

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste instituut
Geograafia osakond

Bakalaureusetöö geoinformaatikas

**Peipsi järve rannajoone ja suurtaimestiku kaardistamine
keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt**

Kirke Narusk

Juhendajad: Urmas Peterson
Raivo Aunap

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja: /allkiri, kuupäev/

Osakonna juhataja: /allkiri, kuupäev/

Tartu 2012

Sisukord

Sissejuhatus.....	3
1. Teoreetiline taust.....	5
1.1. Peipsi järv ja suurtaimestik	5
1.1.1. Peipsi järve veekvaliteet ja valgla reostuskoormus	5
1.1.2. Hüdroloogia.....	6
1.1.3. Suurtaimestik.....	7
1.2. Rannajoone definitsioon ja kaardistamine	9
1.2.1. Rannajoone määramine Eesti topograafilistel kaartidel	10
1.2.2. Peipsi järve rannajoon erinevail kaartidel	12
1.3. Kaugseirevahendid maakatte kaardistamisel.....	15
1.3.1. Klassifitseerimine.....	15
1.3.2. Vea-analüüs.....	16
1.3.3. Veekogude taimestiku kaardistamine kaugseire abil	17
1.3.4. Rannajoone määramine kaugseirevahenditega	19
2. Materjal ja Metoodika	21
2.1. Materjal	21
2.2. Metoodika	22
2.2.1. Rannajoone eristamine Landsat TM piltidelt	22
2.2.2. Vene topograafiliste kaardilehtede M 1:25 000 koordinaatidega sidumine ja rannajoone digimine.....	23
2.2.3. Suvistelt piltidelt suurtaimestiku eristamine	23
2.2.5. Veahinnangud keskmise ruumilise lahutusega Landsat TM satelliidipiltidelt klassifitseeritud roostikele.....	25
3. Tulemused.....	26
3.1. Rannajoone eristamine satelliidipiltidelt.....	26
3.2. Veahinnangud klassifitseerimisotsustele.....	31
4. Arutelu.....	36
Kokkuvõte.....	40
Summary	42
Tänuavaldused.....	44
Viidatud kirjandus	45
Lisad.....	50

Sissejuhatus

Suurtaimestiku, peamiselt pilliroo pindalad on viimastel kümnenditel botaanikute ja kaugseireandmete (Tartu Observatoorium 2008-2011) järgi tunduvalt laienenud, seda nii suurjärvede (Peipsi järv, Võrtsjärv) kui ka Läänemere Eesti rannikul. Siiski viimastel aastatel näib see tendents Peipsi järves olevat vähemalt ajutiselt peatunud (Tartu Observatoorium 2011). Võrtsjärve andmetele tuginedes on analüüsitud roostikuriba laiust mõjutavaid tegureid ning oluliseks osutus suuremate sissevoolude lähedus (Liira et al. 2010), mis toetab üldlevinud hinnangut järvede eutrofeerumisele kui makrofüütide pindala suurenemise põhjustele (Mäemets 2005; Valta-Hulkkonen et al. 2005). Füüsikaliskeemiliste näitajate põhjal on Peipsi Suurjärve seisund kesine, Pihkva järve seisund halb (Keskkonnaministeerium 2008). Veekogude seisundi parandamiseks tuleks muuhulgas hoida kontrolli all ka makrofüütide laienemist, mis võib kahjustada teiste organismide elutegevust või muuta veekvaliteeti (Euroopa Komisjon 2002). Seetõttu on Peipsi järve suurtaimestikuga, peamiselt hariliku pillirooga kaetud alade hindamine oluline nii veekogu seisundi ja liigirikkuse seisukohalt, aga ka majanduslikus mõttes, säilitamiseks ligipääs rannaaladele kalastamise või vabaaja veetmise eesmärgil. Roostikud ei laiene mitte kõikjal: Kesk-Euroopas roostikud hoopis taanduvad (van der Putten 1997, Brix 1999). Ka sellel on omad negatiivsed ilmingud, kuna roostikud seovad bioelemente ja pakuvad loomadele varjevõimalusi (Brix 1999).

Kaugseirepildid on üks võimalus kvantitatiivsete hinnangute andmiseks suurtaimestiku kasvudünaamikas aastakümnete jooksul toimunud muutuste kohta. Käesolevas bakalaureusetöös keskendutakse keskkonnaseire programmis rannaroostike klassifitseerimiseks kasutatud meetodi hindamisele Peipsi järve näitel. Selleks kasutatakse keskmise ruumilise lahutusega satelliidi Landsat skanneri Thematic Mapper (TM) satelliidipilte. Alates 2008. a. on need USA riiklikult arhiveeritud (U.S. *Geological Survey* (USGS) satelliidipiltide arhiiv) satelliidipildid vabavarana kasutatavad. Keskmise ruumilise lahutusega piltide klassifitseerimistäpsuse hindamiseks kasutatakse suure ruumilise lahutusega satelliidi Quickbird pilte.

Peipsi järve suurtaimestiku kaugseireandmetest kaardistamisel on seni käsitletud rannajoonest avavee suunas jäävaid kaldaveetaimestikuga alasid (Tartu Observatoorium 2009-2011). Head lahendust keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt järvevees kasvavate roostike ja samade roostikulappide rannavööndi maismaal jätkuva ala

omavaheliseks piiritlemiseks seni ei ole. Selles olukorras on mõeldav, ja niisugust lahendust on ka kasutatud, hinnata rannaroostike pikaajalist dünaamikat kokkuleppelise joone – järve rannajoone suhtes. Eesti-poolsel rannikul kasutatakse bakalaureusetöös Eesti põhikaardi rannajoont (Maa-amet 2012) ja Venemaa-poolsel osal Eesti baaskaardi rannajoont (Maa-amet 2012). Kuna asjakohased andmed Venemaa rannajoone kohta puuduvad, katsetatakse uurimustöös rannajoone eristamist Landsat-piltidelt.

Bakalaureusetöö eesmärgiks on klassifitseerida keskmise ruumilise lahutusega Landsat TM piltidelt Peipsi järve suurtaimestik ning anda klassifitseerimistulemusele suure ruumilise lahutusega skanneri Quickbird piltidelt samalaadselt klassifitseeritud tulemusega võrreldes veahinnangud. Bakalaureusetöö tulemused toetavad Eesti-Vene piiriveekogude ühiskomisjoni tegevust, järve suurtaimestikus toimunud muutuste esitlemist ühiskomisjoni Vene poolele. Teadaolevalt järve Venemaa-poolsel rannikul seelses seireprogrammis suurtaimestiku kaardistamist kogu ranniku ulatuses ei tehta.

1. Teoreetiline taust

1. 1. Peipsi järv ja suurtaimestik

Peipsi järv on Euroopa suuruselt neljas järv pindalaga 3555 km², keskmise sügavusega 7,1 m, maksimaalse sügavusega 15,3 m. Peamised sissevoolud on Velikaja jõgi lõunas ja Suur Emajõgi läänes, väljavool toimub Narva jõe kaudu Soome lahte. Järve veetase ei ole reguleeritud, keskmine on 30 m ü.m.p, kuid esineb suuri taseme kõikumisi. Aastakeskmiste veetasemete kõikumise amplituud on 1,5 m (Haberman jt 2008).

Peipsi nime kasutatakse kahes tähenduses: kas ainult kolmeosalise järve suurima, põhjapoolse osa kohta või kogu kolmikjärve kohta, mõeldes selle all ka lõunapoolset Pihkva järve ja neid ühendavat väinalist Lämmijärve. Selles töös mõeldakse Peipsi all tervet Peipsi-Pihkva järve. Põhjapoolse osa nimena kasutatakse Suurjärve.

1.1.1. Peipsi järve veekvaliteet ja valgla reostuskoormus

Limnoloogiliselt tüübilt on Peipsi kihistumata eutroofne järv. Suurjärv on mõõdukalt eutroofne, Pihkva järv aga tugevalt eutroofne või koguni hüpertroofne ning Lämmijärv nende vahepealne (Haberman jt 2008). Eutrofeerumine ehk veekogu rikastumine lämmastiku- ja fosforiühenditega ning teiste biogeenidega on viimaste kümnendite peamine probleem madalates kihistumata järvedes nagu Peipsi. Fosfaat-, nitraat- ja nitritioonide pikaajalised muutused näitavad, et alates 1970ndate algusest hakkas Peipsi järv intensiivselt eutrofeeruma (Kangur jt 2003), seda peamiselt väetisi raiskava kolhoosipõllunduse tõttu (Haberman jt 2008). Ka looduslikud protsessid, mis on seotud eelkõige ilmastiku ja veetaseme muutusega, võivad etendada olulist rolli eutrofeerumisprotsesside kiirenemises. Näiteks langes 1970ndate aastate eutrofeerumine kokku järve madalvee perioodiga, mil toimus põhjasetete intensiivsem segamine ja toitainete vabanemine (Kangur jt 2003).

Põhiline kogus biogeene tuleb Peipsisse jõgede kaudu, millest suurimad sissekandjad on Velikaja ja Emajõgi. Suubuvate jõgede reostuskoormus on ka põhiline Peipsi järve veekvaliteedi määraja. Suurima sissevooluga Velikaja jõe vesikond kuulub peamiselt Venemaale ja moodustab 57% kogu Peipsi valglast, Emajõgi moodustab sellest 22% (Loigu jt 2008). Need kaks jõge kandsid 1995-1998 aastatel kogutud andmete põhjal Peipsisse 80% aastasest jõgede poolt järve kanduvast lämmastikust ja 84% fosforist (Stålnacke et al. 2002). Velikaja jõe osa Peipsi reostuskoormusest on seejuures umbes

65%. Aastatel 1995-1998 kandus Peipsisse keskmiselt 20 500 tonni lämmastikku (N) ja 910 tonni fosforit (P) aastas. 1980ndatel oli need näitajad tunduvalt suuremad: 55 250 tonni N ja 1163 tonni P (Loigu, Leisk 1996 cit Kangur jt 2003). Peipsi madal vesi ja aeglane veevahetus (2 aastat) tingib ka looduslikult soodsad tingimused eutrofeerumiseks, sest veemass on pidevas kontaktis settega (Kangur jt 2003). Peipsi Suurjärves ei ole üldfosfori sisaldus märgatavalt muutunud, samas on see aga pidevalt kasvanud Pihkva järves, mis viitab Velikaja jõe reostusele. Üldlämmastiku sisaldus on vastukaaluks aga püsinud suhteliselt stabiilsena kogu järve ulatuses (Kangur, Möls 2008). Kangur ja Möls (2008) leiavad, et üldfosfori sisalduse suurenev erinevus järve eri osades viitab eutrofeerumise põhjustele, milleks on peamiselt Velikaja jõgi, aga ka Pihkva järve pindala ja mahtu arvestades suhteliselt suurem sissevool. Kuigi toitainete sissevool mõnevõrra vähenes pärast Eesti iseseisvumist, siis eutrofeerumine kestab. Seda tingib lisaks jõgede sissekannetele ka põhjasetetesse kogunenud suur toitainetevaru, seda jällegi eriti lõunaosas (Kangur jt 2003; Haberman jt 2008).

1.1.2. Hüdroloogia

Aja jooksul on Peipsil töötanud terve hulk hüdromeetriaamu, millest praeguseks on järve Eesti-poolsel rannal alles Mustvee, Praaga ja Mehikoorma (EMHI 2012a). Seejuures Mustvee jaamal on kõige pikem andmerida, kuid Peipsi veerežiimi iseloomustamise seisukohalt erinevad teiste veemõõtjate andmed sellest vähe (Jaani jt 2008). Peipsi veetaseme paljuaastasest käigus avaldub selge tsüklilisus, mille kestus on 19 ja 33 aastat. Pikaajalise veetaseme keskmisena kasutatakse absoluutkõrgust 30 m. Kevadine veetõus pärast talvist madalveeseisu algab enamasti märtsi lõpus. Veetõus kestab umbes poolteist kuud ja jääb tavaliselt 1 m piiresse (0,5-1,5 m). Kevadise suurvee tipp on enamasti mai keskel. Tavaliselt on see ka aasta kõrgeim veeseis. Peipsi aastakeskmiste veetasemete kõikumise amplituud on 1,5 m ja absoluutne amplituud on 3 m. Vastavalt sellele muutub ka Peipsi veemass ja pindala üsna suurtes piirides. Kuna Peipsi kaldad on enamikus laaged, võib veepiir nii ühe aasta jooksul kui ka eri aastatel nihkuda peaaegu sadakonna meetri ulatuses. Veepiirile avaldab mõju ka see, et Peipsi veepind ei ole kunagi täiesti horisontaalne, vaid peamiselt tuule tõttu ühele poole kaldu (Jaani jt 2008).

Oluline on 10°C piir järves, mis märgib bioloogilise suve piiri kevadega. Siis asendub kevadine planktonikompleks suvisega ja hakkab intensiivselt arenema suurtaimestik. Kalda

lähedal tõuseb veetemperatuur üle 10°C keskmiselt 17. mail, kuid siin on kuupäevade varieeruvus suur – 49 päeva (Jaani jt 2008).

1.1.3. Suurtaimestik

Ehkki Peipsi kaldavees leidub teisigi kõrgekasvulisi taimi (järvkaisel, ahta-, ning laialehine hundinui), on valitsevaks liigiks nii biomassilt kui ka levikult harilik pilliroog (*Phragmites australis*) (Mäemets jt 2008). Pilliroog on laialdaselt levinud kosmopoliitne taim ja märgalade ökosüsteemides valitsev liik, mistõttu on teda väga palju uuritud (Engloner 2009). Tulemused on sageli olnud vasturääkivad, mis võib olla põhjustatud uurimisperioodi pikkusest, mis ei kata kogu vegetatsiooniperioodi, ning elupaigast, mis mõjutab oluliselt pilliroo ehitust ja kasvu dünaamikat. Üldiselt ollakse ühte meelt, et soolsuse kasv pärsib pilliroo paljunemist ning vee soolsuse suurenedes väheneb taimede tihedus, kõrgus, varte läbimõõt. Teisalt, toitainete sisalduse suurenemine üldiselt tõstab neid näitajaid.

Peipsi järve laiaulatuslikud rannalähedased, vähem kui 3-4 m sügavused alad on soodus paik makrofüütide, sealhulgas pilliroo levikuks. Pilliroo leviku suurenemist on mõjutanud 40-aastane eutrofeerumine (Mäemets 2005). Kuni 1960ndateni oli Peipsi järv mesotroofiline, kuid seejärel hakkas tõusma, mis avaldus muuhulgas ka pilliroo levikuala laienemises (Mäemets, Mäemets 2001). Kõige kiiremini levis roostik seitsmekümnendatel ja kaheksakümnendate algul. Kasvuks sobivatel rannalõikudel on toimunud pidev levik piki rannikut põhja poole, eriti läänekaldal (Freiberg 2007; Mäemets jt 2008). Siin kehtib ilmselt Klinge seadus, mille järgi on põhjapoolkera suurjärvede läänerrannad enamasti kinni kasvanud, tuultele ja lainetusele avatud idarannad aga vähese taimestikuga. Teisalt ei näita satelliidipiltide analüüs, et roostikud oleksid laienenud viimase 20 aasta jooksul märgatavalt ka järve suunas. Kui veel 1970. aastate algul oli Suurjärve loodekäär üsna lageda rannaga, siis nüüdseks kasvab pilliroog jõudsalt ka seal (Freiberg 2007; Mäemets jt 2008). Järve põhjaosas on alates 1960ndatest pilliroo keskmine biomass ruutmeetri kohta kasvanud enam kui 70 korda (Mäemets 2005). Lisaks toitainete kasvule on seda toetanud ka madalvee perioodid ning karjatamise lakkamine. Vastupidine tendents näib Freibergi (2007) arvates aga toimuvat Pihkva järve lõunapoolses osas, mis tundub muutuvat juba pilliroo kasvuks ebasoodsaks – roostike kasvualad ja biomass on vähenenud, kuigi varte toitainetesisaldused on kõrged. Selle võimalikuks põhjenduseks pakub ta eutrofeerumist, mis on ületanud pilliroo kasvuks soodsad tingimused. Ka Eesti

keskkonnaseire programmi maastike kaugseire aruannete (Tartu Observatoorium 2009-2011) järgi on Pihkva järves suurtaimestiku pindalade suurenemine vähemalt ajutiselt peatunud.

Pilliroog võib paljuneda suguliselt ja mittesuguliselt, mis sõltub palju ka vee sügavusest, kuid vegetatiivne paljunemine on siiski tavalisem (Mauchamp et al. 2001). Madal vesi soodustab noorte pillirootaimede kasvu, mis muutuvad ajapikku kõrgemate veetasemete suhtes vastupidavamaks. Vegetatiivse paljunejana moodustab pilliroog tugevaid kloone, mis on pikaajalised, mistõttu pilliroog suudab paremini säilitada oma kasvukohti lühema elueaga ja seemnetest tärkavate taimedega võrreldes (Mäemets jt 2008). Kui pilliroo vohamist saab ilmselt põhjendada inimtegevusest tingitud eutrofeerumise, tööstusliku ja olmeheitvee lisandumisega, siis ebasoodsad olud roostike jaoks on lainemurd, jää purustav mõju ning kahjuriterohked aastad. Troofsuse mõju taimestikule on uurinud Valta-Hulkkonen et al. (2005) Soome Vuoksi valgla eri troofsuse taseme ja inimõjudega järvedel. Nende uurimusest selgus, et suurtaimestikku leidis kõige rohkem suure toitainete sisaldusega eutrofeerunud järvedes, mida oli mõjutanud inimtegevus. Samas pikaajaline taimestiku leviku muutus järvedes ei omanud statistiliselt olulist seost järve toitainete sisaldusega. Viimaste aastate uuringute järgi, mis on keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidele toetunud, ei ole ka Peipsi järve suurtaimestikuga alade pindala märgatavat laienemist täheldatud (Tartu Observatoorium 2011), kuigi Peipsi Suurjärves jätkub aeglane suurenemistrend. Pihkva järves on aga suurtaimestikuga kaetud alad hoopis vähenenud.

Aastatel 2001-2002 näitasid mõõtmised (Mäemets, Freiberg 2004), et pilliroog kasvas Peipsi järves kuni 1 m sügavuses vees (keskmise 0,64 m), kohati ka sügavamal, ja pilliroo riba suurim laius oli üle 200 m (keskmise 89,5 m). Pilliroo toitainete sisaldus varieerus järve eri kaldaosades märgatavalt, samas ei sõltunud pilliroo omadused kasvukohast (jõgede suudmealad, neemed) ega eri tüüpi pinnasest (moreen, liiv, turvas). 2005-2006 aasta mõõtmiste järgi küündis roostiku laius Pihkva järves kuni 1000 meetrini (Mäemets jt 2008). Kogu järve ulatuses suurenevad pilliroo kõrgus, varte läbimõõt ning biomass põhjast lõunasse ning on suuremad läänerannikul kui idarannikul (Freiberg 2007).

Roostike pealetung on kaasa toonud kasvutingimuste väiksema mitmekesisuse madalveevööndis, sest pilliroog varjab valgust, katab oma kõduga suuri alasid ja soodustab

mudasette kuhjumist. Seetõttu on paljude pilliroost madalamate ning valgust ja liivast pinnast vajavate liikide arv vähenenud (Mäemets 2005). Roo varju on asunud tuulekartlikud varjataluvad ning ühtlasi lämmastikulembesed liigid. Peipsi Suurjärves kasvab kõige rohkem eri liiki taimi, kuid teisalt on taimestik seal kõige hõredam (Mäemets, Mäemets 2001). Peamine liigirikkuse põhjus on aeg-ajalt üle ujutatud kallas, kuhu kandub mineraalide rikast muda. Kõige soodsam on selleks Peipsi loodeosa. Idaosa, mis on avatud pidevatele läänetuultele ja lainetusele ning mille kallas on paljudes kohtades kivine, on elustikuvaesem (Mäemets, Mäemets 2001).

Roogu on viimase kümnendi jooksul hakatud jõudsalt tõrjuma, seda näiteks Loode-Peipsi hoiualal, ning kohati on taastatud varasemaid rannaniite, mis kasvatavad ala liigirikkust (Keskkonnaamet 2011). Roostikku saab tõrjuda näiteks niitmise ja karjatamisega. Pikemaajalise karjatamise ja niitmise tulemusena väheneb võrsete pikkus, läbimõõt ja arv. Niitmise puhul sõltub tulemus sellest, kas niidetakse käsitsi või masinaga. Käsitsi niites väheneb võsude arv, kuid nende läbimõõt ja kõrgus on suuremad. Masinaga niitmine kahjustab risoome, mistõttu võsud on peenemad, lühemad, kuid võsude arv on suurem (Engloner 2009).

Euroopas on ka kohti (peamiselt Kesk-Euroopa), kus roostikud hoopis taanduvad ja seda on püütud uurida projekti EUREED raames (van der Putten 1997; Brix 1999). Roostike kadumise põhjusteks pakutakse selles uuringus välja veekogude eutrofeerumist, mille mõju sõltub aga ka temperatuurist ja veerežiimist. Veetaseme kontrolli all hoidmine võib põhjustada taimemürkide kuhjumist setetes, mistõttu hea veevahetusega tingimustes kasvab pilliroog paremini. Lõuna-Euroopas ei ole täheldatud pilliroo märgatavat taandumist, mida võib põhjendada soojema kliimaga ja bioloogiliste protsesside aastaringse toimimisega. Teisalt Ostendorp et al. (2001) leiavad, et veekogude eutrofeerumist ei saa pidada roostiku kahanemise peamiseks põhjuseks. Küll aga mõjutab selle uuringu järgi troofsus Põhja-Euroopa roostike mitmeid tunnuseid, nagu varte kuju, enam kui lõunapoolsete omasid.

1.2. Rannajoone definitsioon ja kaardistamine

Rannajoone kaardistamisel kasutavad eri riigid erinevaid meetodeid. Tema dünaamiline olemus tingib määrajate paljususe. Kaardistamisel on oluline esiteks defineerida rannajoone

ja seejärel see mõõdistusandmete põhjal piiritleda. Seejuures peab arvestama ka ajalist kestust ja ruumilist mõõtkava, mida mõjutavad näiteks valitsevad tuuled ja aastaajad. Boak ja Turner (2005) jaotasid oma ülevaateartiklis rannajoone määratlemise viisid kolme gruppi: visuaalselt määratavad tunnused, kõrg- ja madalvee muutumisega seotud tunnused ja piltide ning andmete töötlemisel põhinevad näitajad. Kõige enam on neist kasutatud visuaalset rannajoone määramist aerofotodelt. Objektiivsemaid tulemusi annavad LIDAR-mõõtmiste andmed ja fotogramm-meetrilised mõõtmised, aga ka näidistega või näidisteta kaugseire piltide klassifitseerimine (Boak, Turner 2005).

1.2.1. Rannajoone määratlemine Eesti topograafilistel kaartidel

Eesti puhul muudab rannajoone kaardistamise problemaatiliseks see, et kolmandik kogu Eesti rannajoonest on topograafiliseks mõõdistamiseks probleemne laugrand. Laugrannana käsitletakse Läänemere, Peipsi ja Võrtsjärve randa maapinna kaldega alla 2°, kus veepiiri stereotopograafiline mõõdistamine nõutava täpsusega (5-meetrisel rannaalal ± 25 cm keskmisest veetasemest) ei ole võimalik (Potter 2003). Laugranna pidevat muutust põhjustavateks olulisteks nähtusteks ja teguriteks on: veepiiri üldine taandumine (peamiselt tektoonilise liikumise tagajärjel), veetaseme sesoonne kõikumine, aju- ning pagunähtused, rannapurustused (looduslikud kulutus- ja kuhjeprotsessid), tehnogeenne tegevus (rajatistega põhjustatud kulutus- ja kuhjeprotsessid jms). Laugranna veepiiri mõõdistamise tavalisteks põhikaardistamise meetoditeks on stereotopograafiline e nullhorisondi mõõdistamine ja veepiiri stereokaardistamine, kus olulist rolli mängib fototooni tunnetamine, fototooni dešifreerimine koos täiendavate joonmõõtmistega roostikus, tahhümeetiline mõõdistamine (Potter 2003). Kahe esimese meetodi puhul on suureks takistuseks roostik.

Peep Krusberg (2003) märkis oma rannikualade kõrgusmudeli ettekandes kartograafia konverentsil, et kui USA-s kasutatakse topokaartidel rannajoonena keskmist merepinda (*Mean Sea Level*, MSL), Austraalias keskmise kõrgvee taset (*Mean High Water*, MHW), siis Eesti puhul on rannajoon topograafilistel kaartidel „kuidas jumal juhatab“. Ta leidis, et kõige mõistlikum meetod rannajoone leidmiseks on rannikuala kõrgusmudeli koostamine, mille peal on siis võimalik genereerida vajalikud rannajooned vastavalt geodeetilisele kõrgussüsteemile. Kõrgusmudel võimaldab tekitada samakõrgusjooned soovitud tasemetel ja analüüsida näiteks pinnakallet ja ajalisi muutusi profiilis. 2008. aastal ostis Maa-amet aerolaserskaneerimise tarvis ja LIDAR-kõrgusandmete saamiseks skanneri ja nüüdseks on

kogu Eesti kõrgusandmetega kaetud (välja arvatud mõned piirialad Venemaaga) (Gruno 2012). Kasutatava laseri arvutuslik täpsus on 17 cm ja üldiselt saab laser punktide kõrguse natukene suurema kui tavamõõtmisel (Gruno 2012). Peipsi rannajoonele ei ole veel kõrgusmudelit sellega teha jõutud. LIDAR-iga kaardistamisel tekitab probleeme liiga tihe taimeestik ja klassifitseerimisest tingitud ebatäpsused.

Eesti kaks peamist topograafilist andmebaasi/kaarti on Eesti põhikaart ja Eesti baaskaart. Eesti baaskaart loodi üheksakümnendatel aastatel mõõtkavas 1:50 000. Aluseks võeti nn ortofotokaardi idee, mille järgi õiges mõõtkavas ja projektsioonis aerofoto peale kantakse topograafiline situatsioon (hüdrograafia, infrastruktuur, reljeef jne) (Krusberg 1997). Baaskaardi lähtematerjalideks olid satelliitortofotokaardid (M 1:50 000), multispektraalsed SPOT XS satelliidipildid (M 1:100 000, pildistatud 1992-1994), olemasolevad topograafilised kaardid, plaanid, aero-ortofotokaardid (1: 10 000) (Maa-amet 2012). Baaskaardi vektorandmed on seega saadud nii satelliitkujutiste dešifreerimise ja digitaliseerimise teel, kui ka olemasolevatelt kaartidelt objektide digitaliseerimisega (Krusberg 1997). Loomise hetkest (1996) alates ei ole baaskaarti uuendatud (Maa-amet 2012). Krusberg (1997) toob oma magistritöös välja ka, et baaskaart valmis küllaltki segasel ajal Eestis, mil toimus vanade külanimedega taastamine, haldusreform, maareform, kaitsealade piiride korrigeerimine. Paberkaardi lehed olid kõik trükiks ette valmistatud, kuid nende sisu vananes kuudega.

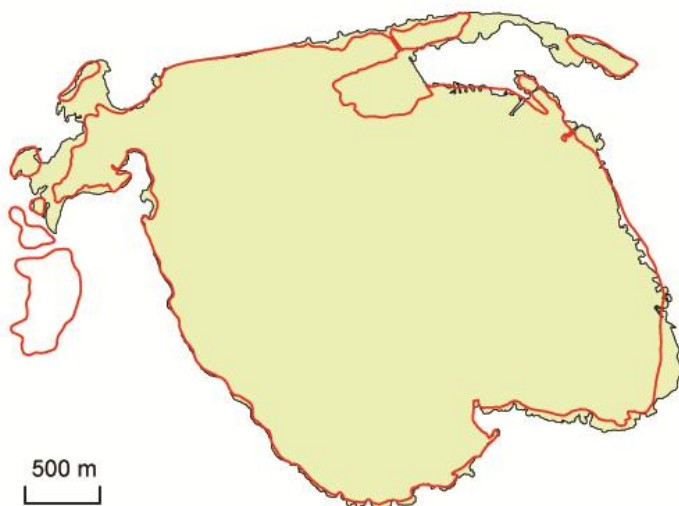
Eesti põhikaardi koostamise projekt töötati välja 1991. aastal ja sellest on kaks versiooni: digitaalkaart mõõtkavas 1:10 000 ja trükikaart mõõtkavas 1:20 000. Kaardistamise lähteandmeteks on olnud aerofotod, välitööde materjalid, olemasolevad kartograafilised ja statistilised andmed (Maa-amet 2012) ja selleks on loodud rida juhendeid. 1990ndate juhendites loetakse mere rannajooneks Balti kõrgussüsteemi nullhorisontaali, mis kantakse välijoonistele varasematelt kaardimaterjalidelt enne välitöid, kus seda parandatakse ja vajadusel muudetakse (Mõisja 2003). Teiste veekogude kaldajooneks võetakse keskmisele suvisele veeseisule vastav joon. 1999. aastal lisandus sellele definitsioonile ka stereokaardistuse kasutamine (Mõisja 2003). Viimases põhikaardi juhendis, Põhikaardistuse juhend 2002 (Maa-amet 2012), on rannajoone kaardistamise õpetus peatükkide „Kallas“ ja „Ebaselge kallas“ all. Kallas on selles juhendis defineeritud järgmiselt: „mere, järve, mõõtkavalise jõe, tiigi jm. veekogu serva tähistav joon, mis kaardistatakse stereos aeropildistamise aegse veepiiri järgi“. Stereokaardistusel saadud

rannajoont parandatakse välikaardistamisel vaid ilmse vea korral (välikaardistuse all mõistetakse stereokaardistuse täiendamist ja parandamist ortofotode ja välitöö alusel). Ebaselge kallas on juhendi järgi kallas, mis moodustab laiaulatusliku ala, mistõttu veekogu ja maismaa vahelise piiri määratlemine on komplitseeritud. See esineb lamedatel, sageli roostikuga kaldaosadel. Neil aladel kaardistatakse ebaselge kaldajoonega roostiku merepoolne serv ja maismaapoolse piiri kulgemine määratletakse täiendleppemärkide leviga. Seega on põhikaardi rannajoone kaardistamise aluseks olnud kas kaardimaterjal või stereokaardistus, mida on välitööde käigus parandatud vaid ilmse vea korral. Stereokaardistuse aluseks on olnud erinevatel aastatel tehtud aerofotod, mis tähendab ka erinevaid veeseise. Seega määravad selle meetodi järgi rannajoone asukoha veeseis pildistamise hetkel, stereokaardistaja kogemus ning rannajoone iseloom (Mõisja 2003).

1.2.2. Peipsi järve rannajoon erinevail kaartidel

Peipsi järve rannajoone võrdlemisel erinevail kaartidel tasub toetuda Eesti põhikaardi andmetele, mis peaksid kajastama kõige värskemaid muutusi, kuna seda uuendatakse vähemalt osaliselt igal aastal. Teisalt on Peipsi rannajoon väga lauge, mis raskendab fotogramm-meetrilise meetodi puhul fotokujutise dešifreerimist näiteks veetaseme sesoone kõikumise tõttu (Potter 1999).

Lisaks laugele rannale teeb Peipsi puhul rannajoone kaardistamise nii looduses kui aerofotodel keeruliseks roostik. Roostik aitab kaasa ka peeneteralise settematerjali settimisele, muutes rannanõlva omakorda laugemaks, mis põhjustab rannajoone nihkumisi isegi väiksemate veetaseme kõikumiste korral (Peensoo 2009). Peensoo (2009) tõdeb, et roostiku ning rannanõlva vähese kallakuse tõttu on Piirissaarel rannajoone määratlemine raskendatud nii looduses kui aerofotodel, mistõttu on rannajoone kujutamine kaartidel ebatäpne. Eesti põhikaardil on Piirissaare rannajoone kujutamine ka viimase kümnendi jooksul märgatavalt muutunud (joonis 1).



Joonis 1. Piirissaare rannajoon Eesti põhikaardil. Punase piirjoonega on kujutatud varasem rannajoon, aastast 1998, roheline polügoon tähistab Eesti põhikaardi Piirissare viimast rannajoont seisuga 2009 (Maa-amet 2012).

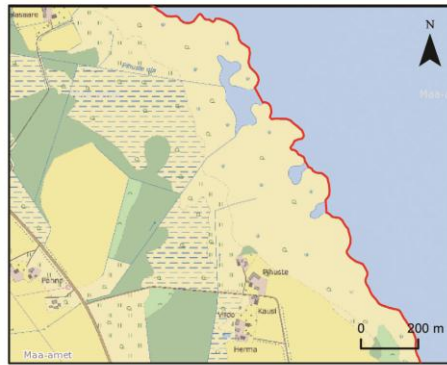
Maa-ameti kaardiserver sisaldab ajaloolisi kaarte Eesti aladelt, võimaldades neid omavahel võrrelda. Peipsi järve uurides selgub, et näiteks Eesti Vabariigi M 1:50 000 topograafiline kaart (1935-1939), NSVL topograafilised kaardid mõõtkavas 1:25 000 (1946-1989) sarnanevad põhijoontes päris palju, kuid rannajooned neil kaartidel erinevad praegusel Eesti põhikaardil kujutatust nii mõneski osas. Põhikaardil on rannajoon nihkunud paarsada meetrit vanemate kaartidega võrreldes, mis näitab rannajoone dünaamilisust (joonis 3-4). Joonistel 2 ja 4 on aga näidatud rannalõigud, kus viimase kümne aasta jooksul on muudetud rannajoone asukohta Eesti põhikaardil. Tegu on peamiselt roostikuga ääristatud ranna-aladega.



Joonis 2. Eesti põhikaardi rannajoon Varnja juures ajakohase ortofoto foonil. Punane piirjoon tähistab 1998. a. ja helesinine piirjoon 2009. a. rannajoont (Maa-amet 2012)



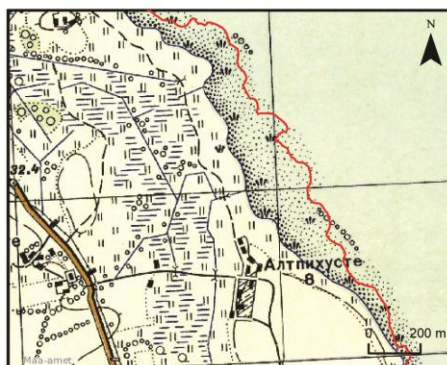
Ajakohane ortofoto



Eesti põhikaart



EV topokaart 1:50 000

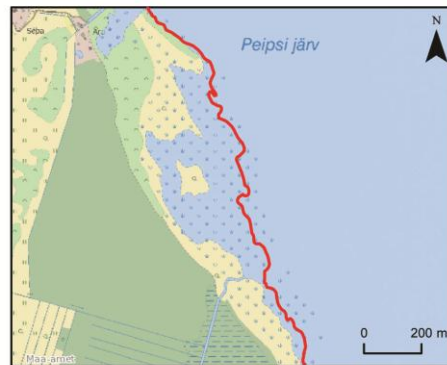


NSVL topokaart 1:25 000

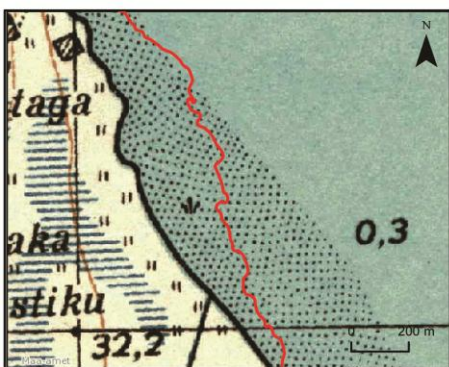
Joonis 3. Kalasaare, Vändramaal erinevatel Eesti kaartidel (Maa-amet 2012)



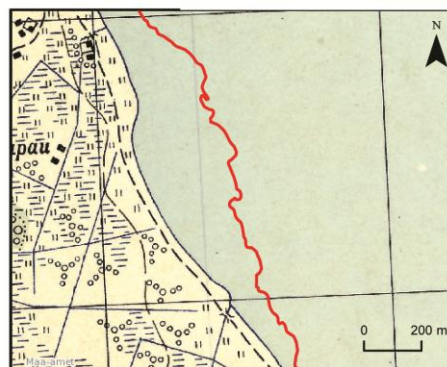
Ajakohane ortofoto



Eesti põhikaart



EV topokaart 1:50 000



NSVL topokaart 1:25 000

Joonis 4. Rannalõik Pusi lähistel, Alatskivi vallas. Punane joon tähistab põhikaardi 1998. a. rannajoont (Maa-amet 2012)

1.3. Kaugseirevahendid maakatte kaardistamisel

Kaugseire andmetest on ruumilises ja ajalisel mõõtkes kõige olulisemat rolli mänginud satelliidi Landsat pildid, kuna andmekogumine on süstemaatiline ja piltide arhiiv globaalse katvusega. Landsat-andmestik hõlmab pea 40-aastast perioodi, olles Maa kaugseires seni kõige enam kasutatav. Teadaolevalt varaseimad Landsat TM pildid Eesti ala kohta pärinevad aastast 1984 (USGS 2012). Lisaks heale ajalisele esindatusele võimaldavad skanneri Landsat keskmise ruumilise lahutusega pildid (piksli suurus 30 m maapinnal) iseloomustada maakatet ja kaardistada selle muutusi. Niisugustest piltidest saab koostada kaarte, mille täpsus on võrreldav trükitud kaartidega mõõtkavas 1:50 000 kuni 1:100 000. Landsat-andmed on ka alates 2008. aastast tasuta allalaetavad Ameerika Ühendriikide Geoloogiateenistuse (*United States Geological Survey*, USGS) kodulehelt veebirakenduste EarthExplorer või GLOVIS abil, samas kui teised keskmise ja suure lahutusega satelliidipildid, nagu SPOT, QuickBird, IKONOS, on üsna kallid.

Euroopa Liidu Vee Raamdirektiivi valguses on oluline paljude järvede ajalisel ja rahalisel mõttes efektiivne uurimine, mis kaugseiremeetoditega on mõningatel juhtudel kiirem kui väliuuringud. Raamdirektiivi eesmärk on säilitada ja parandada veekogude seisundit, hoides muuhulgas kontrolli all ka makrofüütide laienemist, mis võib kahjustada teiste organismide elutegevust või muuta veekvaliteeti (Euroopa Komisjon 2002). Kaugseire vahenditega saab anda hinnanguid makrofüütide levikule (liike on üldiselt keeruline määrata). Seda tehakse muuhulgas Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eesti maastike kaugseire“ raames. Alates 2008. aastast on kaardistatud Võrtsjärve, Peipsi järve ning Läänemere Eesti rannavööndite suurtaimestikku ja seda ka tagasiulatuvalt satelliidipiltide aegrida kasutades. Kaugseirevahenditel on siin seetõttu suur potentsiaal. Et seda potentsiaali satelliidipiltide peal tõhusalt rakendada, on oluline kasutada sobivaid klassifitseerimismeetodeid, mille valikul tuleb ühe võimalusena otsusena arvestada veahinnangute tulemusi.

1.3.1 Klassifitseerimine

Digitaalsed pildi klassifitseerimise algoritmid põhinevad kas parameetrilistel statistikutel (eeldavad normaaljaotusega andmestikku), mitteparameetrilistel (ei eelda normaaljaotust), mittemeetrilistel (töötavad nii numbriliste- kui ka nominaalväärtustega). Klassifitseerimisalgoritmid töötavad kas piksel-haaval või siduspikslite rühmade klassifitseerimise põhiselt (ingl. k. *object-oriented classifiers*) ja kasutatakse nii jäikaid kui ka hägusaid klassifikaatoreid. Esimeste puhul on iga piksel määratud ühte kindlasse

klassi. Hägusaid klassifikaatoreid saab seostada aga segupikslitega, kus pikslite piires eristatakse mitu erinevate osakaaludega klassi. Klassifitseerimisel kasutatakse näidistega või näidisteta klassifitseerimist. Näidisteta ehk õpetava valimita klassifitseerimisel jagatakse sarnaste spektraalväärtustega pikslid klastritesse, millele kasutaja annab hiljem sisulise tähenduse. Näidistega klassifitseerimisel on eesmärgiks iga piksel mõnda juba eelnevalt defineeritud klassi paigutada. Õpetava valimiga klassifitseerimisel on väga palju kasutatud suurima tõepära (ingl. k. *maximum likelihood*) klassifikaatoit, mis eeldab uuritava ala eelnevat tundmist. Kasutatakse ka teisi näidistega klassifitseerimisviise, nagu mitteparameetiline lähima naabri (ingl. k. *nearest-neighbor*) klassifitseerimisalgoritm, tehiskärvivõrgud (ingl. k. *artificial neural network*, ANN), otsuste puu (ingl. k. *decision tree*) klassifitseerimisviis. Hüperspektraalsete, aga ka multispektraalsete piltide klassifitseerimisel saab kasutada spektraalse segu analüüsi, kus segupikslid lahutatakse algliikmeteks ja arvutatakse nende osakaalud pikslis (Jensen et al. 2009).

Kaugseirepiltide klassifitseerimise protsessi kulgu on Lu ja Weng (2006) kirjeldanud järgnevalt: (1) kaugseireandmete valik lähtudes spektraalsest, ruumilisest, radiomeetrisest ja ajalisest lahtusest; (2) klassifikatsioonisüsteemi ja vajadusel näidiste valimine; (3) andmete eeltöötlus mis hõlmab sensorivigade kõrvaldamist, geomeetrisest rektifitseerimist (koolutamist), radiomeetrisest kalibreerimist, atmosfäärilist tingitud vigade parandamist; (4) klasside tunnuste eristamine parameetrite, nagu vegetatsiooniindeksid, spektraalsed signatuurid, transformeeritud pildid, abil; (5) klassifitseerimismeetodi valimine, mis sõltub ruumilisest lahtusest, kasutatavatest andmetest, klassifikatsioonisüsteemist; (6) klassifitseerimise järeltöötlus, nagu mürapikslite eemaldamine; (7) veahinnangud klassifitseerimistulemustele.

1.3.2. Vea-analüüs

Veahinnangud on vajalikud kaugseireandmetest koostatud kaartide asukohatäpsuse ja klassifitseerimis- ehk temaatilise täpsuse hindamiseks. Veaanalüüs saab põhineda punktidel, pikslitel, maakatte polügoonidel või polügoonide rühmadel. Enamasti kasutatakse piksleid, väiksemaid ruumilisi ühikuid, mis aga võib ajada segamini asukohatäpsusest tingitud vigu klassifitseerimisvigadega. See oht on suurem just heterogeense maastiku puhul (Stehman, Foody 2009).

Pikslipõhine valim võib olla lihtne juhuslik valim, süstemaatiline valim, kihitatud juhuslik valim või klastrite valim. Lihtsa juhusliku ja süstemaatilise valimi puhul peab arvestama, et väheesindatud klasside proovivõtualad on väga väikesed (kui just kogu proovivõtuala väga suur ei ole) ja veahinnangud seetõttu ebatäpsemad. Klastritel põhinevad proovivõtualad lubavad kulusid kokku hoida (pikslid paiknevad kobaras koos) ja analüüsida maakatteüksuste jaotust, kuju ja suurust (Stehman, Foody 2009).

Kõige sagedamini kasutatakse klassifitseerimistulemuste veaanalüüsiks veamaatriksit, kus hinnatakse üldist klassifitseerimistäpsust, koostaja täpsust (vead klassifitseerimata jätmisest) ning kasutaja täpsust (lubamatust kaasa-arvamisest tekkinud vead) (Congalton 2005; Lu, Weng 2007; Stehman, Foody 2009). Koostaja ja kasutaja täpsused näitavad eraldi iga klassi klassifitseerimistäpsust. Veamaatriks ehitatakse üles nii, et read esindavad kaardi klasse ja veerud maapinna klasse või vastupidi. Peadiagonaalil on näidatud õigesti klassifitseeritud pikslite arv ning ülejäänud lahtrid esindavad vigaselt klassifitseeritud piksleid.

Kaugseirepiltide klassifitseerimistäpsusena hindavas vea-analüüsis taotletakse enamasti vähemalt 85% õigsust, mida Foody (2008) peab ebaõiglaseks, kuna see seati algselt ulatuslike maakatteklasside kaardistamisele väikese ruumilise lahutusega (80 m) satelliidipiltidelt. Seda täpsust on püütud klassifitseerimismeetodite arendamisega parandada, kuid olulist progressi pole toimunud ja kaugseireandmetest koostatud teemakaartide täpsust peetakse seetõttu sageli küsitavaks. Arvestada tuleb siiski ka kaardi algse koostamise eesmärgiga, mis ei pruugi kattuda tegeliku hilisema kasutamise omaga. 85% täpsust aetakse taga ka erineva resolutsiooniga piltide klassifitseerimisel. Oluline on siin arvestada, et klassifitseerimistäpsus üldiselt väheneb klasside arvu suurenemise ja ruumilise lahutuse vähenemisega. Seetõttu on paljude klasside leidmine suurel alal sellise täpsusega raskendatud.

1.3.3. Veekogude taimestiku kaardistamine kaugseire abil

Ligipääs märgalade on sageli raskendatud, mis teeb keeruliseks ka makrofüütide uurimise. Seetõttu on kaugseire heaks alternatiiviks. Selle abil on võimalik hinnata mitmeid veealuse ja veepealse taimestiku tunnuseid, nagu liigilist koosseisu, taimestiku struktuuri, biomassi. Kasutatud on selleks enamikke kaugseirevahendeid: aeropildistamist, hüperspektraalseid ja

multispektraalseid satelliidipilte, mikrolainepiirkonnas pildistatud pilte, sonarimõõtmiste tulemusi (Silva et al. 2008). Võttes arvesse nii lennukitele ja kopteritele paigaldatud kui satelliitidel tiirlevaid pildistavaid sensoreid, on nendega võimalik saavutada 70-90% täpsust (Silva et al. 2008).

Esimene neist meetoditest, mida veetaimestiku kaardistamisel kasutati, oli aerofotograafia 1960-1970ndatel. Selle abil saab taimestikku eristada liigi tasandil, kuid veeluse taimestiku uurimine on korraga eri spektraalkanalite kasutamise võimaluse puudumise tõttu raskendatud (Valta-Hulkkonen et al. 2005). Teisalt ei pruugi ka aerofotode digitaalsel klassifitseerimisel, erinevalt visuaalsest, liigid eristuda, kuigi üldist taimkattega kaetust on võimalik määrata sama täpselt (Valta-Hulkkonen et al. 2003). Viimase aja trend on hüperspektraalsed pildid, mille eeliseks on hea ruumiline lahutus (1-4 m) ja võime salvestada kogu piksli spektrit, mis on just väärtuslik veeluse taimestiku kaardistamisel (Adam et al. 2010). Multispektraalseid sensoreid, nagu Landsat MSS, TM, ETM+ kasutatakse niisamuti edukalt veetaimestiku uurimisel, kuid miinuseks on väiksem ruumiline lahutus (30 m), mis ei luba eristada taimestikku liigiti (Silva et al. 2008; Adam et al. 2010). Nende kasuks räägib aga järjepidevus, mis võimaldab kasutada aegridasid veetaimestiku dünaamika kirjeldamiseks (Liira et al. 2010; Albright, Ode 2011). Taimestiku muutuste uurimisel on oluline, et pildid oleksid fenoloogiliselt samal ajal pildistatud (Ozesmi, Bauer 2002). Keskmise ruumilise lahutusega Landsat TM satelliidipilte saab kasutada nii kaldavee-, ujulehtedega kui ka veesiseste makrofüütide uurimisel (Nelson et al. 2006). Teisalt ei sobi need väikeste lappidena paikneva taimestiku kaardistamiseks, kuna 30 m (Landsat TM) ega 20 m (SPOT) piksli suurus ei pruugi võimaldada piisavat täpsust (Su et al. 2006).

Satelliidi Landsat skanneri spektraalkanaleid algebraliselt kombineerides on saadud vegetatsiooniindeksid, mida kasutatakse palju ökoloogilistes rakendustes (Cohen, Goward 2004; Silva et al. 2008). Esimeseks neist on normeeritud vahe suhte indeks NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), mis arvutatakse nähtava punase kanali (red) ja lähisinfrapunase kanali (NIR) kaudu ($NDVI = [NIR - red] / [NIR + red]$) (Rouse et al. 1973). NDVI mõõdab punases ja lähisinfrapunases spektripiirkonnas peegeldunud päikesekiirguse peegelduse normeeritud vahet ning indeksi väärtused seostuvad roheliste taimelehtede lehepinnaga ja teiste rohelse taimkatte biofüüsikaliste parameetritega. Märgalade taimestiku kaardistamisel on levinud klassifitseerimise meetod vegetatsiooniindeksil

põhinev pikslite klastritesse jaotamine (Adam et al. 2010). Õpetava valimita klassifitseerimine on märgalade taimeistiku kaardistamisel laialt kasutatud, sest neil aladel on spektraalsed erinevused suured (Ozesmi, Bauer 2002). Makrofüüte on vegetatsiooniindeksi NDVI abil klassifitseerinud näiteks Liira et al. (2010), kasutades sobiva eristusnivooleidmiseks Landsat NDVI piltide bimodaalset jaotust taimkattega pindade, peamiselt roostiku ja taimkatteta pindade, põhiliselt veepinna klasside vahel veekogude kaldavööndis.

1.3.4. Rannajoone määramine kaugseirevahenditega

Kaugseirepiltidelt rannajoone määramisel kasutatakse endiselt laialdaselt visuaalseid hinnanguid, nagu fotogramm-meetria, kuid on lisandunud ka mitmeid teisi võimalusi, nagu laserisignaali tagasi peegeldumisel põhinev LIDAR, mikrolainetel põhinevad radarid (Synthetic Aperture Radar, SAR), multi- ja hüperspektraalsed satelliidipildid. Lähisinfra-punastel ja SAR-piltidel on kontrast maismaa ja veepikslite väärtuste vahel väga suur, mistõttu saab neid edukalt rannajoone eristamisel kasutada (Gens 2010).

Landsat-satelliidipiltidega on edukalt kaardistatud nii rannajoone dünaamikat (Rahman et al. 2011) kui ka hetkelist veepiiri (Pardo-Pascual et al. 2012). Rannajoonte eristamiseks Landsat TM satelliidipiltidelt on kasutatud erinevaid meetodeid ja kanaleid: näidistega või näidisteta klassifitseerimist, eristusnivooleidmise abil klassifitseerimist, peakomponentide analüüsi, klassifitseerimist vegetatsiooniindeksi NDVI piltidelt, aga samuti keskmise ja lähisinfra-punase kanali piltidelt. Rahman et al. (2011) kasutasid rannajoone eristamiseks Landsat NDVI ja valemvärvipilte, mis on kombinatsiooniks roheline, punane ja lähisinfra-punase kanali heledustest ning millel erinevad taimeistikuga alad eristuvad punastes värvitoonides, veekogud näivad mustadena või on sinised. Frazier ja Page (2000) veekogude ja maismaa eristamise uuringust Landsat-piltide abil selgus, et lähisinfra-punase ja keskmise infra-punase kanalite (4, 5, 7) pildid näitavad kõige paremini veekogude paiknemist, kuna piltide histogrammid on kahemodaalsed ja seetõttu veekogud maismaast kontrastselt eristunud. Li ja Damen (2010) kasutasid rannajoone muutuste uurimisel keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltide spektraalkanalite erinevat kombineerimist liitpiltide tarvis ja histogrammi sagedusjaotuse alusel lävendiga klassifitseerimist.

Kõrg- ja madalvee taseme muutumine on eristatav aerofotodelt ja seda saab rannajoone kaardistamisel kasutada. Keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt ei ole aga

tõusuvett võimalik eristada (Guariglia et al. 2006). See-eest on satelliidipiltidelt kerge eristada kalda ja mere vahelist joont ning luiteid (Guariglia et al. 2006). Landsat satelliidipiltide abil on sellele toetudes püütud koostada kõrgusmudelit, digitaliseerides käsitsi eri veetasemega piltidelt veepiire (Zhao et al. 2008). Tsüklilistest muutustest tingitud veetaseme kõikumistega tuleks arvestada satelliidipiltide valikul.

Pardo-Pascual et al. (2012) kasutas maismaa ja vee piiri määramiseks satelliidi Landsat keskmise infrapunase kanali bimodaalset histogrammi, mille läviväärtuse määramise abil klassifitseeriti kaks klassi. Kui mõlema väärtused lähenevad normaaljaotusele, saab neid mõõta, iseloomustada standardhälbe ja keskmise väärtuse kaudu. Kuna vesi neelab lähisinfrapunases spektrialas peaaegu kogu pealelangeva kiirguse, paistavad selle kanali piltidel veekogud väga tumedad. Maapind ja taimestik esinevad lähisinfrapunaste kanalite piltidel aga heledamatena. Pardo-Pascual et al. (2012) uurimusest selgus, et Landsat-piltide täpsus rannajoone (veepiiri) eristamisel juhusliku veeseisu hetkel on võrreldav suure lahutusvõimega piltidega. Samas ei kehti see jäikade klassifitseerimise algoritmide puhul, kus iga piksel saab klassikuuluvuse kas „meri“ või „maa“. Väiksemate muutuste (vähem kui 10 m) jälgimiseks tuleks kasutada paindlikumat klassifitseerimismeetodit. Kui spektraalsed erinevused olid satelliidi Landsat keskmise infrapunase kanali piltidel maa- ja merepinna vahel väikesed, siis oli rannajoone asukoht kallutatud märgatavalt mere suunas, suurte spektraalsete erinevuste korral aga pigem maa suunas.

2. Materjal ja Metoodika

2.1. Materjal

Töös kasutati Landsat-piltidelt klassifitseeritud rannajoone hindamiseks ja suurtaimestiku maismaapoolse piiri määratlemiseks Eesti rannikul Eesti põhikaardi rannajoont (Maa-amet 2012). Venemaa- poolse Peipsi rannajoone määramiseks ja võrdluseks teiste kasutatavate rannajoontega kasutati Eesti baaskaardi rannajoont (Maa-amet 2012). Lisaks avanes võimalus kasutada uusi digitaalseid Vene topograafilisi kaarte mõõtkavas 1:25 000, mis laeti alla .png rasterfailidena (lisa 1).

Rannajoone määramiseks satelliidipiltidelt kasutati Landsat TM erinevate aastate maikuu pilte, mis jäid aastate 1985-2011 ajavahemikku. Maikuu pildid valiti eeldusel, et siis ei avaldu neil veel suurtaimestik. Samas peab arvestama, et maikuu on kevadise suurvee tipp ja veeseisud on kesksuviste veetasemetega võrreldes kõrgemad. Kuna kõik kaadrid ei katnud Peipsi rannajoont tervikuna või esines mõnes kohas pilvi, tuli osasid pilte mosaiikida teiste, eelistatult sama aasta maikuu piltidega. Tabelis 1 on toodud kõik pildid koos kuupäevade, kaadri numbrite, vastava Landsat-sensori nime ja veeseisudega pildistamise kuupäeval. Peipsi järve veeseisud on saadud Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudist (EMHI) ja esindavad Praaga hüdroomeetriaajas mõõdetud veetasemeid (mõõtejaama null 28 m).

Tabel 1. Peipsi järve rannajoone tekitamiseks Landsat-piltidelt kasutatud satelliidipiltide satelliit, sensor, orbiit ja kaader, pildistamise kuupäev ja veeseis pildistamise päeval

Satelliit ja sensor	Orbiit/kaader	Kuupäev	Veeseis (cm)
Landsat 5 TM	186/19	1985 05 08	221
Landsat 5 MSS	187/19	1985 05 15	221
Landsat 5 TM	186/19	1987 05 14	257
Landsat 5 TM	185/19	1987 05 23	261
Landsat 5 TM	185/20	1987 05 23	261
Landsat 5 TM	187/19	1990 05 13	265
Landsat 7 ETM+	187/19	2001 05 03	240
Landsat 7 ETM+	185/19	2001 05 05	241
Landsat 7 ETM+	185/20	2001 05 05	241
Landsat 7 ETM+	186/19	2002 05 15	235
Landsat 5 TM	186/19	2002 05 23	227
Landsat 7 ETM+	186/19	2002 05 31	222
Landsat 5 TM	186/19	2007 05 21	214
Landsat 5 TM	185/19	2010 05 22	297
Landsat 5 TM	185/20	2011 05 09	276

Veahinnangute tarbeks kasutati suure ruumilise lahutusega satelliidi Quickbird 2006. aasta 18. augustil ja 6. augustil pildistatud multispektraalseid pilte, järve Eesti ja Venemaa ranniku alalt, ning Landsat-satelliidipilti pildistamise kuupäevaga 6. august 2006 (veeseis 136 cm). Hilissuvised pildid valiti põhjusel, et siis on pilliroo sesoonne vegetatsioonimaksimum ja pilliroog sel ajal kõige lopsakam (Liira et al. 2010). Satelliidi Quickbird Eesti-poolsele pildile jääb ala Lahepera järvest Praagani, mis hõlmab ka vanausuliste ridaküladega rannalõiku Varnja külast Kolkjani. Selle rannajoone roostik on tihedalt liigestatud paadikanalitega (Maastike kaugseire aruanne 2009). Venemaa-poolsel pildil on lõik Vetvenniku küla ligiduses paiknevast neemest Starožinetsini. Quickbird-multispektraalsel sensoril on neli kanalit, sinine, roheline, punane ja infrapunane, seega spektraalselt küllalt lähedased Landsat TM spektraalkanalitele ja spektraalkanalite piltidele. Piksli suurus on nominaalselt 2-4 m.

2.2. Metoodika

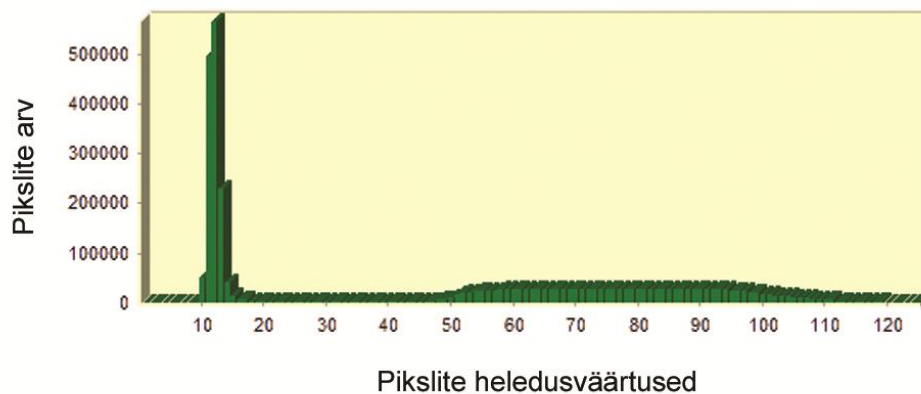
Landsat TM satelliidipiltide pilditöötlus tehti rasterandmete geoinfosüsteemi- (GIS) ja pilditöötluspaketiga Idrisi. Quickbird-pildid ortorektifitseeriti rakendustarkvara ERDAS IMAGINE abil. Vektorandmetike haldamiseks, andmetöötluseks ning päringuiks kasutati GIS-paketti ArcGIS.

2.2.1. Rannajoone eristamine Landsat TM piltidelt

Rannajooned eri aastate maikuu pildistatud piltidelt leiti Idrisi rasterpaketi abil, kasutades Landsat TM 4. kanali (lähisinfrapunase spektripiirkond) pilte. Lähisinfrapunases spektripiirkonnas on vesi maaga võrreldes palju tumedam ja neid kahte aluspinda on teineteisest kerge eristada. Bakalaureusetöös kasutatud USGS (U.S. *Geological Survey*) arhiivist pärit satelliidipildid teisendati Mercatori universaalsest põikprojektsioonist UTM (*Universal Transverse Mercator*) Eesti põhikaardi projektsiooni L-Esti' 97 ristkoordinaatide süsteemi, kasutades paketi Idrisi moodulit PROJECT.

Rannajoone eristamiseks Landsat-piltidelt tekitati lähisinfrapunase pildi pikslite heledusväärtustest sagedusjaotus, millel olid enam-vähem võrdselt esindatud nii maa- kui veepikslid. Sobiva eristustlängendi leidmiseks imporditi Idrisi programmi Eesti põhi- ja baaskaardi vektorkujul rannajoon, mille ümber loodi puhervöönd, 3 km kummalegi poole. Valitud vahemik kindlustas piisava arvu maa- ja veepikslid kahemodaalse sagedusjaotuse

tekkimiseks. Puhvervööndit kasutati pitidel maskina, et mõlemale poole rannajoont jääks enam-vähem võrdne arv piksleid. Puhveralasse jäänud pikslite heledusväärtused moodustasid bimodaalse jaotuse (joonis 5). Sobiv eristuslävend leiti sadula moodustanud pikslite aritmeetilise keskmisena. Kokku tekitati nii 9 veepeeglit ehk eristati maismaa ja veepind. Need liideti Idrisi mooduliga Overlay kokku ja klassifitseeriti nende aritmeetiline keskmine.



Joonis 5. Peipsi järve 31. mai 2002. a. Landsat TM satelliidipildi lähisinfrapunase kanali pikslite heledusväärtuste sagedusjaotus 6 km rannavööndi puhveralal.

2.2.2. Vene topograafiliste kaardilehtede M 1:25 000 koordinaatidega sidumine ja rannajoone digimine

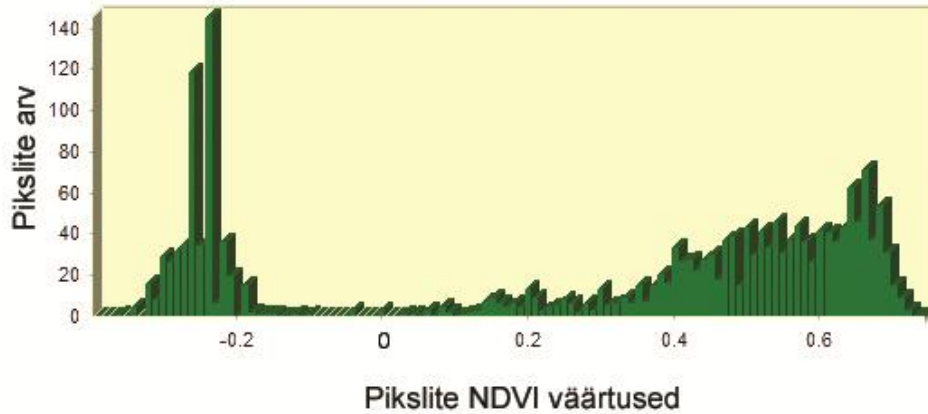
Vene 1:25 000 skaneeritud topograafiliste kaartide lehed seoti koordinaatidega ArcGIS töövahendiga *Georeferencing* Pulkovo '42 koordinaatsüsteemi, mis oli Nõukogude Liidus ja on ka praegu Venemaal kehtiv peamine ametlik koordinaatsüsteem. Koordinaatimine toimus kaardilehe nelja nurgapunkti abil, kuna kaardilehtedel puudus koordinaatvõrk. Seejärel digiti käsitsi koolutatud rasterkaartidelt rannajoon, mis teisendati Eesti põhikaardi, L-Est' 97 süsteemi, et Vene topograafiliste kaartide rannajoon oleks võrreldav Eesti baas- ja põhikaardi ning Landsat-piltidelt saadud rannajoontega.

2.2.3. Suvistelt piltidelt suurtaimestiku eristamine

Suure resolutsiooniga skanneri Quickbird satelliidipildid ortorektifitseeriti, kasutades kaugseirepiltide töötlemiseks mõeldud rakendustarkvara ERDAS IMAGINE. Kuna Quickbird-pildid on pildistatud nadiirsihist erineva nurga all, ei piisanud Idrisi töövahenditest. Eesti-poolne pilt oli suurem ja koosnes kahest osast, mistõttu mosaiigiti need esmalt kokku. Eesti poolel valiti Eesti põhikaardi ortofotodelt 22 rannajoone läheduses paiknevat kinnispunkti, mis kataksid ala ühtlaselt. Venemaa pildi tarvis võeti 18

kindelpunkti Vene M 1:25 000 topograafilistelt kaartidelt. Sobituse ruutkeskmine viga tuli järve Eesti-poolset rannajoont kujutaval pildil 1,3 ja Venemaa pildil 2,9 skanneri Quickbird multispektraalse sensori pikslit.

Augustikuus pildistatud skannerite Landsat TM ja Quickbird pildid teisendati vegetatsiooniindeksi NDV piltideks, mille NDVI väärtused moodustavad sadula kujuga tihedusjaotuse (Liira et al. 2010). Klassifitseerimisotsuste tegemiseks loodi rannajoonest järve suunas 100-meetrine puhvervöönd, et saada pildiväli ja pikslite valim, kus on enam-vähem võrdselt esindatud nii taimestunud kui taimestumata pindasid. Nii moodustus vegetatsiooniindeksi väärtuste bimodaalne jaotus (joonis 6). Vegetatsiooniindeksi NDVI piltidel jäävad jaotuse väikeste, sealhulgas negatiivsete väärtuste piirkonda taimestumata alasid esindavad pikslid (veepind, taimestumata rannaalad, sealhulgas madalveeperioodil paljandunud järvepõhi), positiivsete väärtuste poole jääb kaldaveetaimestik. Kahe objektitüübi mõõdetud heleduste jaotuste segu klassifitseerimisel kaheks klassiks võib rakendada erinevaid meetodeid, kuid enamik neist nõuab eelduste tegemist tunnuste väärtuste jaotuse ning jaotuste parameetrite kohta. Lisaks sõltub kahe klassi omavaheline ohtrussuhe maastiku/taimkatte struktuurist, jaotuse hajuvust mõjutavad vaatlus- ja valgustustingimused, eriti atmosfääri aerosoolide ja veeauru sisaldus. Neil põhjustel on võimalike klassifitseerimisvigade kontrolli all hoidmiseks mõistlik rakendada võimalikult lihtsat parameetrivaba klassifitseerimistehnikat (Tartu Observatoorium 2012). Eristusnivoo ehk jaotuse keskpunkti määramiseks arvutati NDVI 2% ja 98% väärtuste keskmine. Eeldati, et väärtused jaotuse ekstreemumite osas on mõjutatud pigem vaatlus- ja valgustustingimustest („mürast“) ja vähem objektide eneste omadustest. Klassifitseerimisotsusega tekkivate roostikulappide võrdlemiseks roostikulappidega suure ruumilise lahutusega Quickbird-satelliidipiltidelt viidi Quickbird-pildid Idrisi pilditöötluspaketti ja teisendati Landsat-piltidega sarnaselt vegetatsiooniindeksi NDVI piltideks.



Joonis 6. NDVI väärtuste bimodaalse jaotusega histogramm suve teise poole Landsat TM pildilt rannajoonest 100 m kaugusele ulatuvas puhervööndi alas

2.2.5. Veahinnangud keskmise ruumilise lahutusega Landsat TM satelliidipiltidelt klassifitseeritud roostikele

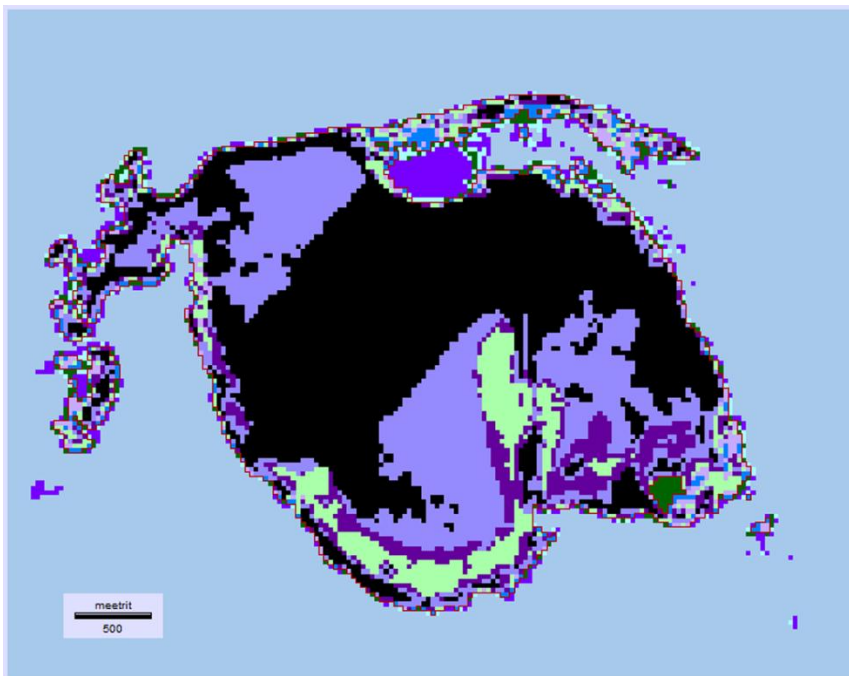
Klassifitseeritud roostikulappide pindalasad augustikuu Landsat-piltidelt kontrolliti skanneri Quickbird sama aasta augustikuu multispektraalse kanali piltidelt tehtud otsustega, lugedes viimase tulemusi seejuures nn õigeteks tulemusteks. Ka maapealsete mõõdistustega ei saa sageli roostikupiiri täpsemalt piiritleda, kui seda on võimalik teha Quickbird-pildilt. Lisaks saab klassifitseerimisotsuseid hiljem alati üle vaadata ja parandada, erinevalt GPS-kaardistamise tulemustest.

Mõlema satelliidi piltidel jagati rannajoon 500 m pikkusteks lõikudeks ning nende lõigupikkuste alusel jaotati klassifitseeritud taimestik omakorda osadeks. Arvutati kõigi suurtaimestiku jaotiste pindalad ning Landsat-piltidelt klassifitseeritud taimkatte pindalasad võrreldi Quickbird-omadega.

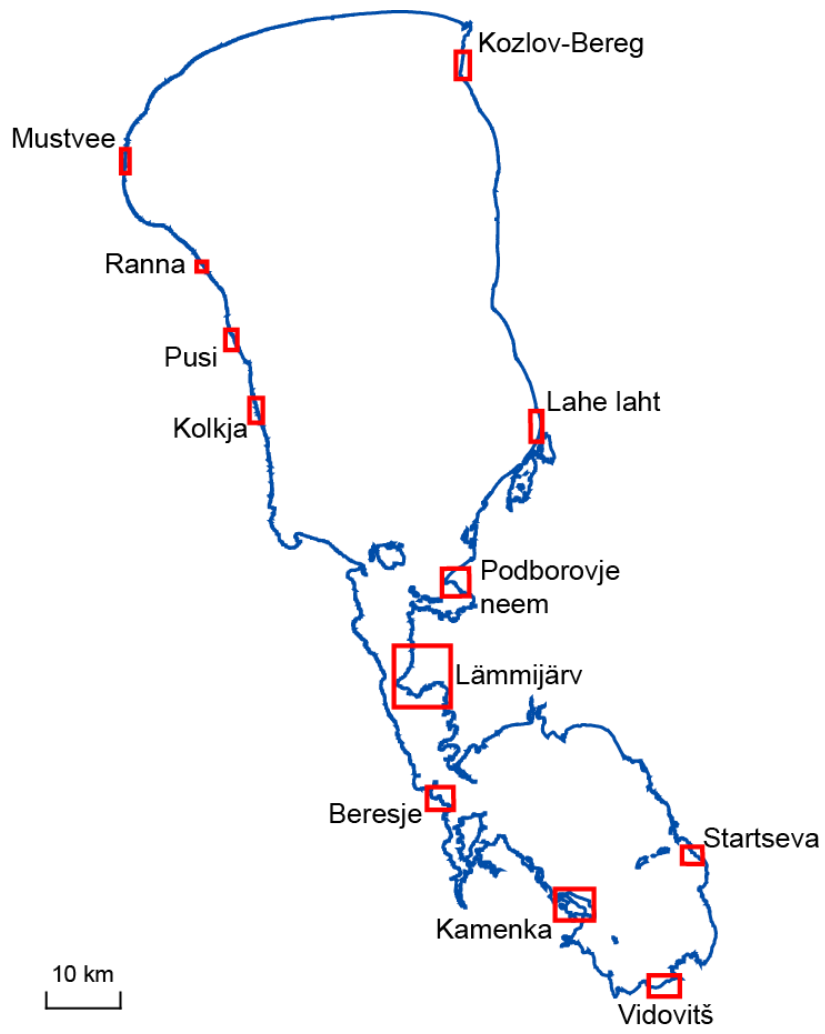
3. Tulemused

3.1. Rannajoone eristamine satelliidipiltidelt

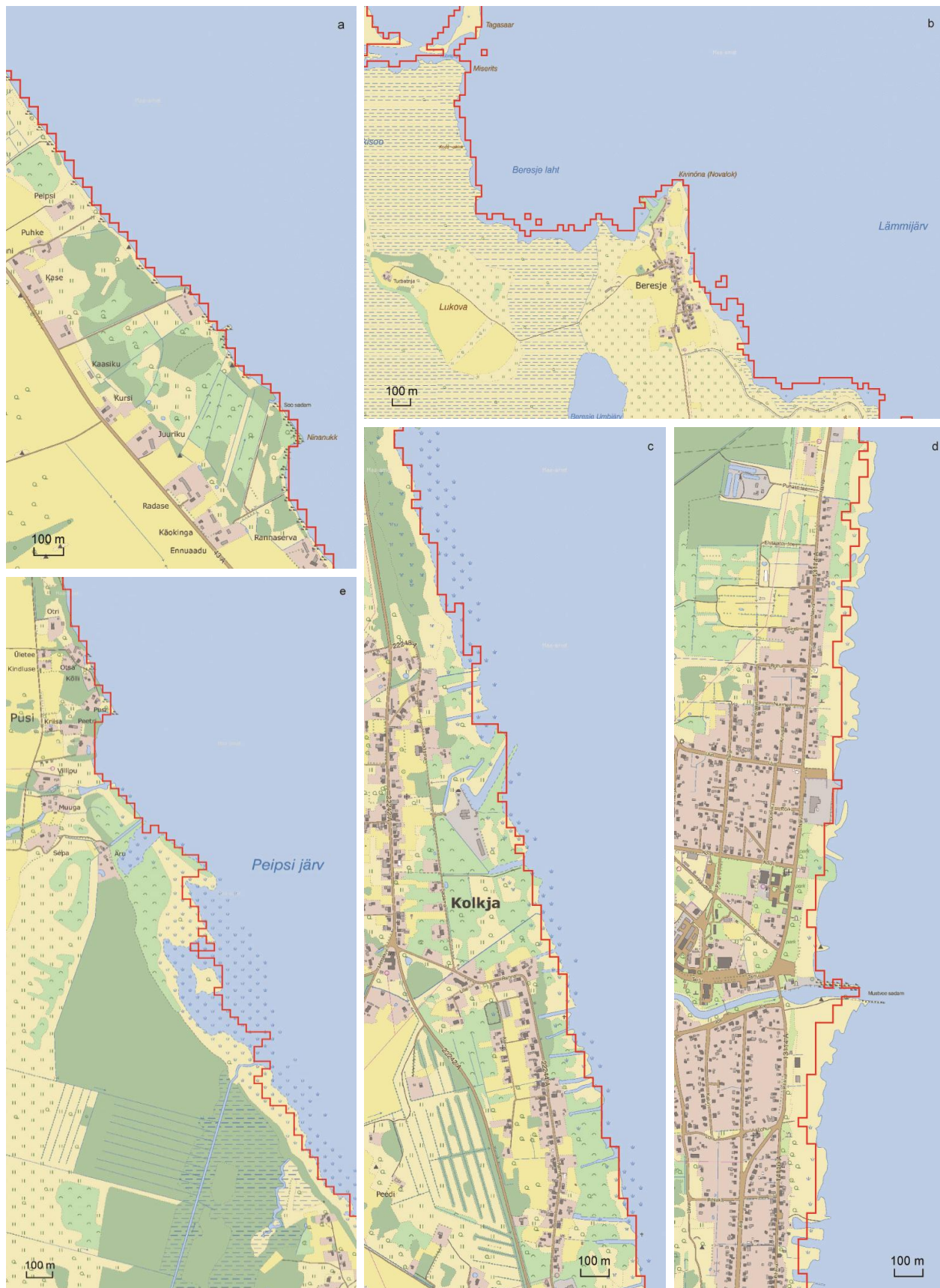
Rannajoone eristamiseks Landsat TM lähisinfrapunase kanali piltidelt kasutati pikslite kahemodaalse heledusväärtuste jaotusest tekkinud sadulaosa aritmeetilist keskmist, mille alusel klassifitseeriti pikslid kaheks klassiks – maismaaks ja veepinnaks. Selle tulemusena saadi 9 veepeeglit, mis liideti kokku ja klassifitseeriti nende keskmine rannajoon (joonis 7). Maikuu on järve sesoonselt kõrgeim veeseis (Jaani 2008) ja töös kasutatud Landsat-piltidel oli keskmine veetase ligikaudu 240 cm üle mõõtejaama nulli, mis on ka Peipsi järve maikuu pikaajaline keskmine (EMHI 2012b). Joonisel 8 ja 9 on kujutatud näited Landsat-piltidelt saadud rannajoone lõikudest Eesti põhikaardil. Läänekalda Landsat-rannajoon sarnaneb üsna hästi põhikaardi omaga, välja arvatud järve loodeosas ja Varnja ümbruses, kus see on kohati kuni mõnikümmend meetrit maismaa pool. Niisamuti ühtib põhikaardiga ka maikuu piltide Peipsi põhjaranniku rannajoon. Eesti osas klassifitseerus põhikaardiga võrreldes halvemini Lämmijärve kaldalõik Beresje lahest lõuna suunas, kus piltidelt klassifitseeritud rannajoon oli märgatavalt avavee suunas. Mõnikümmend meetrit avavee suunas oli see ka Peipsi Suurjärve edelaosas Pedaspää lahest Uhti ninani.



Joonis 7. Piirissaare rannajoon erinevate aastate Landsat TM piltidelt klassifitseerituna. Punane vektorjoon tähistab nende keskmist. Must värv tähistab kõigil juhtudel maismaaks klassifitseeritud alasid ja helesinine kõigi aastate piltidel veepinnaks klassifitseeritud alasid. Ülejäänud värvid tähistavad neid alasid, mis klassifitseerusid maismaaks kõigil juhtudel peale ühe.

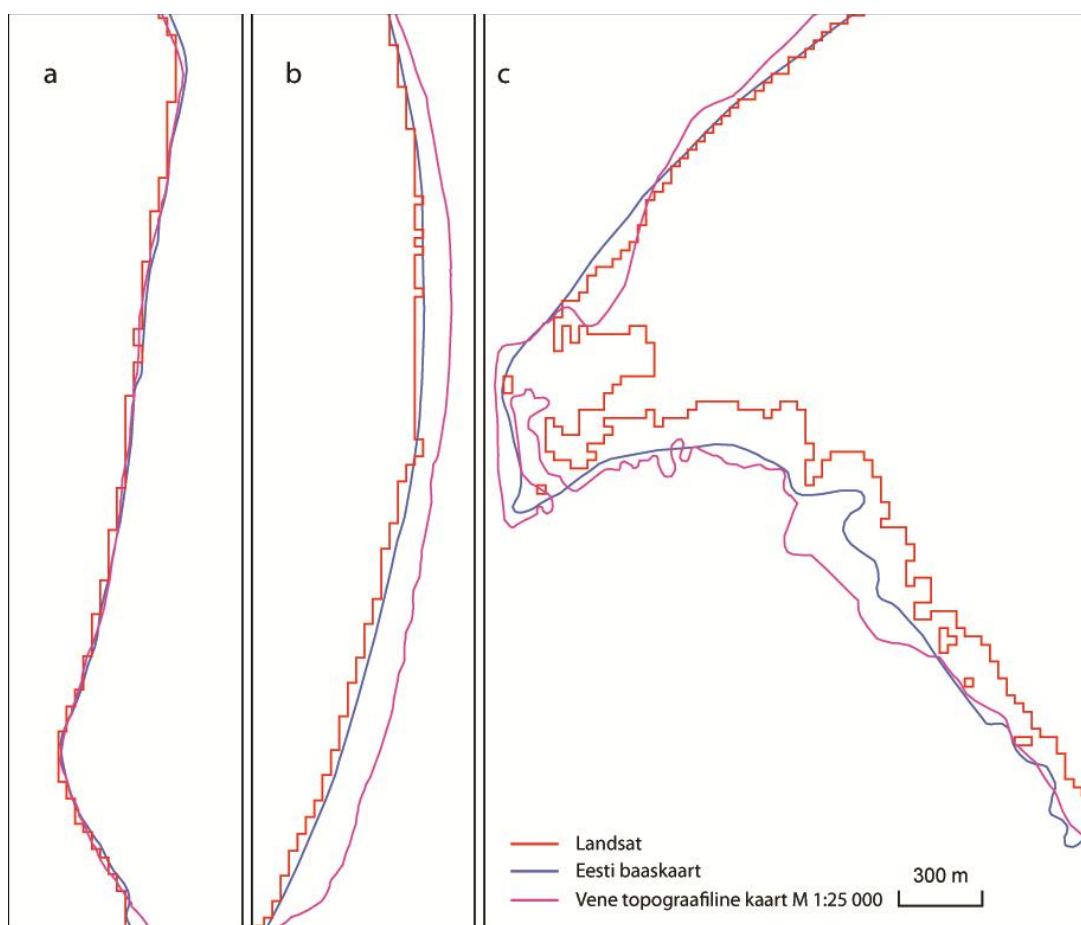


Joonis 8. Näited Peipsi järve rannikulõikudest rannajoonte võrdluses. Skeemil on näidatud järgmistel joonistel toodud rannalõigud.



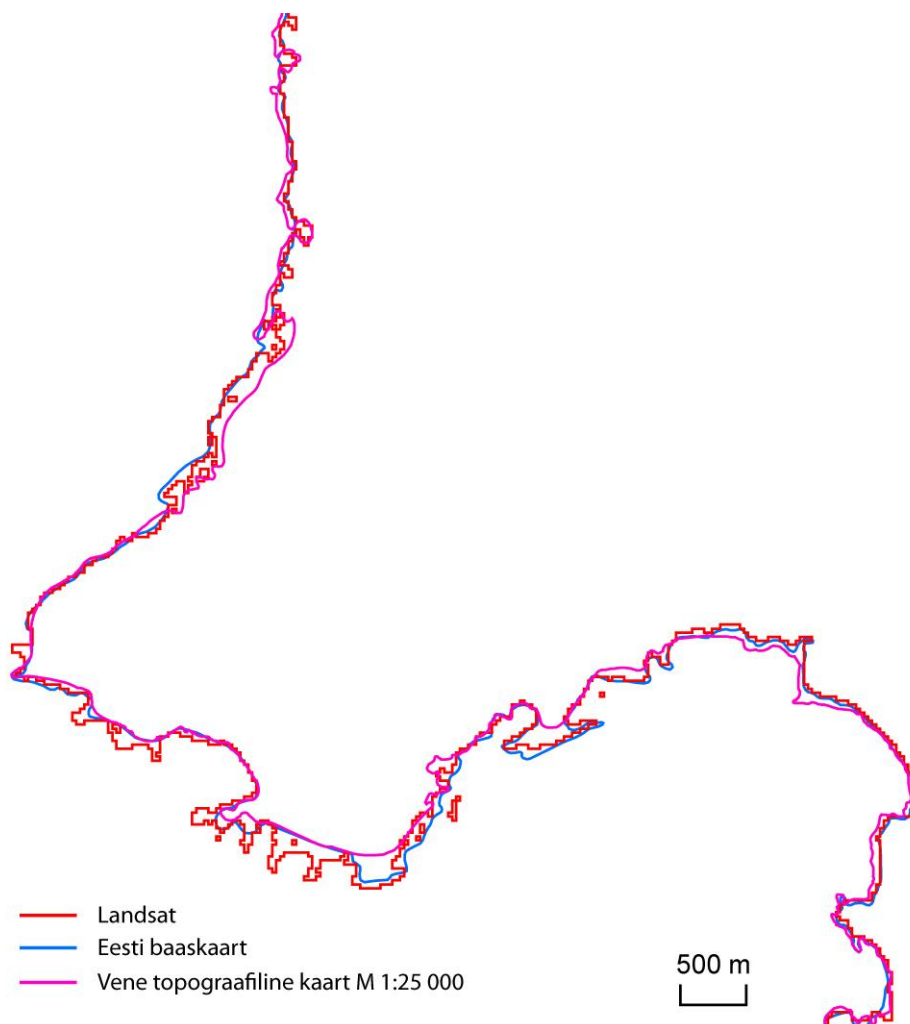
Joonis 9. Landsat TM piltidelt klassifitseeritud rannajoon Eesti põhikaardi taustal a) Ranna ümbruses b) Lämmijärve ääres Beresje ümbruses c) Kolkja ümbruses d) Mustvee ümbruses e) Pusi küla lähistel (Eesti põhikaart, Maa-amet 2012). Rannalõikude asendiskeem on joonisel 8.

Venemaa-poolset Landsat-rannajoont saab võrrelda Eesti baaskaardi ja Vene M 1:25 000 topograafilise kaardi rannajoonega. Idakaldal, Narva jõe lähtest lõuna poole Vetvenniku küla ligiduses oleva neemeni, kattub Landsat-rannajoon Eesti baaskaardil kujutatud rannajoonega (joonis 10.a), kui välja arvata üks kolme kilomeetri pikkune lõik, Laptovitsi küla lähistel, kus Landsat-rannajoon on sadakond meetrit avavee poole. Starožinetsi – Zamogilje rannikul Landsat-rannajoon üldiselt ühtib vene topograafilise kaardi ja Eesti baaskaardi rannajoonega, kuid on ka erandeid. Neemest Vetvenniku küla juures 5 km lõuna pool paikneb baaskaardi rannajoon Landsat- ja Vene topode omast 100-150 m maismaa pool, mis on üsna suur erinevus. Lahe lahe juures on aga vastupidi – Vene topograafilise kaardi rannajoon sadakond meetrit maismaa pool Landsat- ja baaskaardi omaga võrreldes (joonis 10.b). Esineb ka lõike, kus hoopis Landsat-rannajoon on teistega võrreldes sadakond meetrit maismaa pool, näiteks 3 km lõik Podborovje neemest lõuna pool, kuid seal erinevad omavahel ka baaskaart ja Vene topograafiline kaart (joonis 10.c).



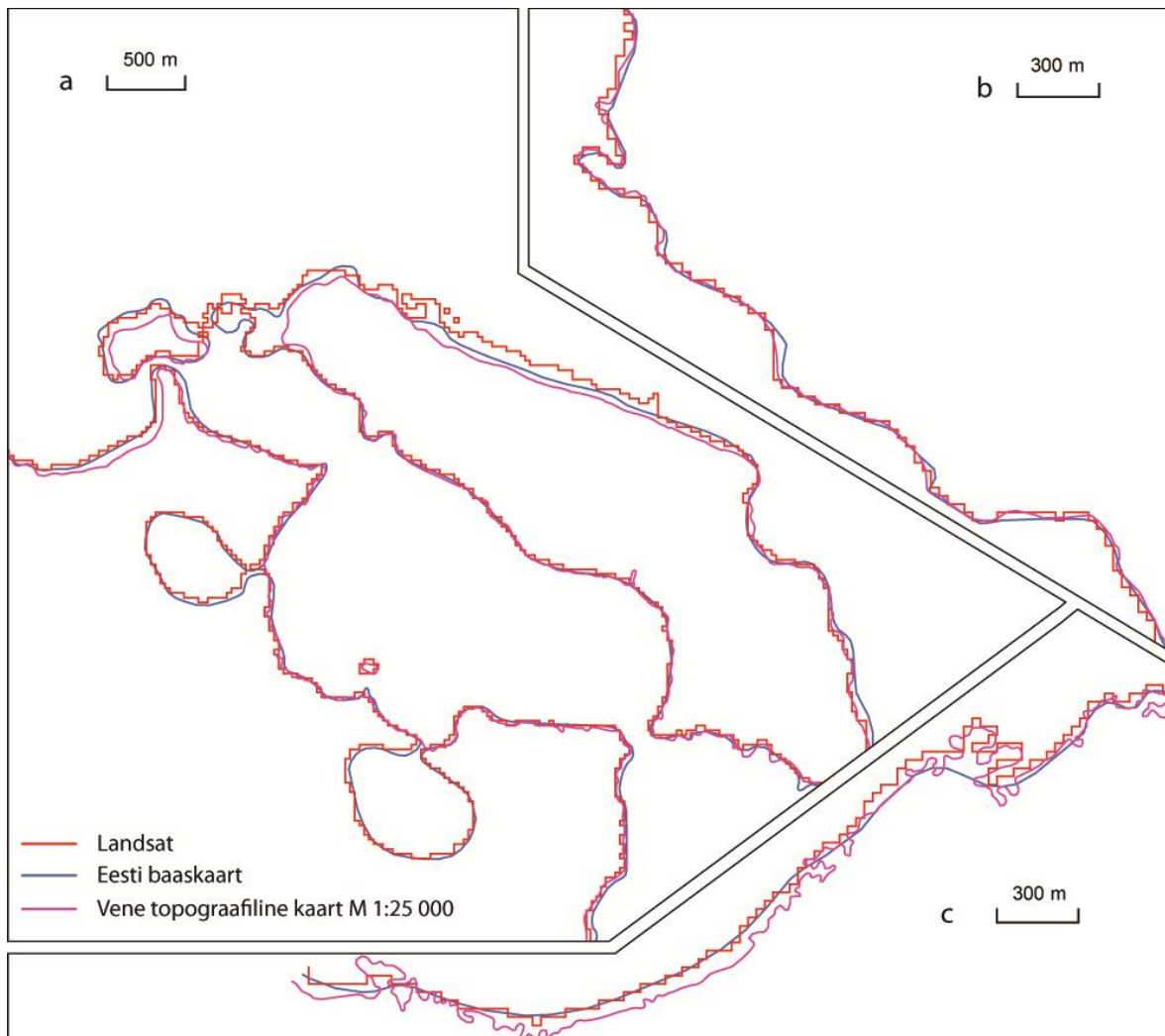
Joonis 10. Peipsi järve Venemaa-poolne rannik a) Kozlov-Beregi küla ümbruskond, Narva jõe lähtest lõunas b) lõik Lahe lahest põhjas c) lõik Podborovje neemest lõunas. Rannalõikude asendiskeem on joonisel 8.

Lämmijärve kallas on üsna liigestunud ja kolm vaadeldavat rannajoont on seal erineva täpsuse ja generaliseerituse astmega (joonis 11). Landsat-rannajoon üldiselt kas kattub Vene topode ja baaskaardi rannajoonega või mõnes kohas on neist avavees suunas.



Joonis 11. Lõik Lämmijärve Venemaa-poolsest rannikust. Rannalõikude asendiskeem on joonisel 8.

Pihkva järves erineb Landsat-piltidelt klassifitseeritud rannajoon teistest märgatavalt (kuni 200 m) umbes 5 km pikkusel lõigul Pihkva järve kaguosas. Selles järve osas ei ole teisi samalaadseid suuri erinevusi kolme rannajoone vahel, kui võtta arvesse mõõtkava tegurit, mis Pihkva järve liigestatust arvestades tingib ka erinevas mõõtkavas rannajoonte erinevused (joonis 12). Peipsi Suurjärves ei ole rannik aga nii käänuline ja seal on kokkuvõttes ka erinevused väiksemad.



Joonis 12. Kolm Pihkva järve rannikulõiku a) Kamenka saar b) Startseva suudme ümbrus, Talabi saarterühmast idas c) Vidovitši küla ümbrus, Velikaja jõest läänes. Rannalõikude asendiskeem on joonisel 8.

Landsat-rannajoone klassifitseerimistulemustega võib vähem liigestatud rannikulõikudes rahule jääda, kuna erinevad rannajooned ühtisid üsna täpselt. Suurem osa käänulisest rannikust (Pihkva järv, Lämmijärve idarannik) jääb aga Venemaa territooriumile, mille väga head ja usaldusväärset rannajoont selles töös ei olnud võimalik kasutada.

3.2. Veahinnangud klassifitseerimisotsustele

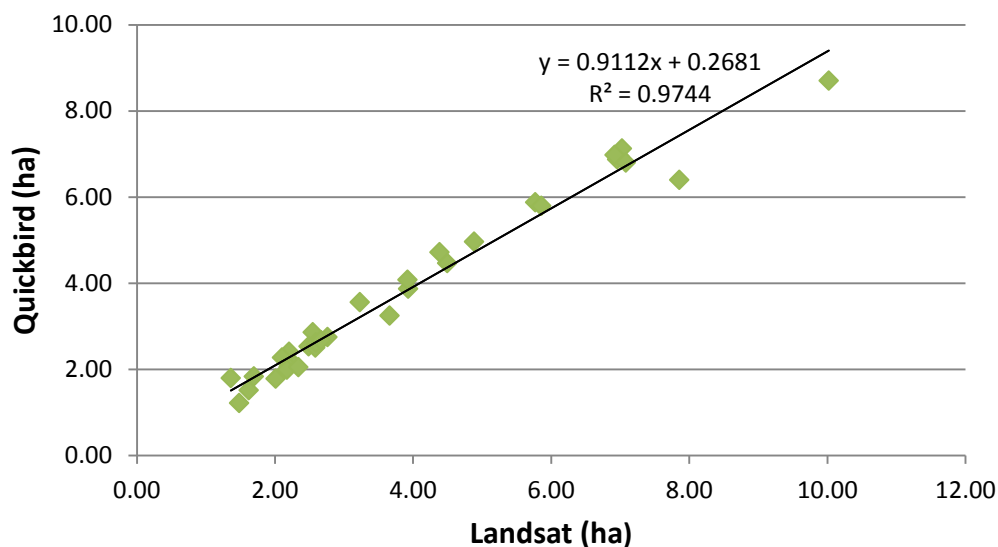
Landsat TM vegetatsiooniindeksi NDVI piltidelt klassifitseeritud roostikulappide pindalasad võrreldi suure ruumilise lahutusega skanneri Quickbird piltidelt klassifitseeritud omadega (joonis 13).



Joonis 13. Landsat 5 TM NDVI pildilt klassifitseeritud suurtaimestiku piir kollase vektorjoonisena Quickbird-valevärvipildi foonil. Musta joonega on kujutatud Eesti põhikaardi rannajoone. Pildil on järve rannik Varnja soo ümbruses.

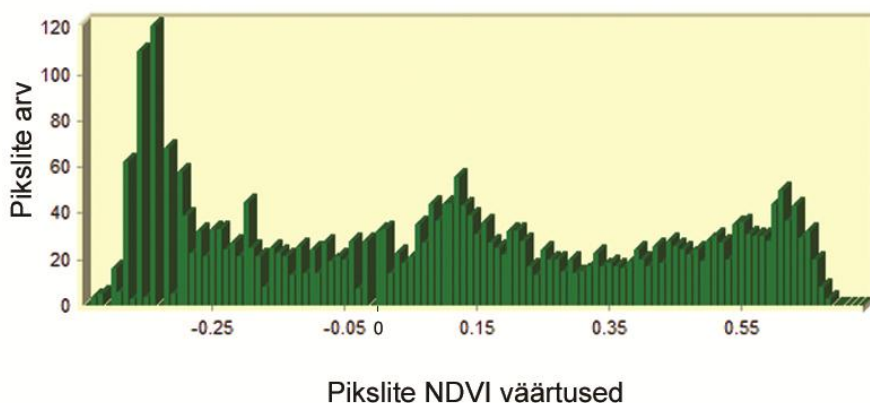
Kahel pildil klassifitseeritud roostikulappide pindala omavaheliseks võrdluseks jaotati Quickbird-piltidega kaetud rannajoone ala ligikaudu 500 m pikkusteks lõikudeks. Järve Eesti-poolsel Quickbird-pildiga kaetud alal tekitati nii kolmkümmend kolm rannalõiku (lisa 2), Venemaa poolel Eesti baaskaardi rannajoonest kaksümmend (lisa 3). Venemaa poolel valiti baaskaart seetõttu, et selle rannajoone oli Landsat TM ja Vene topograafiliste kaartidega võrreldes kõige enam maismaa pool, võimaldades suurema roostikupindala klassifitseerimist.

Eesti rannäärse suurtaimestiku pindalade võrdlemisel Quickbird ja Landsat TM piltidelt oli determinatsioonikordaja R^2 0.97 (joonis 14) ja pindalad olid tugevas lineaarses seoses. Pindala lõikude erinevuste standardhälve oli 0,4 ha. Kokku klassifitseeriti Landsat-pildilt veidi enam suurtaimestikku (130 ha) kui Quickbird-pildilt (127 ha).

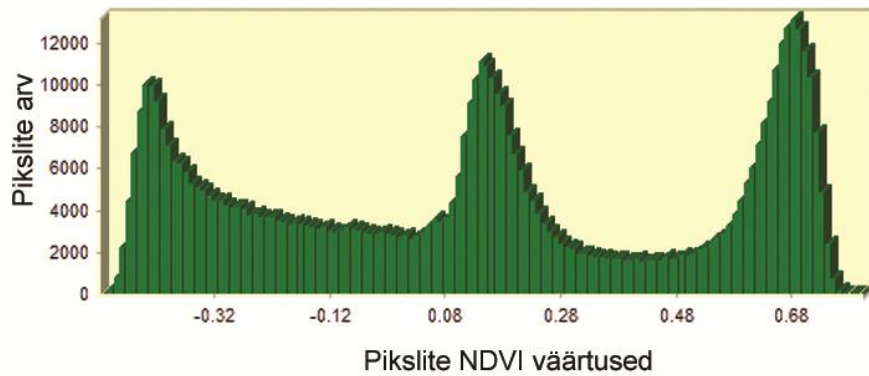


Joonis 14. Peipsi Eesti rannikut kujutavatel Quickbird ja Landsat TM 2006. a augustikuu satelliidipiltidelt klassifitseeritud suurtaimestiku 500 m pikkuste lõikude pindalade võrdlus samasusjoonega ning nende omavaheline lineaarne sõltuvus (QB on Quickbird-piltidelt ja TM Landsat-piltidelt klassifitseeritud pindala).

2006. aasta põuase ja kuuma suve ning sellest tingitud madala veetaseme tõttu (130 cm, augustikuu pikaajaline keskmine on 200 cm) paljandusid Peipsi järve rannaäärsed alad, mis näiteks Venemaa NDVI väärtuste histogrammil 200 m puhveralas avaldusid kolmanda lokaalse maksimumina (joonised 15-16). Seetõttu ei sobinud suurtaimestiku klassifitseerimiseks NDVI sagedusjaotuse 2-e ja 98-nda protsentiili aritmeetiline keskmine. Seda väärtust tuli suurendada, et mitte rannaalaid kaasata. Bimodaalse jaotuse tekitamiseks sobis kõige paremini 50 m puhvervöönd.

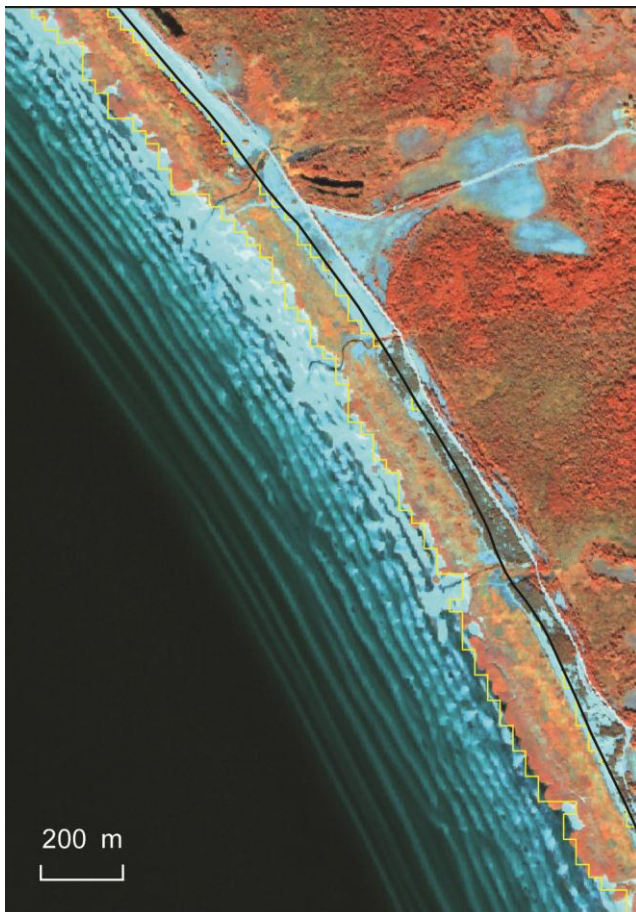


Joonis 15. Peipsi järve 6. augustil 2006. a Venemaa-poolse Landsat-pildi vegetatsiooniindeksi NDVI väärtuste histogramm 200 m laiuses vööndis rannajoonest. Rannavööndi taimkatteta alad moodustavad kolmanda lokaalse maksimumi.

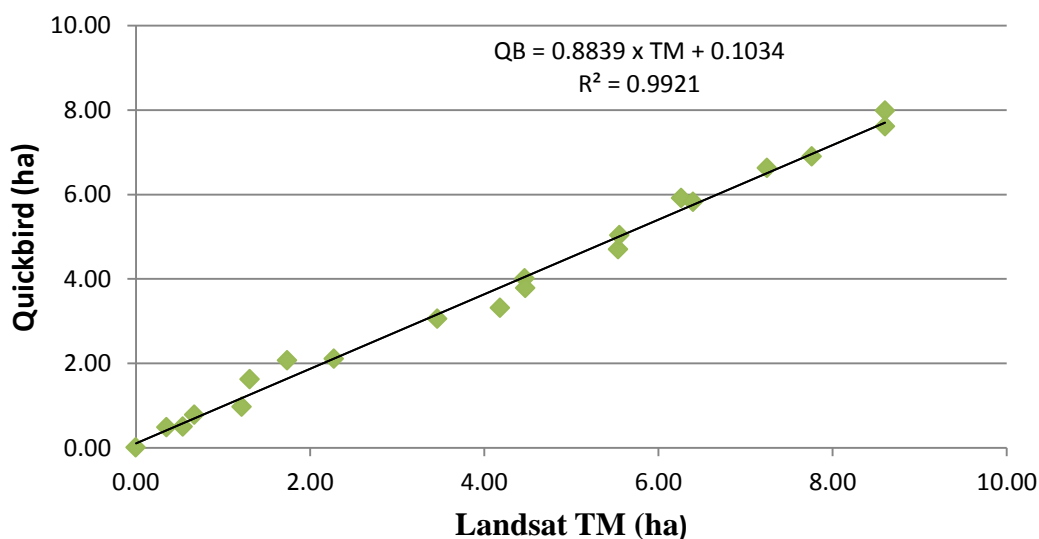


Joonis 16. Quickbird-satelliidipildi (6.08.2006) Peipsi järve Venemaa-poolse ranniku vegetatsiooniindeksi NDVI väärtuste histogramm 200 m laiuses vööndis rannajoonest.

Venemaa rannaäärse suurtaimestiku pindalade võrdlemisel Quickbird ja Landsat TM pildidelt (joonis 17) saadi determinatsioonikordaja R^2 0.99 (joonis 18) ja pindalad olid tugevas lineaarses sõltuvuses. Pindala lõikude erinevuste standardhälve oli 0,4 ha. Kokku klassifitseeriti sarnaselt Eesti-poolse rannikuga Landsat-pildilt veidi enam suurtaimestikku (80,6 ha) kui Quickbird-pildilt (73,3 ha).

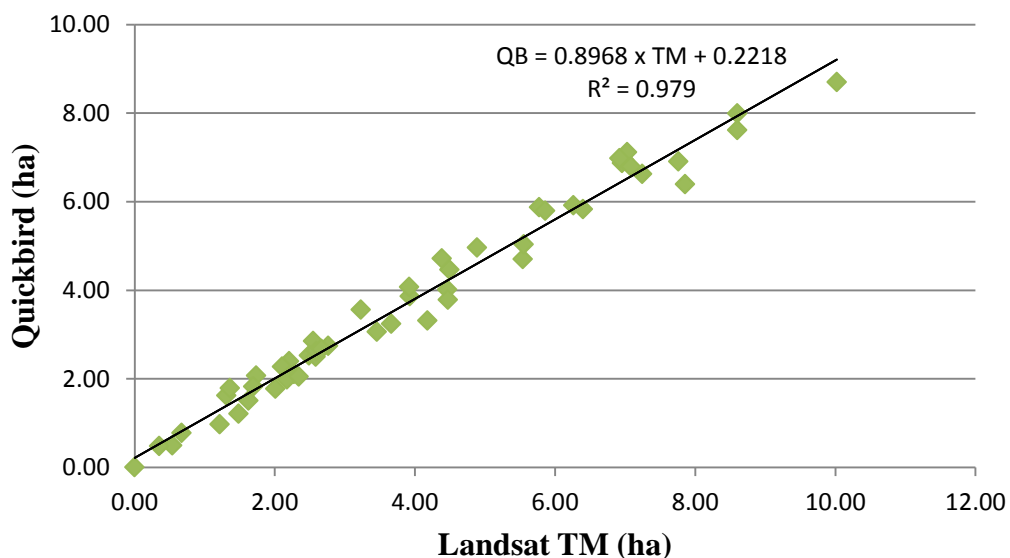


Joonis 17. Landsat 5 TM pildilt klassifitseeritud roostik Quickbird-valevärvipildil. Kollane piirjoon tähistab järvepoolset roostiku piiri ja must piirjoon on Eesti baaskaardi rannajoon.



Joonis 18. Venemaa rannikut kujutavatel Quickbird ja Landsat TM 2006. a augustikuu satelliidipiltidelt klassifitseeritud suurtaimestiku 500 m pikkuste lõikude pindalade võrdlus samasusjoonega ning nende omavaheline lineaarne sõltuvus (QB on Quickbird-piltidelt ja TM Landsat-piltidelt klassifitseeritud pindala).

Kuna nii Eesti kui Venemaa poolse ranniku Landsat-piltidelt klassifitseeritud pindalad erinesid Quickbird-piltide omadest vähe ja olid neist keskmiselt veidi suuremad, on ka kokkuvõttes pindalad tugevas korrelatsioonis (joonis 19).

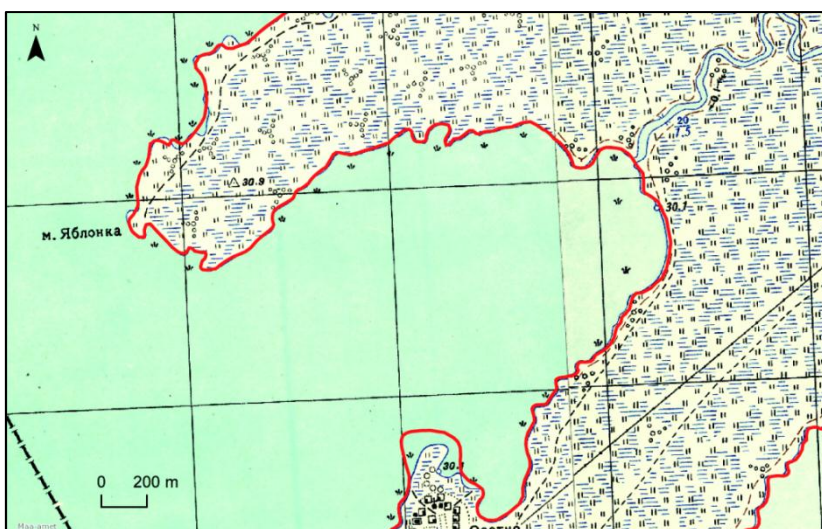


Joonis 19. Quickbird ja Landsat TM 2006. a augustikuu satelliidipiltidelt klassifitseeritud suurtaimestiku 500 m pikkuste lõikude pindalade võrdlus samasusjoonega ning nende omavaheline lineaarne sõltuvus (QB on Quickbird-piltidelt ja TM Landsat-piltidelt klassifitseeritud pindala).

4. Arutelu

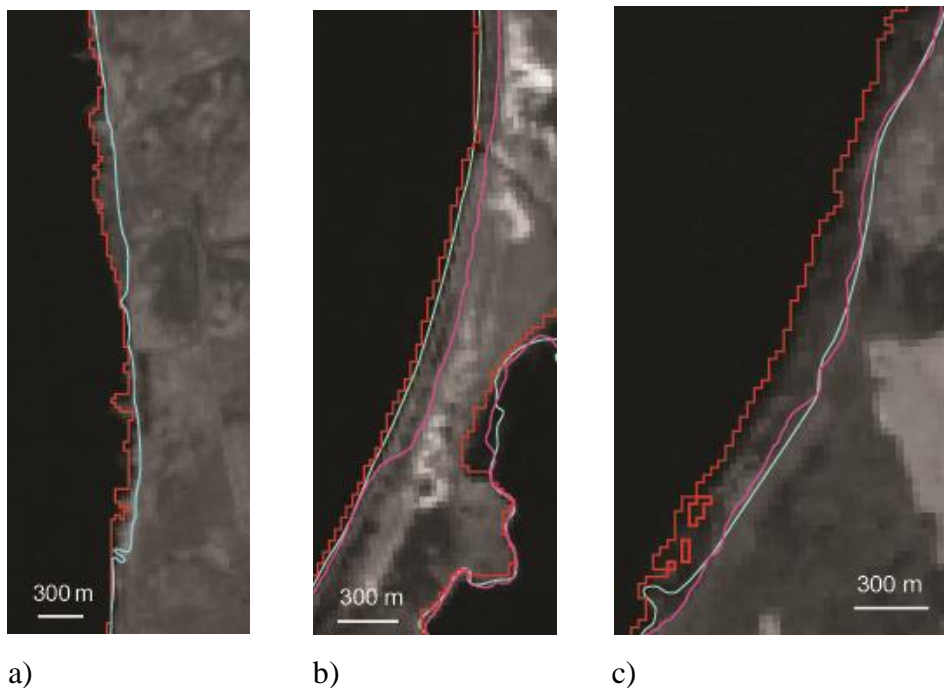
Landsat TM piltidel klassifitseeritud rannajoon ühtis järve põhjarannikul ja enamjaolt ka läänerannikul Eesti põhikaardi rannajoonega. Kuigi Peipsi järve veetase maikuus on keskmiselt ja oli ka selles töös kasutatud pildidel 40 cm üle pikaajalise keskmise, ei paistnud see nihutavat rannajoont oluliselt maismaa suunas. Loodeosas see küll oli mõnikümmend meetrit nii, kuid erinevuste korral paistis rannajoon üldiselt olevat pigem veidi avavee suunas. Oli ka lõike, kus Landsat-pilt näitas maismaad, Eesti põhikaart vett, ortofoto aga jällegi maismaad. Selline näide oli Pusi küla juures (joonis 9.e). Teisalt vanem versioon Eesti põhikaardi rannajoonest selles kohas ühtib Landsat TM ja ortofotol kujutatuga. Eesti poolel klassifitseerus põhikaardiga võrreldes kõige halvemini Beresje lahe sootasandikega piirnev rannikulõik (joonis 9.b). See tulemus võib ühtida Pardo-Pascual et al. (2012) seisukohtadega, mille järgi maismaa ja vee vaheline väike spektraalne erinevus nihutab rannajoont avavee suunas. Teisalt võib see olla tingitud ka Beresje lahe käänlisest rannajoonest, sest üldiselt klassifitseerusid liigendatud rannalõigud Landsat-pildidel kehvemini kui sirged.

Vene ajakohaste topograafiliste kaardilehtede kohta ei õnnestunud leida palju informatsiooni. Neid kõrvutati kõigepealt NSVL M 1:25 000 topograafilise kaardiga ja tundus, et Vene M 1:25 000 kaarti ei ole märkimisväärselt uuendatud (joonis 20). Kindlalt seda väita siiski ei saa, sest Maa-ameti kaardiserveris, kust võrreldavat NSVL topograafilist kaarti otsiti, puudus palju selle mõõtkava kaardilehti.



Joonis 20. NSVL topograafilise kaardi M 1:25 000 ja Vene topograafilise kaardi M 1:25 000 rannajoone (punane) võrdlus Jablonka ja Mteži neeme vahel (NSVL topograafiline kaart (1946-1989), Maa-amet 2012).

Venemaa-poolsel rannikul püüti leida kolme rannajoone vahel sarnasusi ja erinevusi. Nagu Eesti ranniku puhulgi, ühtisid rannajooned sirgetel lõikudel. Kuna Peipsi järve Venemaa rannik on käänulisem kui Eesti oma, oli siin siiski ka palju lahknevusi kõigi kolme võrreldava rannajoone vahel, mis osaliselt oli tingitud ka mõõtkava erinevustest ja generaliseerituse astmest. Kohati oli näiteks Eesti baaskaardi rannajoon tunduvalt maismaa pool. Selle näiteks on rannalõik Laptovitsi küla lähistel (joonis 21.a), kus Landsat TM satelliidipildi järgi peaks siiski olema maismaa. Rannalõik neemest Vetvenniku küla juures 5 km lõuna pool, kus niisamuti paiknes baaskaardi rannajoon Landsat TM ja Vene topode omast 100-150 m maismaa pool, oli töös kasutatud Quickbird-satelliidipildi (6.08.2006) järgi sellel lõigul liiga maismaa suunas. Kohati oli aga Vene topograafilisel kaardil kujutatud rannajoon liiga maismaa pool (joonis 21.b). Küsitavaid kohti oli Venemaa-poolsel rannikul teisigi, ka selliseid, kus kõik kolm rannajoont lahknesid. Suurte erinevuste korral Landsat TM rannajoone ja Vene topograafilisel kaardil ning baaskaardil kujutatud rannajoone vahel ei ole põhjused ka klassifitseerimisvigades, sest Landsat-pilte uurides paistab nendel lõikudel, kus teised kaardid seda ei tunnista, tõepoolest olevat maismaa (joonis 21.c).



Joonis 21. Landsat TM rannajoon (punane), Eesti baaskaardi rannajoon (helesinine), Vene topograafilise kaardi rannajoon (roosa) Landsat TM pildil (21.05.2007) a) Laptovitsi küla lähistel b) Lahe lahe juures c) lõik Molgovo ja Velikja jõe suudme vahel

Rannajoone erinevused Vene topograafilise kaardi ja Eesti baaskaardi vahel ilmneseid Landsat TM satelliidipildi uurimisel enamasti väikeste väärtustega pikslite näol (tumedama alana), kuid siiski Landsat TM järgi maismaana. Seega võib tegu olla veetaseme muutustest, rannajoone nihkumisest või kaardistusprintsipi erinevusest tingitud lahkkelidega.

Veahinnangud Landsat NDVI piltidele näitasid suure ja keskmise ruumilise lahtusega piltidelt klassifitseeritud pindalade vahel tugevat lineaarset seost. Seega saab Landsat-piltidelt edukalt hinnata Peipsi järve suurtaimestiku dünaamikat. Kokkuvõttes saavutati Eesti poolel veidi paremad klassifitseerimistulemused, kuna seal oli suurtaimestiku riba laius suurem. Parema klassifitseerimistulemuse ühe põhjusena ei tekkinud Eesti poolel vegetatsiooniindeksi NDVI sagedusjaotuses märgatavat kolmandat lokaalset maksimumi kaldavööndi paljanduvate alade näol. See olukord kolmanda moodi tekkimisena NDVI-pildi sagedusjaotusse on harvaesinev ja tekib üksnes järve veepinna äärmiselt madalaveelistes oludes ja järvepõhja ulatuslikul paljandumisel. Ka sarnases uurimuses Võrtsjärve kohta ilmnese 2006. a. põuase suve satelliidipilte ja NDVI sagedusjaotust analüüsid kolmas lokaalne maksimum paljandunud järvepõhja tõttu, kuid sagedusjaotuse histogrammil jäi see siiski taimkatteta alade sekka, segamata klassifitseerimist (Kuresoo 2010). Kuigi vegetatsiooniindeksit NDVI kasutatakse roheline taimkattega alade hinnanguteks, on see tundlik ka maapinna peegeldusomaduste suhtes (Cohen, Goward 2004), mis võib nende eristamise muuta keerulisemaks. Seda peab sagedusjaotuse histogrammi interpreteerimisel arvestama.

Rannavööndi puhul, mis ei ole ääristatud pideva suurtaimesiku ribaga, mängib Landsat TM piksli suurus (30 m) suuremat rolli. Eesti-poolne lõik Kolkjast kuni Varnja sooni oli ääristatud ridaküladega ja rannaäärne liigestatud paadikanalitega, mis eristusid hästi Quickbird-pildil, kuid ei avaldunud Landsat-pildi klassifitseerimistulemuses, kuna nende laius on piksli suurus arvestades väike. Samasuguse, NDVI-väärtustel põhineva klassifitseerimismeetodiga saadud Võrtsjärve roostiku piltide uurimisel selgus, et paadikanali-suurused häiringualad sulanduvad Landsat pikslites ega avaldu alati roostikuriba laiuse lokaalse vähenemisena (Tartu Observatoorium 2009-2010). Lisaks paadikanalitele ei eristunud Landsat-satelliidipiltidel ka üksikud väiksemad roostikuväljad, mis paiknesid kaugemal rannajoonest. See on ilmselt jällegi tingitud keskmise ruumilise

lahutusega satelliidipiltide lahutusvõimest ning ümbritsevate naaberpikslite heledusväärtuste segunemisest roostikupikslite väärtustega.

Kokkuvõte

Töö peamine eesmärk oli uurida, kas keskmise ruumilise lahutusega Landsat TM piltide Peipsi järve suurtaimestiku klassifitseerimistäpsus vastab suure ruumilise lahutusega Quickbird-satelliidipiltide klassifitseerimistäpsusele. Veahinnangud Landsat TM hilissuviselt pildilt klassifitseeritud suurtaimestiku pindalale näitasid selle väga tugevat lineaarset seost suure ruumilise lahutusega Quickbird-piltidelt klassifitseerituga, mistõttu võib järeldada, et Landsat-pilte saab edukalt kasutada Peipsi järve kaldataimestiku kaardistamiseks. Venemaa-poolset rannalõigul paljandusid skanneri Quickbird pildil kujutatud alal ranna-äärsed alad, mille põhjuseks oli ilmselt ebatavaliselt madal veetase. Seetõttu tekkis vegetatsiooniindeksi NDVI sagedusjaotuses kolmas lokaalne maksimum, mis põhjustas suuremat viga klassifitseerimistulemustes, kui see avaldus järve Eesti-poolset rannikul. Eesti-poolset rannalõigul ei avaldunud klassifitseeritud Landsat TM pildil paadikanali-suurused alad ega roostikuväljast lahus paiknevad väikesed roostikulapid, mis on tingitud piksli suurusest. Teisalt ei mõjuta see oluliselt klassifitseerimistulemusi neist mitu korda suuremal alal. Kokku klassifitseeriti mõlemal kaldapoolel Landsat TM pildilt veidi enam suurtaimestikku kui Quickbird-pildilt. Siiski oli klassifitseerimisviga mitu korda väiksem tavalisest klassifitseerimisveast. Kokkuvõttes sobib töös kasutatud lihtne parameetrivaba klassifitseerimismeetod hästi kahe väga erinevate spektraalsete väärtustega klassi jaoks. Arvestada tuleks rannaäärse suurtaimestiku klassifitseerimisel keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltelt siiski ka suurtaimestiku riba laiuse ja liigestatusega, aga ka järve veetasemega lauge ranniku korral.

Töö teine eesmärk oli Landsat TM piltidelt rannajoone eristamine, et saada rohkem kindlust Venemaa-poolse rannajoone osas. Kuna Eesti põhikaarti uuendatakse järjepidevalt ja rannajoon põhikaardil on kindlasti täpsem, kui seda on võimalik tekitada Landsat TM piltide klassifitseerimisena, võrreldi esmalt neid. Kaks rannajoont ühtisid põhijoontes, kuigi rannajoone liigendatuse või rannaäärse maakattetüübi tõttu ei olnud Landsat TM rannajoon siiski alati täpne. Järve Venemaa-poolset rannikul lahknesid kolm vaadeldavat rannajoont, Landsat TM piltidelt klassifitseeritu, Eesti baaskaardil kujutatatu, Vene topograafilisel kaardil M 1:25 000 kujutatatu, tunduvalt rohkem. Suurte erinevuste korral Landsat TM ja teiste rannajoonte vahel ei saa siiski viga otsida ainult klassifitseerimistulemustes, sest ka Landsat-piltide vaatlemisel ei ühtinud selle rannajoon baaskaardi ja Vene topograafilise kaardiga. Sellest tulenevalt saab Landsat TM

satelliidipilte kasutada vajadusel ka visuaalseks hinnanguks Vene topograafilise kaardi ja Eesti baaskaardi kõrvutamisel. Kokkuvõttes saab lähisinfra punase kanali piltide eristusnivoo abil klassifitseeritud rannajoont kasutada maismaa ja veepinna vahelise piiri tekitamiseks, kuid arvestada tuleks ka rannajoone liigendatusega.

Summary

Mapping coastline and macrophytes of Lake Peipsi with medium spatial resolution satellite images

The reports (2009-2011) of Environmental monitoring subprogramme „Remote Sensing of Estonian Landscapes“ carried out by Tartu Observatory and based on medium resolution satellite images from 1986 till 2011 reveal the extension of reed areas at Lake Peipsi. Eutrophication is considered as the main driving factor in expansion of the coastal reed belts.

This study focuses on the quality of shoreline extraction and macrophyte classification accuracy from medium spatial resolution satellite images. It is necessary to determine the boundary (i.e. the coastline) from which to measure the macrophyte belt width in order to estimate the area of emergent aquatic vegetation in shallow water. In case of Lake Peipsi the coastline from the National Basic Map was used for the Estonian coast. Lack of updated large scale maps and uncertainty about the Russian coast was a trigger to compare available coastlines. The retrospective time series of Landsat Thematic Mapper (TM) and Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus multi-temporal satellite images were used to extract the waterline of Lake Peipsi as one possible coastline for the Russian part of the lake. Suitable images were selected from those acquired in May presuming that the vegetation is not yet presented in them. Nine waterlines were classified by applying thresholding method to Landsat TM near-infrared band, and overlaid in order to find the mean water table and the respective coastline. The other possible coastlines applicable to Russian coast were those on the Estonian Base Map and on the Russian 1:25 000 Scale Topographic Map. The results of the study show that shoreline acquired from Landsat TM images corresponds quite closely to that in the National Basic Map data set. Nevertheless, three coastlines compared on the Russian side of the lake were more convoluted and thus more different.

A non-parametric image interpretation methodology based on the bimodal distribution of NDVI values (Liira et al. 2010) was applied on images for emergent vegetation mapping. Satellite images from August 2006 were used to evaluate the accuracy of classification method by comparing the classification results obtained with the Landsat TM images to reed patch areas classified from high spatial resolution Quickbird satellite images. The

results show that the areas of macrophyte patches classified from Landsat TM images had a strong linear correlation with those classified from the Quickbird images.

Tänuavaldused

Suur tänu Tartu Observatooriumile, kelle heaks töötades sain Quickbird-satelliidipilte kasutada, ja Eesti Maaülikooli doktorandile Anton Kardakovile, kes jagas minuga Vene uute topograafiliste M 1:25 000 kaartide leiukohta.

Viidatud kirjandus

- Adam, E., Mutanga, O., Rugege, D.,** 2010. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecology and Management* 18, 281-296.
- Albright, T., P., Ode, D., J.,** 2011. Monitoring the dynamics of an invasive emergent macrophyte community using operational remote sensing data. *Hydrobiologia* 661, 469-474.
- Brix, H.,** 1999. The European Research Project on Reed Die-Back and Progression (EUREED). *Limnologica* 29, 5-10.
- Boak, E., H., Turner, I., L.,** 2005. Shoreline definition and detection: A review. *Journal of Coastal Research* 21, 688-703.
- Cohen, W., B., Goward, S., N.,** 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience* 54, 535-545.
- Congalton, R., G.,** 2005., Thematic and Positional Accuracy Assessment of Digital Remotely Sensed Data. Rmt. McRoberts, R., E., Reams, G., A., Van Deusen, P., C., McWilliams, W., H. (toim), Proceedings of the Seventh Annual Forest Inventory and Analysis Symposium, United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Portland, 149-154.
- Engloner, A., I.,** 2009. Structure growth Dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. *Flora* 204, 331-346.
- Foody, G., M.,** 2008. Harshness in image classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing* 29, 3137-3158.
- Freiberg, L.,** 2007. Pilliroo *Phragmites australis* levik ja omadused Peipsi järves. Magistritöö. Eesti Maaülikool, Tartu, 68 lk.
- Gens, R.,** 2010. Remote sensing of coastlines: detection, extraction and monitoring. *International Journal of Remote Sensing* 31, 1819-1836.
- Guariglia, A., Buonamassa, A., Losurdo, A., Saladino, R., Trivigno, M., L., Zaccagnino, A., Colangelo, A.,** 2006. A multisource approach for coastline mapping and identification of shoreline changes. *Annals of Geophysics* 49, 295-304.
- Haberman, J., Timm, T., Raukas, A.,** 2008. Peipsi. Eesti Loodusfoto, Tartu, lk 472.
- Jaani, A., Klaus, L., Pärn, O., Raudsepp, U., Zadonskaja, O., Gronskaja, T., Solnstsev, V.,** 2008. Hüdroloogia. Rmt. Haberman, J. Timm, T. Raukas, A (toim), Peipsi. Eesti Loodusfoto, Tartu, 113-155.

- Jensen, J., R., Im, J., Hardin, P., Jensen, R., R.,** 2009. Image classification. Rmt. Warner, T., A., Nellis, M., D., Foody, G., M. (toim), The Sage Handbook of Remote Sensing. SAGE, London, 269-281.
- Kangur, K., Möls, T.,** 2008. Changes in spatial distribution of phosphorus and nitrogen in the large north-temperate lowland Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Hydrobiologia* 599, 31-39.
- Kangur, K., Möls, T., Haldna, M., Kangur, A., Kangur, P., Laugaste, R., Milius, A., Tanner, R.,** 2003. Millest sõltub Peipsi järve seisund ja ökokatastroofi risk? Eesti Teaduste Akadeemia seminari materjalid, Tallinn, 27-35.
- Krusberg, P.,** 1997. Ruumiandmete töötamise võimalusi: (Eesti baaskaardi näitel). Magistritöö. Tallinna Tehnikaülikool, Tallinn, 120 lk.
- Kuresoo, L.,** 2010. Võrtsjärve rannaroostike dünaamika kaugseire andmetest. Magistritöö loodusvarade kasutamise ja kaitse erialal. Eesti Maaülikool, Tartu, 73 lk.
- Li, X., Damen, M., C.J.,** 2010. Coastline change detection with satellite remote sensing for environmental management of the Pearl River Estuary, China. *Journal of Marine Systems* 82, S54-S61.
- Liira, J., Feldmann, T., Mäemets, H., Peterson, U.,** 2010. Two Decades of macrophyte expansion on the shores of a large shallow northern temperate lake – A retrospective seires of satellite image. *Aquatic Botany* 93, 207-215.
- Loigu, E., Leisk, Ü., Lital, A., Pachel, K.,** 2008. Peipsi järve valgla reostuskoormus ja jõgede veekvaliteet. Rmt. Haberman, J., Timm., Raukas, A. (toim), Peipsi. Eesti Loodusfoto, Tartu, 179-199.
- Loigu, E., Leisk, Ü.,** 1996. Water quality of rivers in the drainage basin of Lake Peipsi. *Hydrobiologia* 338, 25–35.
- Lu, D., Weng, Q.,** 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing* 28, 823-870.
- Mauchamp, A., Blanch, S., Grillas, P.,** 2001. Effects of submergence on the growth of *Phragmites australis* seedlings. *Aquatic Botany* 69, 147-164.
- Mäemets, H., Freiberg, L., Palmik, K., Sudnitsõna, D., Kozõreva, K.,** 2008. Suurtaimestik. Rmt. Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim), Peipsi. Eesti Loodusfoto, Tartu, 227-240.
- Mäemets, H.,** 2005. Relationships of the macrophyte vegetation of Estonian lakes with environmental conditions and changes in the course of anthropogenic eutrophication. A

thesis for applying for the degree of Doctor of Philosophy in Hydrobiology. Estonian Agricultural University, Tartu, 187 lk.

Mäemets, H., Freiberg, L., 2004. Characteristics of reeds on Lake Peipsi and the floristic consequences of their expansion. *Limnologica* 34, 83-89.

Mäemets, A., Mäemets, H., 2001. Macrophytes. Rmt: Pihu, E., Haberman, J. (toim), Lake Peipsi. Flora and Fauna. Sulemees Publishers, Tartu, 9-22.

Nelson, S., A., C., Cheruvilil, K., S., Soranno, P., A., 2006. Satellite remote sensing of freshwater macrophytes and the influence of water clarity. *Aquatic Botany* 85, 289-298.

Ostendorp, W., Tiedge, E., Hille, S., 2001. Effect of eutrophication on culm architecture of lakeshore *Phragmites* reeds. *Aquatic Botany* 69, 177-193.

Ozesmi, S., L., Bauer, M., E., 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 10, 381-402.

Pardo-Pascual, J., E., Almonacid-Caballer, J., Ruiz, L., A., Palomar-Vazquez, J., 2012. Automatic extraction of shorelines from Landsat TM and ETM+ multi-temporal images with subpixel precision. *Remote Sensing of Environment* 123, 1-11.

Peensoo, B., 2009. Piirissaare randade iseloomustus, rannajoone muutused ajas ja selle võimalikud põhjused. Bakalaureusetöö loodusgeograafias. Tartu Ülikool, Tartu, 60 lk.

Rahman, A. F., Dragoni, D., El-Masri, B., 2011. Response of the Sundarbans coastline to sea level rise and decreased sediment flow: A remote sensing assessment. *Remote Sensing of Environment* 115, 3121-3128.

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

Silva, T., S., F., Costa M., P., F., Melack, J., M., Novo, E., M., L., M., 2008. Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications. *Environmental Monitoring and Assessment* 140, 131-145.

Stålnacke, P., Sults, Ü., Vasiliev, A., Skakalsky, B., Botina, A., Roll, G., Pachel, K., Maltzman, T., 2002. Assessment of riverine loads of nutrients to Lake Peipsi, 1995–1998. *Archiv für hydrobiologie* 141, 437 - 457.

Su, H., Karna, D., Fraim, E., Fitzgerald, M., Dominguez, R., Myers, J., Coffland, B., Handley, L., R., Mace, T., 2006. Evaluation of eelgrass beds mapping using a high-resolution airborne multispectral scanner. *Photogrammetric Engineering and remote sensing* 72, 789-797.

Stehman, S., V., Foody, G., M., 2009. Accuracy Assessment. Rmt. Warner, T., A., Nellis, M., D., Foody, G., M. (toim), The Sage Handbook of Remote Sensing. SAGE, London, 297-310.

Valta-Hulkkonen, Kanninen, A., Ilvonen, R., Leka, J., 2005. Assessment of areal photography as a method for monitoring aquatic vegetation of varying trophic status. Boreal Environment Research 10, 57-66.

Valta-Hulkkonen, K., Partanen, S., Kanninen, A., 2003. Remote sensing as a tool in aquatic macrophyte mapping of a eutrophic lake: a comparison between visual and digital classification. Proceedings of the 9th Scandinavian Research Conference on Geographic Information Science, 4.-6.6.2003, Espoo, Finland, 79-90.

Van der Putten, W., H., 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-Back and Progression (1993-1994). Aquatic Botany 59, 263-275.

Zhao, B., Guo, H., Yan, Y., Wang, Q., Li, B., 2008. A simple waterline approach for tidelands using multi-temporal satellite images: A case study in the Yangtze Delta. Estuarine, Coastal and Shelf Science 77, 134-142.

Aruanded:

Euroopa Komisjon 2002. Euroopa Liidu Veepoliitika Raamdirektiiv 2002
<http://www.envir.ee/1226> (vaadatud 16.05.2012)

Keskkonnaamet 2011. Loode-Peipsi hoiuala kaitsekorralduskava 2011-2020.
http://www.keskkonnaamet.ee/kkk/Loode-Peipsi_HA_KKK_2011_2020.pdf (vaadatud 16.05.2012)

Keskkonnaministeerium 2008. Eesti pinnaveekogude ökoloogiline seisund 2004-2008.
www.keskkonnainfo.ee/failid/vesi/pinnaveeseisund.doc (vaadatud 16.05.2012)

Tartu Observatoorium 2012. Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eesti maastike kaugseire“ 2011.a. aastaaruanne.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=-1323842000 (vaadatud 27.03.2012)

Tartu Observatoorium 2011. Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eesti maastike kaugseire“ 2010.a. aastaaruanne.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=-1323842000 (vaadatud 27.03.2012)

Tartu Observatoorium 2009-2010. Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eesti maastike kaugseire“ 2009.a. aastaaruanne.

http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=-1323842000 (vaadatud 27.03.2012)

Interneti allikad:

EMHI internetilehekül, 2012a. Hüdromeetriaajaamade asukoha skeem (vaadatud 06. 05. 2012)

<http://www.emhi.ee/?ide=9,654,1272>

EMHI internetilehekül, 2012b. Jõgede veetasemed (vaadatud 16.05.2012)

<http://www.emhi.ee/index.php?ide=9,654&id=19>

Maa-ameti geoportaal, 2012 (vaadatud 01.05.2012)

<http://geoportaal.maaamet.ee/est/Teenused/Avalik-WMS-teenus-p65.html>

USGS Global Visualization Viewer, 2012 (vaadatud 14.05.2012)

<http://glovis.usgs.gov/>

Konverentsiettekanded:

Kartograafia konverents, 9.05.2003. Eesti rannajoon ja selle kaardistamine.

<http://www.lote.ut.ee/569144> (vaadatud 16.05.2012)

Krusberg, P., Eesti rannikuala maastikumudelist

Mõisja, K., Rannajoon Eesti põhikaardil

Potter, H., Rannavööndi topograafiast

Kartograafia konverents, 4.03.1999. Reljeefiseminar.

Potter, H., Topograafilise kaardistamise reljeefiandmed ja nende kasutamine

<http://www.geo.ut.ee/kartool/seminar99/potter.htm>, (vaadatud 16.05.2012)

Maa-ameti teabepäev, 3.05.2012. Maa-ameti kaugseire andmed 2008-2011.

Gruno, A., Aerolaserskaneerimise andmed ja kasutamise perspektiivid

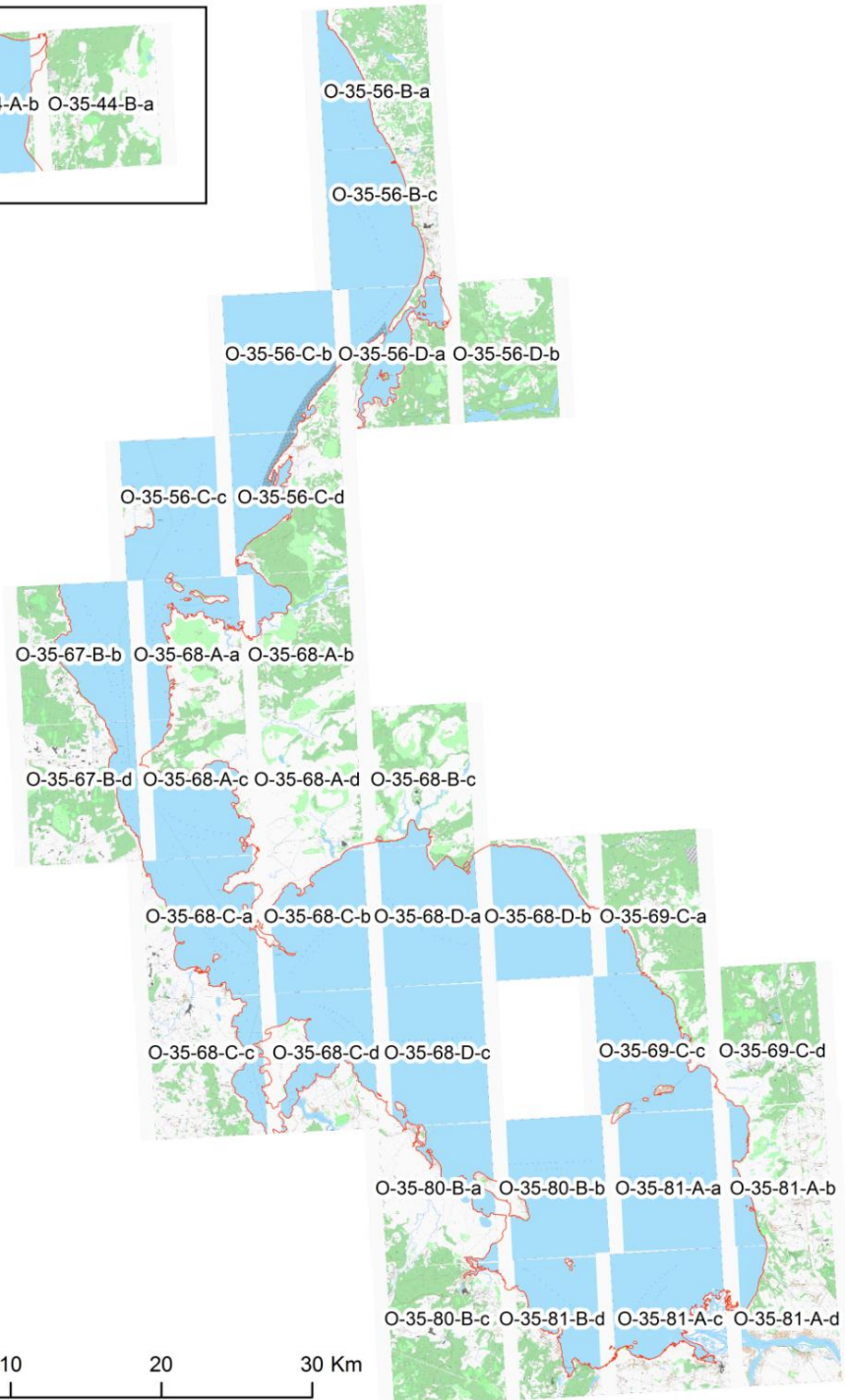
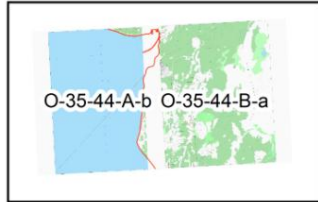
Lisad

Lisa 1. Töös kasutatud Vene M 1:25 000 topograafilised kaardilehed

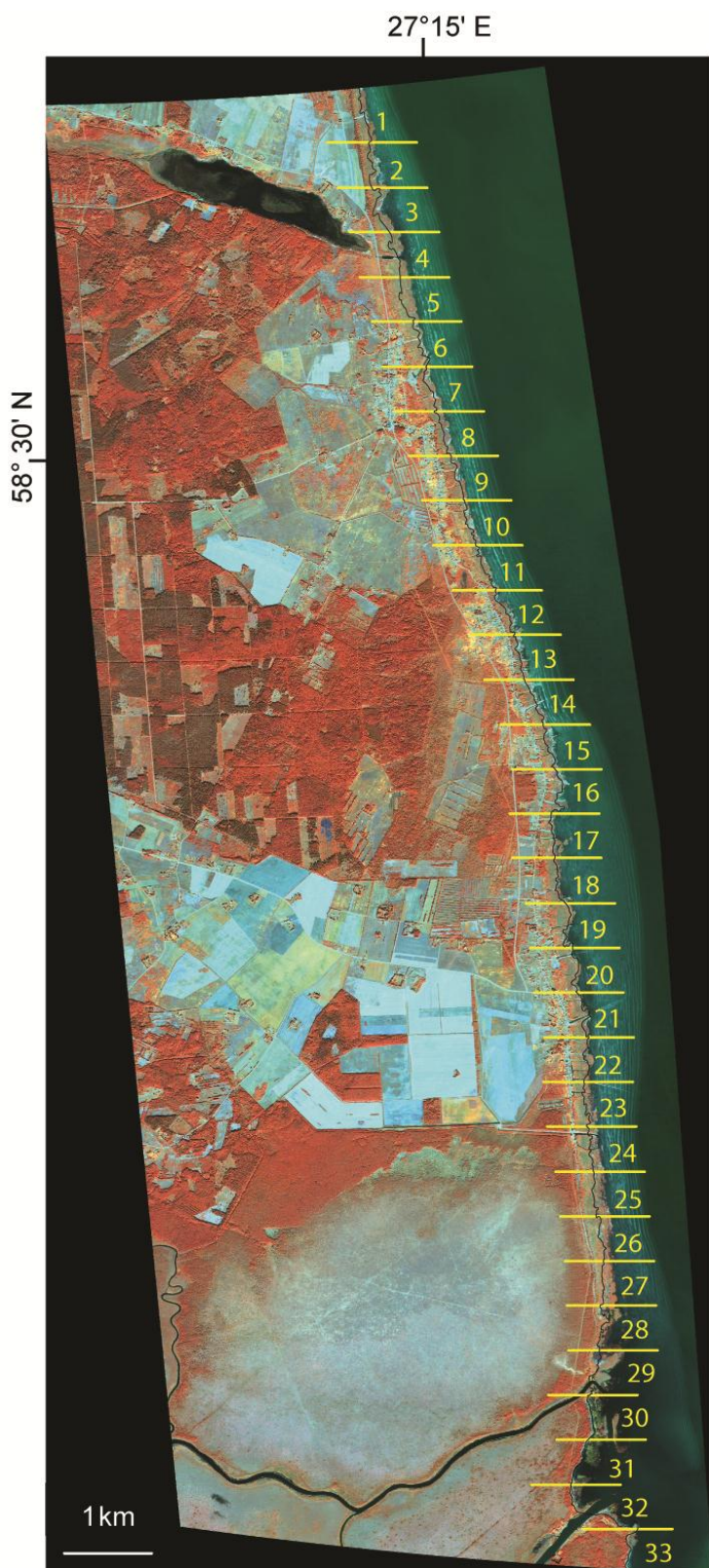
Jrk nr	Kaardileht	Uuendamise Aasta	Jrk nr	Kaardileht	Uuendamise Aasta
1	O-35-044-A-b	2007	18	O-35-068-C-d	2009
2	O-35-044-B-a	2009	19	O-35-068-D-a	2009
3	O-35-056-B-a	2009	20	O-35-068-D-b	2009
4	O-35-056-B-c	2009	21	O-35-067-B-d	-
5	O-35-056-C-b	2009	22	O-35-067-B-b	-
6	O-35-056-C-c	2009	23	O-35-069-C-a	2009
7	O-35-056-C-d	2009	24	O-35-069-C-c	2009
8	O-35-056-D-a	2009	25	O-35-069-C-d	2010
9	O-35-056-D-b	2009	26	O-35-068-D-c	2009
10	O-35-068-A-a	2009	27	O-35-080-B-a	2009
11	O-35-068-A-b	2009	28	O-35-080-B-b	2009
12	O-35-068-A-c	2009	29	O-35-080-B-c	2009
13	O-35-068-A-d	2010	30	O-35-080-B-d	2009
14	O-35-068-B-c	2010	31	O-35-081-A-a	2009
15	O-35-068-C-a	2009	32	O-35-081-A-b	2010
16	O-35-068-C-b	2009	33	O-35-081-A-c	2009
17	O-35-068-C-c	2009	34	O-35-081-A-d	2009

Puudu jäid kaardilehed O-35-44-A-d, O-35-44-B-c, O-35-44-D-a, O-35-44-D-c, et Venemaa-poolne Peipsi rannajoon oleks terviklik.

Peipsi järv Vene topograafilistel kaartidel mõõtkavaga 1:25 000



Lisa 2. Veahinnangute tarbeks loodud Eesti-poolse rannajoone lõigud Quickbird-valevärvipildil



Lisa 3. Veahinnangute tarbeks loodud Venemaa-poolse rannajoone lõigud Quickbird-valevärvipildil

