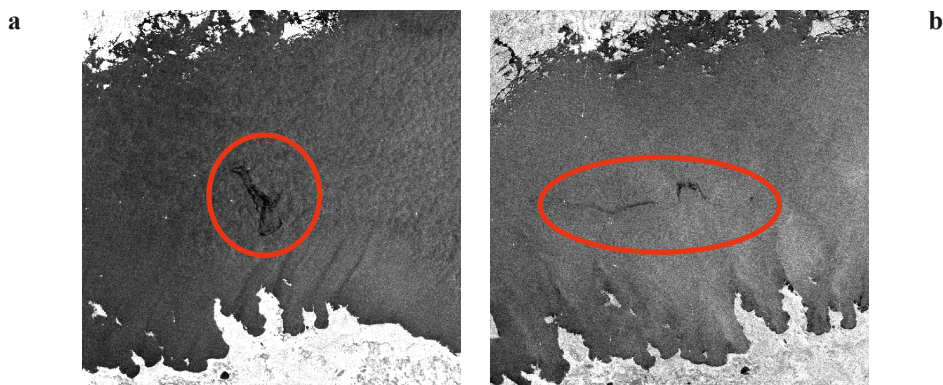
SAR-i piltidelt õlireostuse tuvastamine on tihedalt seotud pilditöötaja kogemuste ja oskustega. Üldiselt jagunevad reostused kahte tüüpi: õnnetusjuhtumiga seotud reostused, kus reostuse toimumine on teada, ning pahatahtlikud reostused, kus reostuse toimepanekut püütakse varjata. Esimest tüüpi reostuste korral on tegemist punktreostusega, kus lekkiv alus on piiratud merealal. Teist tüüpi reostuse korral toimub õlireostuse väljalask liikuvalt laevalt. Vastavalt reostusallika käitumisele on ka reostuse struktuur merel erinev. Liikuva laeva puhul saame rääkida triibukujulisest struktuurist (joonis 4a). Paigalseisva või lühiajalise reostaja korral toimub õlilaigu laialivalgumine ning laigu kuju sõltub reostuspiirkonnas valitsevatest hüdrometeoroloogilistest tingimustest (joonis 4b).



Joonis 3. (a) Vetikaõitseng 8.06.2007 (SAR). (b) Upwelling Hiiumaa ja Saaremaa rannikul 07.08.2006 (SAR) (c) Vetikaõitseng MODIS-e kujutisel, kanalid 1 ja 2 (09.06.2007). (d) Upwelling MODIS-e merepinna temperatuuri kujutisel (07.08.2006).



Joonis 4. (a) Reostus, mis pärineb N-NE suunas liikuvalt laevalt. Pildi allosas olev reostus (väike ovaal) on jõudnud hajuda, samas kui pildi keskosas olev reostus (suur ovaal) moodustab selge kontrasti ümbritseva veega. Varem merre lastud õli (lõunapoolsem) on rohkem laiali valgunud kui värskem reostus, moodustades piki laevateed laieneva „triibu/saba”. (b) 14.10.2007 - värske reostus Eesti rannikul (Toila), mis tuvastati ka Eesti Piirivalve seirelennu käigus.



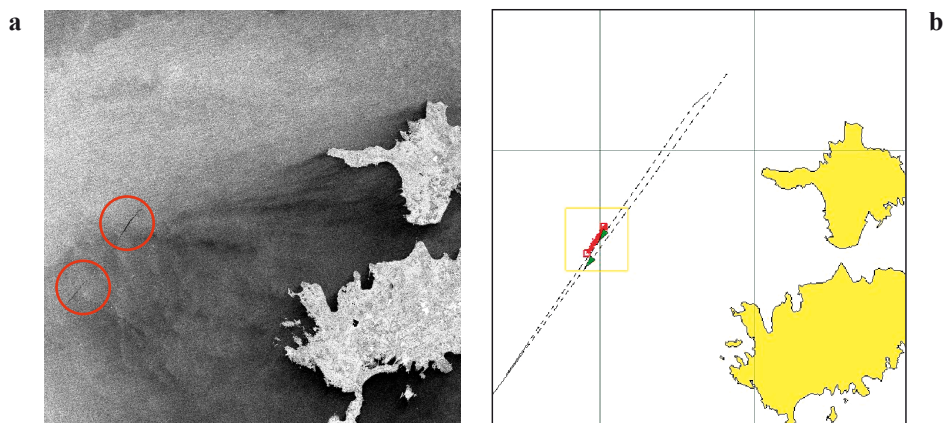
Joonis 5. Hajunud reostuse laigud Soome lahe keskosas. **(a)** Reostus Pärisea poolsaare juures 14.10.2007. Laigu struktuur on fraktaalne, seega on reostus vees olnud juba pikemat aega ning on toimunud tuulest tingitud hajumine. **(b)** 08.03.2008, laevateel paiknev reostus, mis on hakanud liikuma põhja suunas lõunatuule ja muutliku pinnahoovuse mõjul.

Reostuse avastamise tõenäosus sõltub oluliselt ilmastikutingimustest ja õlireostuse tüübist. Raskete õliproduktide korral on reostuse avastamise tõenäosus suur, kui tuule kiirus on üle 3 m/s. Sellisel juhul on tagasihajumine reostuselt ja seda ümbritsevalt veelt oluliselt erinev (joonis 4b). Samuti mõjutab reostuse tuvastamist see, kui kaua õli on vees olnud enne SAR pildi salvestamist. Kui õli on sattunud merre vahetult (kuni 5 tundi) enne radari pildi salvestamist, siis on ta kergesti tuvastatav, sest laigu tagasihajumine moodustab tugeva kontrasti merepinnaga. Madala kontsentratsiooniga õlilaiku (pilsivesi) on raske avastada tugeva tuule ja muutliku hoovuse korral, kuna reostus võib olla oluliselt hajunud selleks ajaks, kui toimub satelliidi ülend (joonised 5a, 5b).

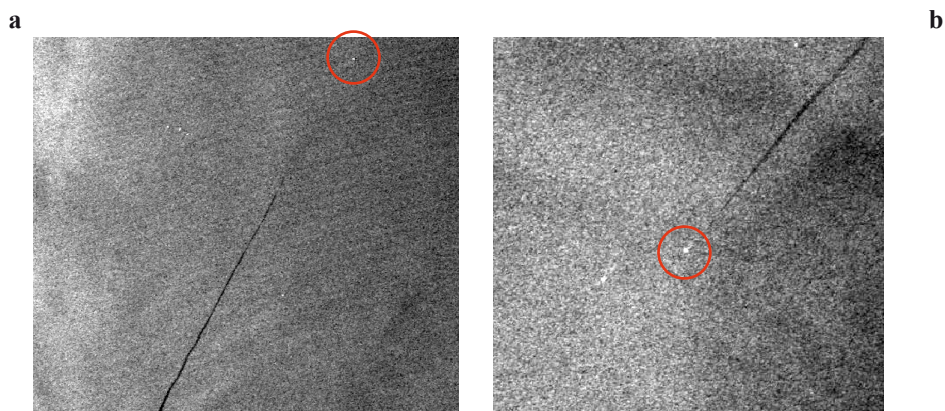
Tahtliku reostuse korral on lisaks õlireostuse tuvastamisele oluline kindlaks teha reostuse allikas (laev). Läänemere piirkonnas võib õlilaigu leviku modelleerimiseks, aga mis veel olulisem, tagasiarvutuste tegemiseks selle kohta, kust õlilaik võib pärineda, kasutada veebipõhist Seatrack Webi mudelit (SMHI – *Swedish Meteorological and Hydrological Institute*). Antud süsteem põhineb HIRLAM-i (*High Resolution Limited Area Model*) ja ECMWF-i (*European Center for Medium range Weather Forecasting*) mudelite tuulte prognoosiväljadel ja HIROMB (*High Resolution Operational Model of the Baltic Sea*) mudeliga arvutatud hoovuste väljadel. Samuti on kättesaadavad laevade teekondade andmed (AIS - *Automatic Identification System*), mis on oluliseks komponendiks potentsiaalse reostaja kindlaks tegemiseks. Reostuse päritolu kindlakstegemiseks võrreldakse SAR pildil tuvastatud struktuuri mudeli tagasiarvutuse tulemuste ja AIS andmetega (joonised 6a, 6b).

Juhul kui reostuse tekkimise ja SAR pildi vahel olev ajaintervall on lühike, siis on reostaja tuvastatav ka SAR pildil. Kuna tagasihajumine laevalt on suurem kui merepinnalt ja õlilaigult, siis paistab laev SAR kujutisel valge täpina (joonised 7a, 7b). Selleks, et

suure usaldatavusega väita, milliselt laevalt reostus pärineb, peab reostuse tekitamise ja SAR kujutise salvestamise vaheline ajavahemik olema võimalikult lühike. Sellisel juhul on SAR pildil näha valge täpp (laev), mis on praktiliselt ühendatud tumeda triibuga (joonis 7b). Enamasti aga on reostuse tekkimise ja SAR pildi salvestamise vahel pikk ajaintervall, seetõttu ei ole ainult SAR pildi põhjal reostaja tuvastatav. Siiski aitab SAR piltide kasutamine koos teiste tänapäevaste tehnoloogiliste vahenditega kaasa potentsiaalsete reostajate kindlakstegemisele.



Joonis 6. (a) Potentsiaalne reostus 02.03.2008. Kuna reostuslaigud on triibu kujuga, s.t. ei ole jõudnud laiali valguda, siis võib oletada, et reostus on värske (3–4 tundi vana). **(b)** AIS andmete põhjal möödus vahetult enne reostuse avastamist piirkonnast 2 laeva (rohelised kolmnurgad), keda võib pidada potentsiaalseteks reostuse (punane triip) tekitajateks.



Joonis 7. Reostus ja potentsiaalne reostuse tekitaja (valged täpid laikude otstes) Läänemere keskosas: **(a)** 28.06.2007; **(b)** 30.05.2007.

V Järeldused

SAR kujutiste kasutamine võimaldab tuvastada õlireostust ja uurida looduslikke struktuure. SAR kujutiste analüüsi sensorite tööpõhimõtte aluseks on Braggi hajumisteooria. Õlireostuse tuvastamiseks on sobivaim tuulekiiruse vahemik 3–6 m/s, mille korral Braggi lained arenevad hästi välja puhtas meres, õlireostus aga summutab need lained. Selle tulemusena on SAR kujutisel reostuspiirkond eristatav tumeda alana heledal taustal. Samas on SAR kujutisel heleduse võrdlusel põhineva reostuse tuvastamise automaatse algoritmi rakendamine problemaatiline, sest tuule tekitatud struktuurid, vetikate akumuleerumine veepinnal ja süvaveekerked moodustavad SAR kujutistel reostusega sarnaseid struktuure.

Parima tulemuse saavutamiseks reostuse avastamisel ja reostussarnaste struktuuride elimineerimisel tuleks kasutada lisaks SAR pildile ka optiliste kaugseire sensorite andmeid, kui pilvkate seda võimaldab, ning modelleeritud tuuleväljade andmeid (HIRLAM) kombineeritult.

Merel esinev reostus võib olla triibukujuline (liikuv laev) või laigukujuline (paigalseisev või väheliikuv laev). Esimesel juhul on tegemist SAR kujutisel selgelt interpreteeritava reostusega. Teisel juhul on reostuse identifitseerimine keerukam ning vajab kinnitust kas vaatlustest või teistelt seirevahenditelt. Tahtliku reostuse korral on lisaks reostuse tuvastamisele oluline ka potentsiaalse reostaja kindlakstegemine. Juhul kui reostuse tekkimise ja SAR pildi vahel on lühike ajaintervall, siis on võimalik reostaja tuvastada ka SAR pildilt. Oluliselt aitab potentsiaalse reostaja tuvastamisele kaasa õlilaigu eelneva leviku modelleerimine (Seatrack Webi tagasiarvutus) ja laevade teekondade andmete (AIS) kasutamine.

Reostuse tuvastamine SAR kujutistelt ning potentsiaalsete reostajate kindlakstegemine kasutades töös kirjeldatud vahendeid on leidnud rakendamist merereostuse seire täiendava vahendina. Informatsioon avastatud reostustest ja potentsiaalsetest reostajatest on edastatud Piirivalveameti operatiivinformatsiooni- ja mereseirekeskusele ja Keskkonnainspeksioonile.

Tänuavaldus

Käesolev töö on finantseeritud majandus- ja kommunikatsiooniministri 09.05.2005. a määruse nr 51 „Eesti riikliku arengukava Euroopa Liidu struktuurifondide kasutuselevõtuks – ühtne programmdokument aastateks 2004–2006” meetme nr 2.3 osa „Teadus- ja arendustegevuse projektide toetamine” tingimused” vahenditest. Ettevõtlike Arendamise Sihtasutuse projekt EU23689 „Mere õlireostuse varase avastamise ja leviku prognoosi tehnoloogia”.

Kasutatud kirjandus

- Bentz C.M., Lorenzetti, J. and Kampel, M. 2004. Multi-sensor synergistic analysis of mesoscale oceanic features: Campos Basin, south-eastern Brazil. *Int. J. Remote. Sensing.*, 25, (21): 4835–4841
- Brown O.B. and Minnett P.J. 1999. MODIS Infrared Sea Surface Temperature Algorithm Theoretical Basis Document, Ver. 2.0, http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod25.pdf
- Darecki, M. and Stramski, D. 2004. An evaluation of MODIS and SeaWiFS bio-optical algorithms in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 89, 326-350
- Heron, M.L. and Prytz, A. 1996. Coherence scales for microwave Bragg scatter. *OCEANS '96. MTS/IEEE. Prospects for the 21st Century. Conference Proceedings.* 23-26 Sept. 1996; Vol III, 1400-1405 Digital Object Identifier 10.1109/OCEANS.1996.569110
- Ivanov, A.Y., Alpers, W., Naumenko, M.A. and Karetnikov, S.G. 1997. Lake Ladoga surface features on the ERS--1 SAR imagery. *Proceedings of the 3rd ERS Symposium, Florence, Italy, 14-21 March, Vol.II, 1035-1040, 1997.*
- Krężel A., Ostrowski M. and Szymelfenig M. 2005. Sea surface temperature distribution during upwelling along the Polish Baltic coast. *Oceanologia*, 47 (4): 415-432.
- Reinart, A. and Reinhold, M. 2008. Mapping surface temperature in large lakes with MODIS data. *Rem. Sen. Env.* 112, (2): 603-611
- Solberg, A.H.S., Brekke, C. and Husoy, P.O. 2007. Oil Spill Detection in Radarsat and Envisat SAR Images. *IEEE Transactions on GeoScience and Remote Sensing*, 45, (3):746 – 755. Digital Object Identifier 10.1109/TGRS.2006.887019
- Uiboupin, R. and Sipelgas, L. 2007. Comparison of satellite sea surface temperature with in situ surface layer temperature. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology*, 56(1), 47 - 56.

Internetiallikad:

Seatrack WEB <http://produkter.smhi.se/seatrack>

University of Zurich http://www.geo.unizh.ch/~fpaul/sar_theory.html

European Space Agency. http://earth.esa.int/applications/data_util/SARDOCS/spaceborne/Radar_Courses/Radar_Course_III/bragg_scattering.htm.

BIBLIOGRAAFILINE INFO

Kirjastaja	Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus
Väljaandmise aeg	November 2008
Toimetajad	Katrin Väljataga, Karmen Kaukver
Pealkiri	Kaugseire Eestis
Väljaande sisu	Eestis uuritud ja rakendust leidnud kaugseiremeetodid
Kokkuvõte	„Kaugseire Eestis” on artiklikogumik, mis tutvustab Eestis uuritud ja rakendust leidnud kaugseiremeetodeid erinevates valdkondades. Kogumiku esimene artikkel annab lühiülevaate kaugseire olemusest ja selle kasutusvõimalustest. Järgnevad teaduslikel uurimustöödel põhinevad artiklid, mis kajastavad kaugseire võimalusi järgmistes valdkondades: maakatte, sh metsatüüpide eristamine, metsa- ja lageraiealade pindala muutuste leidmine, liigilise mitmekesisuse ja maastike taimkattemuutrite muutuste seostamine, linnastumine, tsüanobakterite pinnakogumite avastamine ja jälgimine meres, põhjataimestiku kaardistamine rannikumeres, siseveekogude seire, õlireostuse ja reostaja tuvastamine, kohaliku ilmastiku mõju kaugseire tulemuslikkusele. Kogumik on valminud Tartu Observatooriumi ja Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuse koostöös. Artiklite autoriteks on Tartu Observatooriumi, Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituudi, Tartu Ülikooli Eesti mereinstituudi, Eesti Maaülikooli metsakorralduse instituudi ja Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituudi teadurid ja doktorandid. Raamat pakub sisukat lugemist kõigile, kellel kaugseire vastu põhjalikum huvi.
Märksõnad	Kaugseire, satelliit, tehiskaaslane, atmosfääriuuringud, kaardistamine, GMES, Kopernikus, metsandus, maakate, keskkonnaseire, põllumajandus
Võrguväljaanne	www.keskkonnainfo.ee
ISBN (trükis)	978 9985 881 62 0
ISBN (e-trükis)	978 9985 881 63 7
Lehekülgede arv	208
Keel	Eesti
Väljaande levitaja	Keskkonnaministeeriumi Info-ja Tehnokeskus Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn. Tel: +372 673 7577, Faks: +372 6737599 info@ic.envir.ee
Trükkimise koht ja aeg	Iloprint AS, Tallinn 2008

DOCUMENTATION PAGE

Publisher	Estonian Environment Information Centre
Date	November 2008
Editors	Katrin Väljataga, Karmen Kaukver
Title of publication	Remote sensing in Estonia
Theme of publication	Methods of remote sensing studied and implemented in Estonia
Abstract	<p>“Remote Sensing in Estonia” is a collection of articles, which gives an overview of the methods of remote sensing studied and applied in various fields in Estonia. The first article in this collection is a treatment of the subject and use of remote sensing methods. The following articles are based on research exploring the use of remote sensing in such fields as land cover, incl. differentiation of forest types, establishment of changes in forest and clear-cut areas, changes in biodiversity linked to changes in vegetation patterns, urban sprawl, detection and monitoring of surface accumulations of blue-green algae in sea, mapping of bottom vegetation in the coastal sea, monitoring of inland water bodies, discovery of oil pollution and polluters, the effect of local weather conditions on outcomes of remote sensing.</p> <p>This collection of articles has been published in co-operation between Tartu Observatory and the Estonian Environment Information Centre. The authors of the articles in this collection are scientists and PhD students from Tartu Observatory, the Estonian Marine Institute and the Institute of Ecology and Earth Sciences at Tartu University, the Institute of Forestry and Rural Engineering at the Estonian University of Life Sciences and the Marine Systems Institute at Tallinn University of Technology.</p> <p>This collection of articles is aimed at readers interested in more profound knowledge of remote sensing.</p>
Keywords:	Estonia, remote sensing, satellite, atmospheric research, mapping, GMES, Kopernikus, forestry, land cover, environmental monitoring, agriculture
Electronic publication	www.keskkonnainfo.ee
ISBN (hard copy)	978 9985 881 62 0
ISBN (online)	978 9985 881 63 7
No. of pages	208
Language	Estonian
Distributor	Estonian Environment Information Centre, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn, Estonia. Tel: +372 673 7577, Fax: +372 673 7599, info@ic.envir.ee
Printing place and year	Iloprint AS, Tallinn 2008

