

„Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine”

„Inventory and development of monitoring programme
for nature values in Estonian marine areas”

NEMA Merelinnud



2016



KESKKONNAMINISTEERIUM



Sisukord

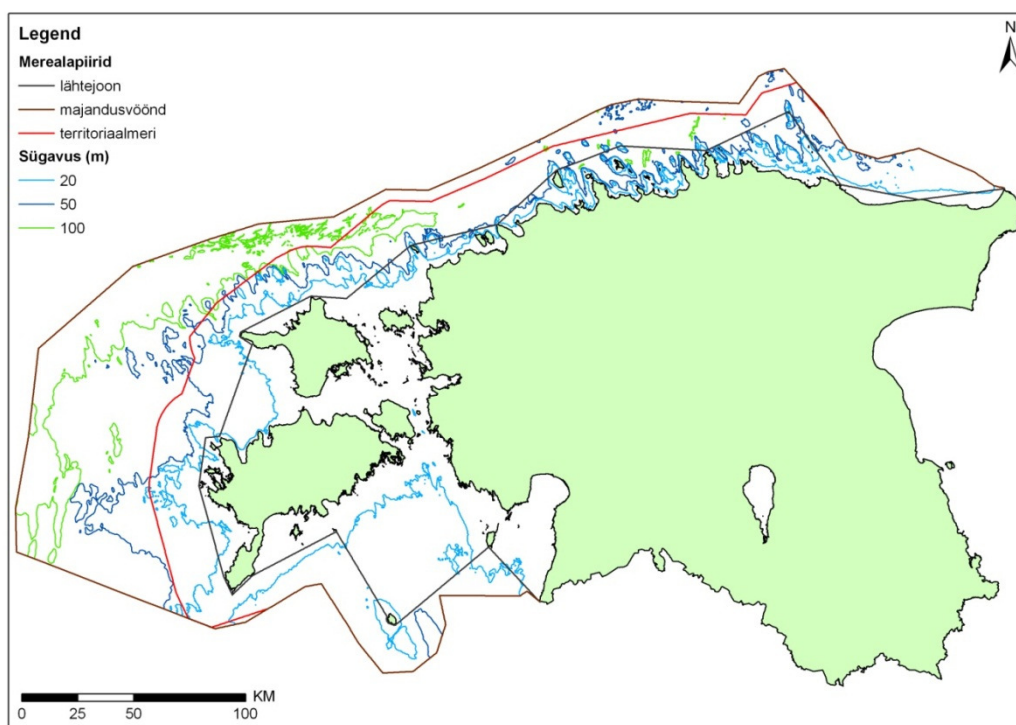
Sissejuhatus	3
1. Eesti mereala	3
2. Linnukaitselised väärtused Eesti merealadel.....	4
3. Avamerel koonduvate veelindude levik ja seisund Eesti territoriaalmeres.....	7
4. Mittepesitsusaegse merelinnustiku inventeerimise hetkeseis Eestis	8
5. Merekaitsealade praeguse võrgustiku adekvaatsusest Eesti territoriaalmeres ja majandusvööndis	26
5.1. Liikide kaitse.....	26
5.2. Alade kaitse.....	28
6. Rändel peatuvate veelindude uurimismetoodikate valik.....	31
6.1. Rannikuloendused.....	31
6.2. Avamere loendused.....	32
6.3. Avamere lennuloenduse meetodika ja selle väljatöötamine ning täiendamine.	34
Distantsoendus (distance sampling)	38
Tiheduspindade modelleerimine (density surface modeling)	39
6.4. Avamere laevaloenduste meetodika ja selle kasutamine Eesti merealadel	40
7. Seirekava koostamine.....	43
8. Eesti majandusvööndi merealal loendatud veelindude inventuur	48
8.1. Andmetöötlus	48
8.2. Asustustiheduse ruumiline mudeldamine.....	52
8.3. Arvukuse hindamine	54
9. Kasutatud kirjandus.....	64

Sissejuhatus

Enamus Kirde-Euroopas sh Eesti merealal esinevatest linnuliikidest on rändelised, seetõttu mõjutavad liikide levikut ja arvukust oluliselt tingimused väljaspool Eestit. Arvukuse muutuste põhjuseks võivad olla liikide pesitsemistingimused Siberi tundraaladel, mõjud rändepeatuspaikades või talvituslaladel Lääne- Euroopas või Aafrikas. Eestis talvel koonduvate liikide arvukust mõjutab talvine kliima – alates 1990.a. on saenenud nn pehmed talved, mistõttu üha enam linde jääb Eesti vetesse talvituma, selle asemel, et rännata Läänemere lõunaossa või Põhjamerre. Samuti kahandavad lindude talvist arvukust massiline suremus pakase või haiguste tõttu. Looduslikuks „müraks“ on ka merelindudel esinev nii mereliste kui ka maismaa elupaikade rööbiti kasutamine aastatsükli või pesitsusperioodi vältel (Eestis pesitsevatest liikidest n. merikotkas, hallhani, laululuik), mistõttu survetegurite allikat asurkonnale pole alati võimalik tuvastada. Seega on linnuasurkondade puhul tulemuslikum regionaalsete ja globaalsete seisundi ja staatuse hinnangute perioodiline korraldamine. Läänemere piirkonnas on talvituvate merelindude asurkondade seisundi hindamist läbi viidud kolmel korral. Kahel esimesel korral toimusid Läänemereüleised laevaloendused (Durinck *et al.*, 1994, Skov *et al.*, 2011) ning 2016.a. kaeti Läänemere sobilikumad veelindude talvituskohad lennuloendustega.

1. Eesti mereala

Eesti mereosa pindala on 36 261 km², sellest territoriaalmere pindala 24 951 km² ja majandusvööndi pindala 11 310 km² (Joonis 1). Vähemalt 2 km kaugusele rannikust jääva mereala pindala on umbes 33 330 km² (Tabel 1). Sellest veerandi (7 610 km²) moodustavad seniste kogemuste põhjal veelindude peatumiseks kõige sobivamad kuni 20 m sügavused alad. Täielikult nimetatud sügavusvahemikku jääb Väinameri, kõige väiksem on sellise sügavusega alade pindala Soome lahes (Joonis 1).



Joonis 1. Eesti merealad.

Tabel 1. Rannikust vähemalt 2 km kaugusele jääva mereala pindala, km²

Sügavus, m	0 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 50	> 50	Kokku
Läänemere avaosa	188	656	1 678	4 072	10 631	17 225
Liivi laht	352	922	1 856	4 149	131	7 410
Soome laht	76	117	558	1 979	4 758	7 487
Väinameri	492	678	39	1		1 210
Kokku	1 108	2 372	4 131	10 202	15 520	33 333

2. Linnukaitselised väärtused Eesti merealadel

Eesti merealade tähtsus lindudele tuleneb paiknemisest vahetult Ida-Atlandi rändeteel ja mereelupaikade sobivusest paljudele liikidele, pakkudes häid toitumis- ja puhke-võimalusi. Suurel osal meil rändel peatuvatest lindudest pesitsevad Arktikas – valdavalt Venemaa tundraaladel Koola poolsaarest läänes kuni Taimõri poolsaareni idas. Linnud kasutavad paljusid Eesti meresaari ja -laide, samuti rannikualasid pesitsemiseks, kus paljud liigid koonduvad **pesitsuskolooniatesse**. Veelgi suuremal arvul aga koondub siia linde väljaspool pesitsusperioodi. Juba pesitsemise ajal (juunis-juulis) tekivad kohalikel pesitsejatel **sulgimiskogumid** (harilik hahk, sõtkas, kormoran jt). Sulgimiskogumid võivad paikneda pesitsusaladest eraldi, sel juhul täheldatakse ka nn. **sulgimisrännet**, mis võib ulatuda sadadesse (haha isalinnud) või tuhandetesse km (mustvaera sulgimisränne Venemaa tundraaladelt Läänemerele). Merelindude sulgimiskogumid paiknevad nii avameremadalatel (mustvaeras, hahk), või ka rannikumere ja merelahtedes (sõtkad, ujupardid, kühmnokk-luik, hallhani jt), kus nad võivad kaotada kas või osaliselt lennuvõime. Juba kesksuvel algab nn. lindude **sügiseränne** arktilistelt pesitsusaladelt, mis sõltuvalt liigist vältab oktoobri lõpuni. Terve rida liike rändab siit peatumata läbi (**läbiseränne**), paljud aga moodustavad rändekogumeid. Eesti rannikul ja avameres tekkivad **sügiserände kogumid** on sõltuvalt liikidest on kas ajutised, s.t. linnud rändavad pärast nuumamist edasi talvitusaaladele Euroopas või Aafrikas või püsivad – s.t. jäävad meie vetesse talvituma (**talvituskogumid**). Seoses soojade talvedega on Läänemere põhjaosa tähtsus talvitavatele merelindudele järk-järgult kasvanud. Märkimisväärne merelindude koondumine meie vetesse toimub kevadel (**kevadrände kogumid**) pärast jää minekut, mil lisaks meil talvitavatele lindudele nuumavad end Eesti merealadel ka mujal talvitavad liigid, eriti Siberi tundra- ja taigavööndisse pesitsema suunduvad aulid, vaerad, luiged, haned ja lagled.

Eesti lindude nimekirjas 20 liiki sukelparte ja kosklaid haneliste seltsist, 4 liiki kaurilisi, 5 liiki pütüüli, 3 liiki tormilinnulisi, 3 liik pelikanilisi ning 4 liiki änlasi, 15 liiki kajaklasi, 9 liiki tiirlasi ja 4 liiki alkasi kurvitsaliste seltsist. Merel esinevad liigid jagunevad eluviisi iseärasuste järgi kaheks suureks rühmaks. Ujulinnud (hanelised, kaurilised, pütüüsed, kormoran, alkased) peatuvad veepinnal ning toitu otsivad sukeldudes. Avamerele on neist iseloomulikud aul, must- ja tõmmuvaeras, punakurk- ja järvekaur, alk ning krüüsel. Kohati esineb avamere madalikel hahk. Kirjuhahk esineb väga lokaalselt Loode-Saaremaa ning Põhja-Hiiumaa rannikumerele. Madalamat rannikulähedast merd eelistavad peatumiseks tutt- ja merivart (esineb ka madala Väinamere rannikust kaugematel aladel), sõtkas, kosklad (eriti väikekoskel) ja kormoran. Kuigi

hallpõsk- ja sarvikpütt eelistavad talvituda Läänemere lõuna- ja lääneosas avamerel, on meil peamiselt rannikumeres vaadeldud ka kolme pütiliiki. Andmeid talvel peatumiseks eelistatavate sügavusvahemike kohta on toodud tabelis 2. Teine suur rühm on kajakad, tiirud ja ännid kes veedavad suurema osa ajast mere kohal lennates ning toituvad mere pinnakihist. Kajakatest on avamerel kõige sagedamad kala- ja hõbekajakas ning tiirudest jõgi- ja randtiir. Kohati esineb väikekajakas. Ülejäänud liike kohatakse avamerel suhteliselt harva, erandiks võivad olla pesitsusperioodil kolooniate ümbrused. Ainus suhteliselt sage änniliik on söödikänn.

Eesti merelindude kaitse eripäraks on suur vastutusliikide hulk kevad- ja sügisrände peatuspaikades (Tabel 2). Praeguseks on hästi teada rannikuvee võtmealad ja -liigid. Vastutusliikidest (20-50% geograafilise asurkonna isenditest peatub rändel Eestis) kuulub siia väikeluik, laululuik, valgepõsk-lagle, hallhani, merivart, kirjuhakk ja 5 liiki ujupart (*Anas sp.*) (Tabel 2). Avamere vastutusliikideks on kindlasti punakurk-kaur, aul, mustvaeras ja tõmmuvaeras, lõplik nimekiri selgub siis kui avamere inventeerimine on lõpule viidud.

Tabel 2. Eestist läbirändel peatuvate veelindude hinnanguline arvukus ja osakaal rändetee asurkonnast (%).

LIIK	Linnudirektiivi I Lisa	Läbirändel peatuvaid isendeid	Osakaal rändetee asurkonnast %	Eesti vastutusliik (avameri)	Eesti vastutusliik (rannikumeri)
Järvekaur, <i>Gavia arctica</i>	*	5000	4,2		
Punakurk-kaur, <i>Gavia stellata</i>	*	20 000	26,7	*	
Kormoran, <i>Phalacrocorax carbo</i>		30 000	7,7		
Kühmnokk-luik, <i>Cygnus olor</i>		25 000	10,0		
Väikeluik, <i>Cygnus columbianus</i>	*	10 000	50,0		*
Laululuik, <i>Cygnus cygnus</i>		20 000	33,9		*
Hallhani, <i>Anser anser</i>		10 000	40,0		*
Valgepõsk-lagle, <i>Branta leucopsis</i>	*	150 000	35,7		*
Viupart, <i>Anas penelope</i>		300 000	20,0		*
Rääkspart, <i>Anas strepera</i>		20 000	33,3		*
Piilpart, <i>Anas crecca</i>		100 000	20,0		*
Sinikael-part, <i>Anas platyrhynchos</i>		200 000	10,0		
Soopart, <i>Anas acuta</i>		50 000	83,3		*
Rägapart, <i>Anas querquedula</i>		10 000	0,5		
Luitsnokk-part, <i>Anas clypeata</i>		15 000	37,5		*
Punapea-vart, <i>Aythya ferina</i>		50 000	14,3		
Tuttvart, <i>Aythya fuligula</i>		200 000	16,7		
Merivart, <i>Aythya marila</i>		150 000	48,4	*	*
Hakk, <i>Somateria mollissima</i>		30 000	3,9		
Kirjuhakk <i>Polysticta stelleri</i>		1000	20	*	*
Aul, <i>Clangula hyemalis</i>		500 000	25,0	*	
Mustvaeras, <i>Melanitta nigra</i>		350 000	21,6	*	

Tõmmuvaeras, <i>Melanitta fusca</i>	200 000	20,0	*	
Sõtkas, <i>Bucephala clangula</i>	200 000	17,4		
Väikekoskel, <i>Mergus albellus</i>	* 3000	7,5		
Rohukoskel, <i>Mergus serrator</i>	5000	2,9		
Jääkoskel, <i>Mergus merganser</i>	10 000	3,7		
Lauk, <i>Fulica atra</i>	150 000	8,6		
Alk, <i>Alca torda</i>	1000	0,1		
Krüüsel, <i>Cepphus grylle</i>	3000	6,0		

Rahvusvahelise linnukaitseorganisatsiooni BirdLife International eeskujul võib merelindude kaitsega seonduva jagada neljaks peamiseks teemaks (BirdLife International, 2004), (Kuus *et al.*, 2010):

1) Peatuvate veelindude koondumiskohad. Eesti mereosa omab veelindude peatumiskohana kõrget väärtust. Kuigi käesoleva sajandi alguses olid andmed meie avamerelinnustikust üsna napid, oli juba sellel ajal võimalik eristada terve rida rahvusvahelise tähtsusega veelindude peatumisalasid, s.h. 2 ala kauridele (*Gavia sp.*), 4 ala kirjuhahale (*Polysticta stelleri*), 1 ala hahale (*Somateria mollissima*), 5 ala aulile (*Clangula hyemalis*), 2 ala mustvaerale (*Melanitta nigra*), 3 ala tõmmuvaerale (*Melanitta fusca*), 1 ala algile (*Alca torda*) ja 1 ala krüüslile (*Cepphus grylle*) (Kuus & Kalamees, 2003).

2) Pelaagilistele liikidele tähtsad alad. Sellised alad on sageli seotud spetsiaalsete hüdroloogiliste tingimustega (tõusuvoolud, veemasside vahelised frondid), mis tingivad kõrge bioloogilise produktiivsuse. Rahvusvaheliselt kuuluvad pelaagiliste liikide hulka kõrge kaitseväärtusega tormilinnuliste (*Procellariiformes*) seltsi esindajad. Eestis esinevad tormilinnulised ainult eksikülalistena, pelaagiliste liikidena esinevad meil kajakad, tiirud ja ännid. Kõrgemat kaitseväärtust omab neist eelkõige väikekajakas (*Hydrocoloeus minuta*). Seni on Eestis väikekajakale ja pelaagilistele liikidele tervikuna suhteliselt vähe tähelepanu pööratud.

3) Rändetee „pudelikaelaalad”. Eestit läbib rändel oluline osa mitmete liikide rändetee populatsioonidest. Läbiränne järgib tihti rannajoont, mis põhjustab massilist koondumist neemede ümbruses ja väinades. On näiteks hinnatud, et 2004. aastal läbis Põõsaspea poolsaare ja Osmussaare vahelist väina 15-20 % mustlagle (*Branta bernicla*), 40-50 % valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*), 11 % viupardi (*Anas penelope*), 30 % soopardi (*Anas acuta*), 13-32 % merivardi (*Aythya marila*), 11 % rohukoskla (*Mergus serrator*), 50-95 % mustvaera (*Melanitta nigra*) ja 30-65 % punakurk-kauri (*Gavia stellata*) loode-Euroopa populatsioonidest (Ellermaa & Pettay, 2005). Andmed läbirände kohta pärinevad peamiselt rannikult teostatud nähtava rände loendustelt, uuemad andmed läbirände kohta avamere kohal on napid.

4) Pesitsuskolooniad. Eestis on üle 1500 väikese meresaare. Haudelinnud koonduvad väikestele meresaartele märkimisväärsel arvul. Ainsaks või peamiseks pesitsusbiotoobiks on väikesed meresaared Eestis valgepõsk-laglele, merivardile, hahale, tõmmuvaerale, rohukosklale, kormoranile (*Phalacrocorax carbo*), tõmmukajakale (*Larus fuscus*), räusk- (*Hydroprogne caspia*) ja tutt-tiirule (*Sterna sandvicensis*) ning algile. Üheks olulistest pesitsusbiotoopidest on meresaared veel mitmetele hanelistele (näiteks kühmokk-luik *Cygnus olor*, hallhani *Anser anser*, tuttvart *Aythya fuligula*) ning kõigile kajakatele (s.h. väikekajakale) ja tiirudele (jõgitiir *Sterna hirundo*, randtiir *Sterna paradisaea* ja väiketiir *Sternula albifrons*). Rahvusvahelist tähtsust omavad eelkõige linnudirektiivi I lisa liikide (valgepõsk-lagle, väikekajakas, tiirud) pesitsusalad. Enamus laidudel pesitsevatel liikidel toituvad ümbritseval merel. Olulise

toitumisala raadius ümber pesitsussaare ulatub olevalt liigist mõnest kilomeetrist rohkem kui 30 kilomeetrit.

Vastavalt töö eesmärgile on vaatluse alla võetud avamerelinnustik. Kõik eelpool nimetatud teemad on mahukad ja vajaksid iseseisvat käsitlemist. Käesolevas töös on põhitähelepanu pööratud peatuvate veelindude koondumiskohtadele. Põgusalt on käsitletud pelaagilisi liike.

Ranniku- ja avamere eristamisel on lähtunud ebatraditsioonilisest 2 km kaugusest rannikust. Selline kaugus võeti aluseks puhtpraktilistel kaalutlustel – 2 km on maksimaalne vahemaa, mis võiks olla heades tingimustes kaetav vaatlustega rannikult. Kaugemale jäävad merealad nõuavad juba spetsiaalsete meetodite kasutamist.

3. Avamerel koonduvate veelindude levik ja seisund Eesti territoriaalmeres

Avamere veelindude vastu on Eestis suuremat tähelepanu hakatud pöörama alles viimasel paaril kümnendil ning seda eriti seoses Eesti Vabariigi Euroopa Liiduga liitumisega ja sellest tulenevalt uute kohustuste tekkimisega avamere alade elustiku kaitsel. Täiendava tõuke merealade elustiku uurimiseks on andnud hoogne tuuleenergeetika ja eriti avamere tuuleparkide kavandamine, reostuskoormuse suurenemine, sadamate planeerimine ja ehitamine jne. Eesti rannikumere tähtsus veelindudele tuleneb eelkõige tema geograafilisest paiknemisest, kuna see jääb vahetult Ida-Atlandi rändetele, mida kasutavad enamus arktilisi veelinnuliike teel pesitsusaladelt talvitusaladele. Eesti rannikumerre jäävad meremadalikud on neile sobivateks rändepeatuskohadeks, kus täiendatakse rasvavarusi edasiseks rändeks. Samad madalikud on ka tihtipeale tähtsad sulgimis- ja talvitusalad. Kuna veelindude sukeldumissügavus on piiratud, siis asustavad nad põhiliselt madalaid merealaid ning madalikke, mille sügavus jääb alla 30m. Kalatoidulistel veelindudel pole sügavus niivõrd limiteerivaks faktoriks kui põhjast toitujatel, kuid ka nemad ei levi merealadele, mis on sügavamad kui 50 m.

Eestis on alates 1985.a. läbi viidud mitmeid avamere linnustikuga seotud loendusi, nii lennukitelt kui laevadel. Lennuloendustega seoses võib suurematest projektidest siinkohal ära märkida, projekti „*Wings Over Wetlands*“ (2007-2008), mille käigus kaeti osaliselt Loode-Eesti rannikumeri, „GORWIND“ (2010-2013) kus loendati ja modelleeriti lindude levik ning arvukus Liivi lahes, „MARMONI“ (2010-2015), mille käigus käisid tööd mitmel pool Liivi lahel. Olulist teavet on kogutud ka rakenduslikku laadi projektidega, nagu Väinamere laevateede süvendamisega seotud lennuloendused ning tööd Põhja-Hiiumaa merealal, seoses sinna planeeritava avamere tuulepargiga. Nende tööde käigus on kogutud väga väärtuslikku materjali, mis on suureks abiks avamerega seotud kaitsealade planeerimiseks. Kahjuks pole need andmed siiski kogutud ühtset metoodikat kasutades ning seetõttu pole need tihtipeale võrreldavad. Kui kümme aastat tagasi kasutati lennuloendusmetoodikana joonloendust, siis viimastel aastatel kasutatakse transektloendusi, mis võimaldab ka modelleerida peatuvate veelindude levikut ning arvukust. Rannikuga seotud liikide puhul, nagu lagled, luiged, ujupardid, on läbi viidud mitmeid üldloendusi lennukilt ning andmed on levikukaarditel esitatud punktandmetena.

Käesoleva sajandi alguseks kogunenud andmed võeti kokku Euroopa Liidu tähtsusega linnualade (Kuus & Kalamees, 2003) ja Natura 2000 võrgustiku linnualade loomise käigus. Selle põhjal on moodustatud Natura võrgustiku linnualad (s.h. neis sisalduv mereosa). Kahjuks olid selleaegsed

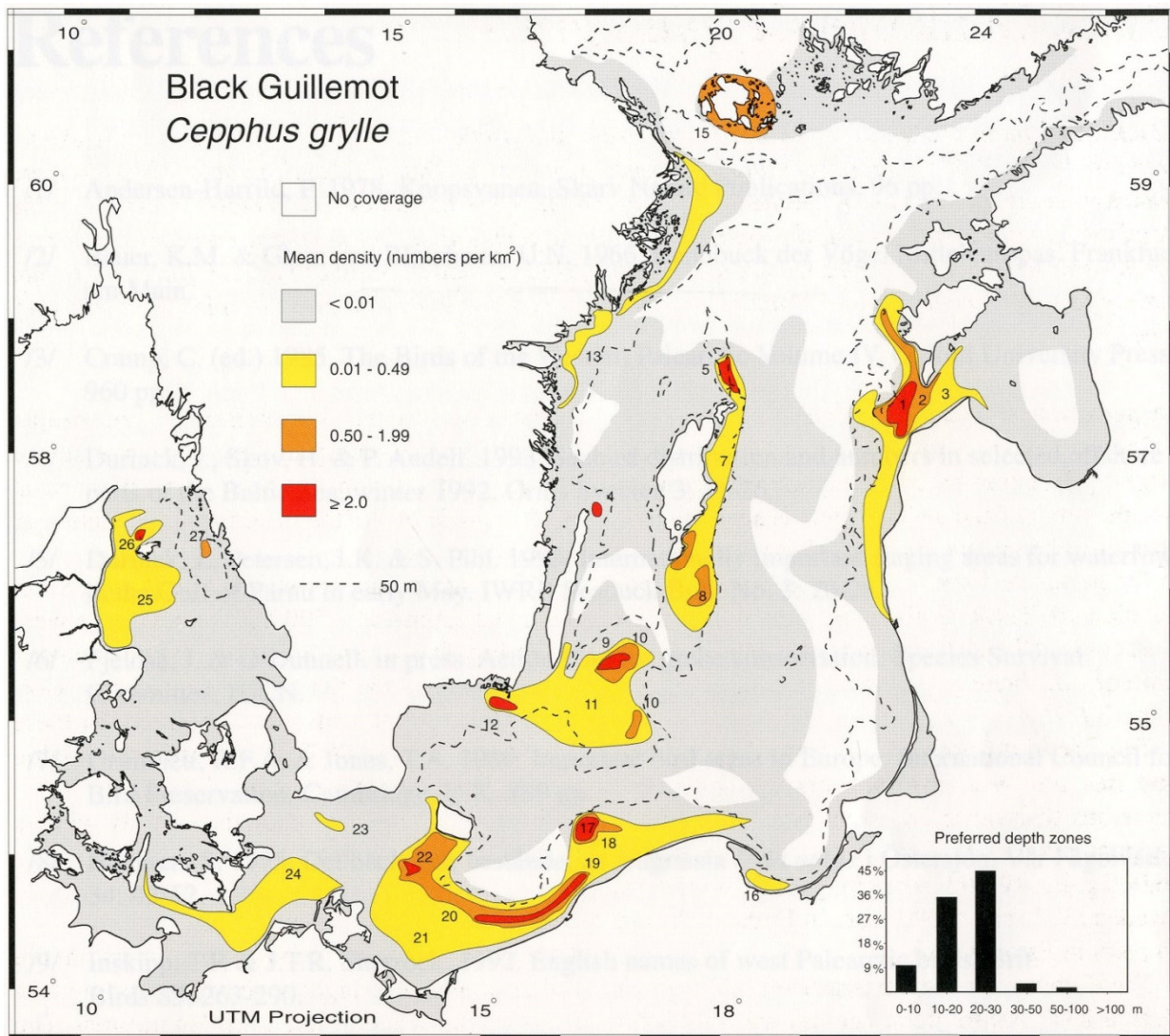
teadmised avamerelinnustikust üsna napid. Edaspidi on teadmised märkimisväärselt paranenud, kuid uuringuid avamerel peatuvate lindude kohta on tehtud ala- ja projekti põhisel. Esimene kogu Eesti rannikumerd hõlmav loendus tehti 2016.a. jaanuaris, mis oli osa Läänemereülesest loendusest. Tulemusi kokkuvõttes ja üldine analüüs kogu Eesti merealal tehtud loendustest puudub. Kokkuvõtte on esitatud erinevates projekti aruannetes. Ilmunud on ka kaks väljaannet Läänemere mereliste alade inventuuride kohta. Märkimist väärivad taani ornitoloogide poolt aastatel 1992-1993 läbi viidud laevaloendused, mille tulemused on avaldatud Läänemere tähtsaid talvitumisalasid käsitlevas kokkuvõttes (Durinck et al., 1994). Oluliseks sammuks veelindude ja eelkõige merelindude uurimises Läänemeres on HELCOMi SOWBAS projekti väljundina ilmunud kogumik „*Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*“ (Skov et al., 2011), mis võtab kokku Läänemere veelindude talviste asurkondade seisundi muutused ja muutuste põhjused perioodil 1992-2009. Kogumikus toodud trendid osundavad väga suurtele talvitavate merelindude arvukuse muutustele viimase 15-20 aasta jooksul. Eriti suur langus on tabanud avamerel talvitavaid arktilisi veelinde – kaure, auli, hahka, must- ja tõmmuvaerast, rannikumere liikidest kirjuhahka. Arvukuse languse olulisim põhjus on nähtavasti napp taastootmine arktilistel pesitsusaladel.

4. Mittepesitsusaegse merelinnustiku inventeerimise hetkeseis Eestis

Järgnevalt on toodud valik tähtsamate merelindude uuringute aruannetest. Osa neist on tehtud erinevate arendusprojektide keskkonnamõjude hindamise raames ja nende tulemused ei ole alati avalikult kättesaadavad (näiteks Kihnu ümbruses läbi viidud uuringud).

Dagys, M. et al. 2009. LIFE Nature project “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea”. Action A3 – Waterbird inventory. Final report. Annex II. Detailed description of Waterbird Inventory (Action A.3) results in LIFE project sites in Estonia. (**Läänemere idaosa**). Projekti eesmärgiks oli koguda informatsiooni Balti riikide rannikuvetes esinevate Euroopa tähtsusega liikide ja elupaikade kohta. Ning sellest tulenevalt teha ettepanekuid loodusväärtuslike alade kaitse alla võtmiseks ning natura 2000 võrgustikuga liitmiseks.

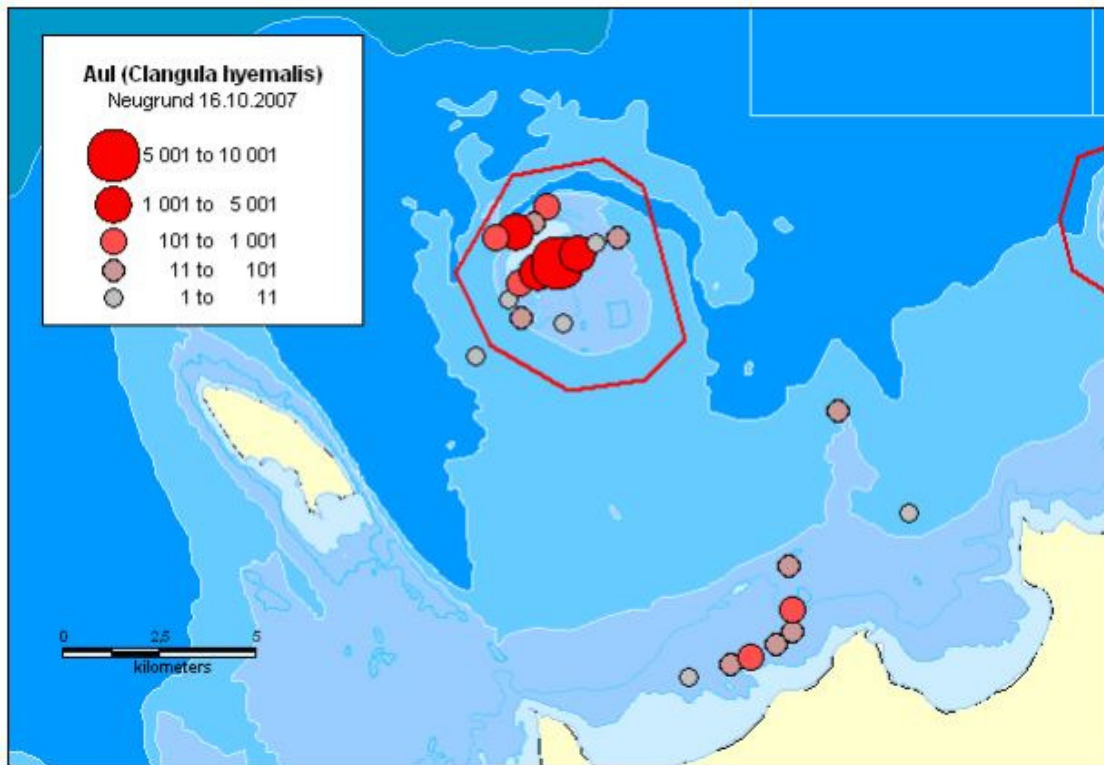
Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P., Pihl, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research cumtract no 2241/90-09-01, Ornis Consult report 1994, 110 pp. (**Läänemeri**). Kokkuvõtte koondab esmakordselt andmed mis on kogutud lennukilt, laevalt ning kaldalt (kesktalvine veelinnuloendus). Kokkuvõttes on esitatud veelindude arvukushginnangud ning levikukaardid. Näitena joonis 2.



Map 47. Distribution and density of wintering Black Guillemots *Cephus grylle* in the Baltic Sea, 1988 to 1993. The histogram shows the proportion of birds recorded in different depth zones during the surveys.

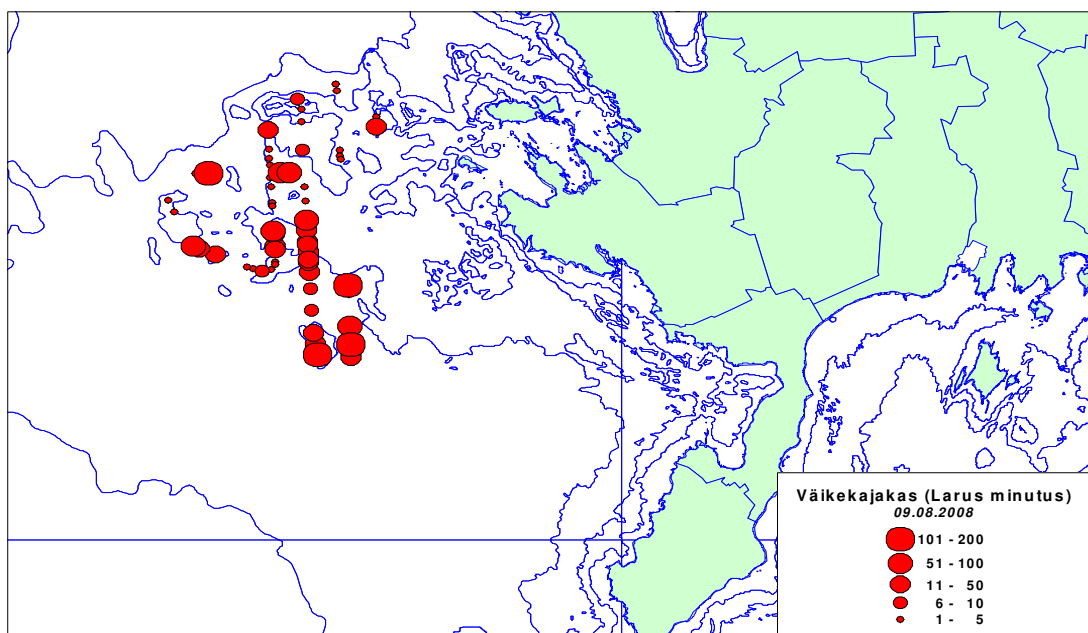
Joonis 2. Krüüsli talvine levik Läänemeresel (1988 – 1993).

Eesti Ornitoloogiaühing, 2008. Veelindude loendus Neugrundi madalikul 2007. Tellija OÜ Hendrikson&Ko. (**Soome lahe lääneosa**). Ülevaade Neugrundil peatuvate veelindude arvukusest ning nende levikust madalikul. Näitena joonis 3.

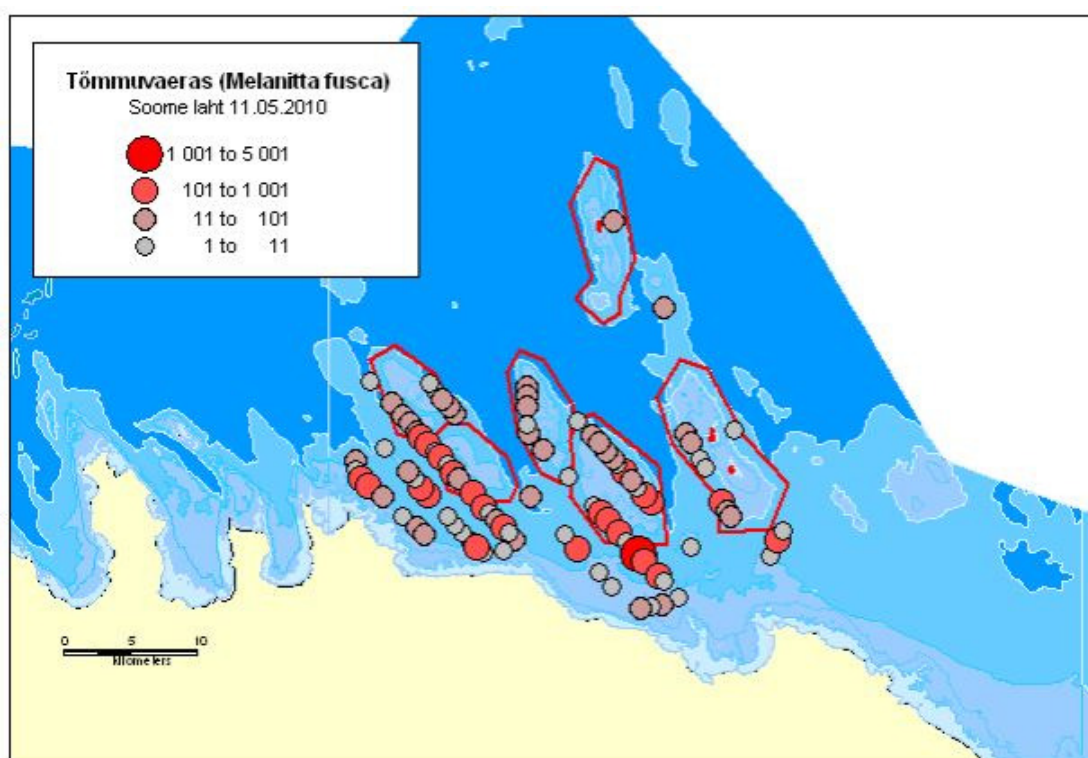


Joonis 3. Auli sügisrändeaegne levik Neugrundi madalal, 2007.a.

Eesti Ornitoloogiaühing, 2011. Tartu Ülikooli ja Eesti Ornitoloogiaühingu vahel 18.09.2008 sõlmitud koostöölepingu projekti „Implementation of Natura 2000 in Estonian Marine Areas: site selection, designation and protection measures“ („ESTMAR“) (EE 0011) elluviimiseks. Uuringute aruanne - linnustik. http://www.estmar.purk.ee/?page_id=211&lang=en (**Eesti rannikumeri**). Põhjalik kokkuvõte laeva ja lennuloendustest 5 uurimisala ning 15 madaliku kohta. Kõik andmed on esitatud punktandmetena. Näitena joonised 4 - 5.

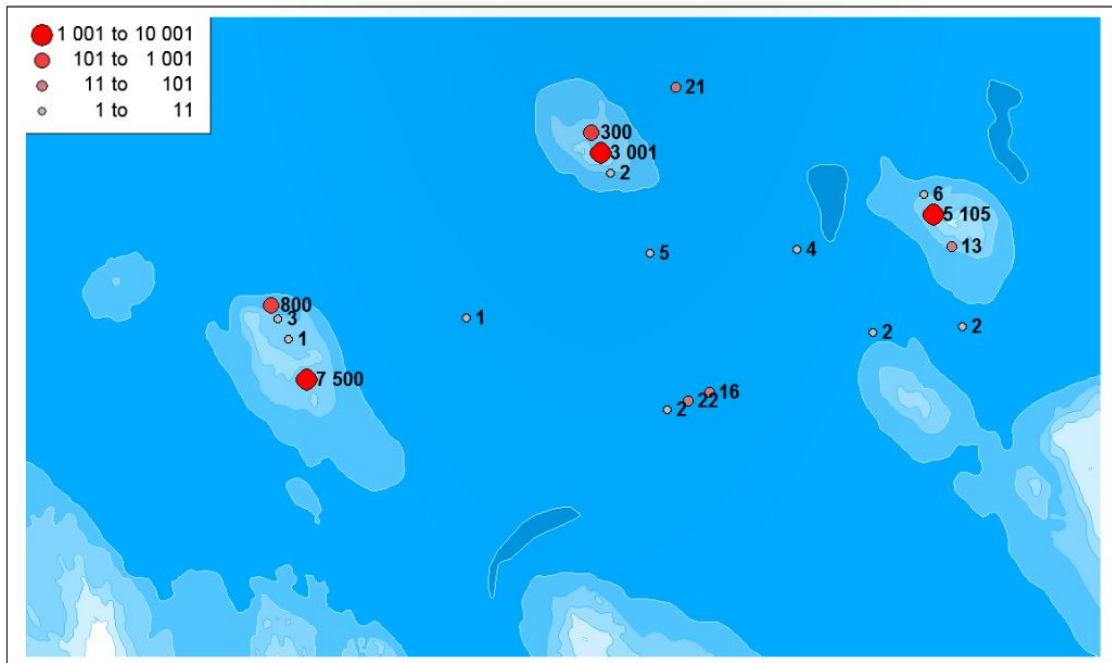


Joonis 4. Väikekajaka suvine levik Lääne-Saaremaa avamerel, 2008.a.



Joonis 5. Tõmmuvaera kevadine levik Soome lahel, Vainupea – Kunda piirkonnas, 2010.a.

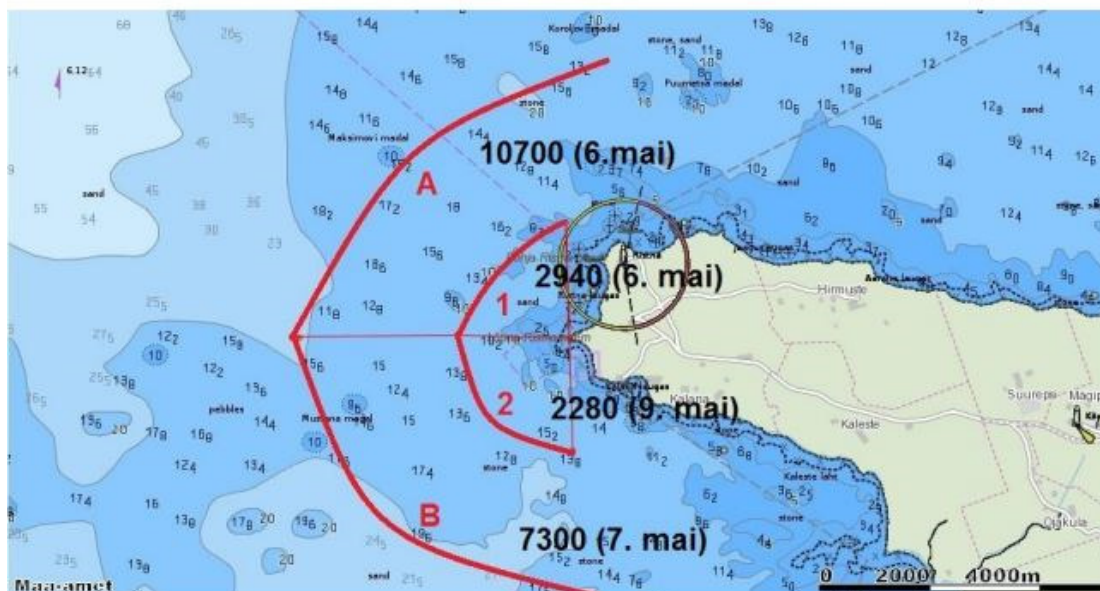
Eesti Ornitoloogiaühing, 2013. Uusmadala, Kuradimuna madala ja Tallinna madala piirkonna mereala inventeerimine – linnustik. <http://www.elfond.ee/et/teemad/meri/laeaenemerekaitse/merekaitsealad-ja-moistlikum-merealade-kasutuse-planeerimine/uusmadala-kuradimuna-madala-ja-tallinna-madala-piirkonna-mereala-inventeerimine/linnustiku-uuring> (Soome lahe lääneosa). Kokkuvõte 2012 ja 2013 laevaloendustest. Andmed esitatud punktandmetena. Näitena joonis 6.



Joonis 6. Auli sügisene levik uurimisalal (29.10.2012).

Ellermaa, M. (koost.) 2011. Kõpu poolsaare ümbruse mereala inventeerimine. Linnustiku-uuringud. Lõpparuanne. http://www.elfond.ee/images/Kpu-linnustiku_lpparuanne-detsember2011.pdf. Kokkuvõtte Kõpu poolsaare läänetipu rannikumerel läbirändavatest ning peatuvatest veelindudest. Näitena joonis 7.

Joonis 6. Peatuvate veelindude üldarvude kevadised maksimumid eri loendussektorites. Muutes üldarvud umbkaudseks tiheduseks saame järgmise paremusjärjestuse: sektor A: 600 isendit/km², sektor B: 400 isendit/km², sektor 1: 170 isendit/km² ja sektor 2: 130 isendit/km².

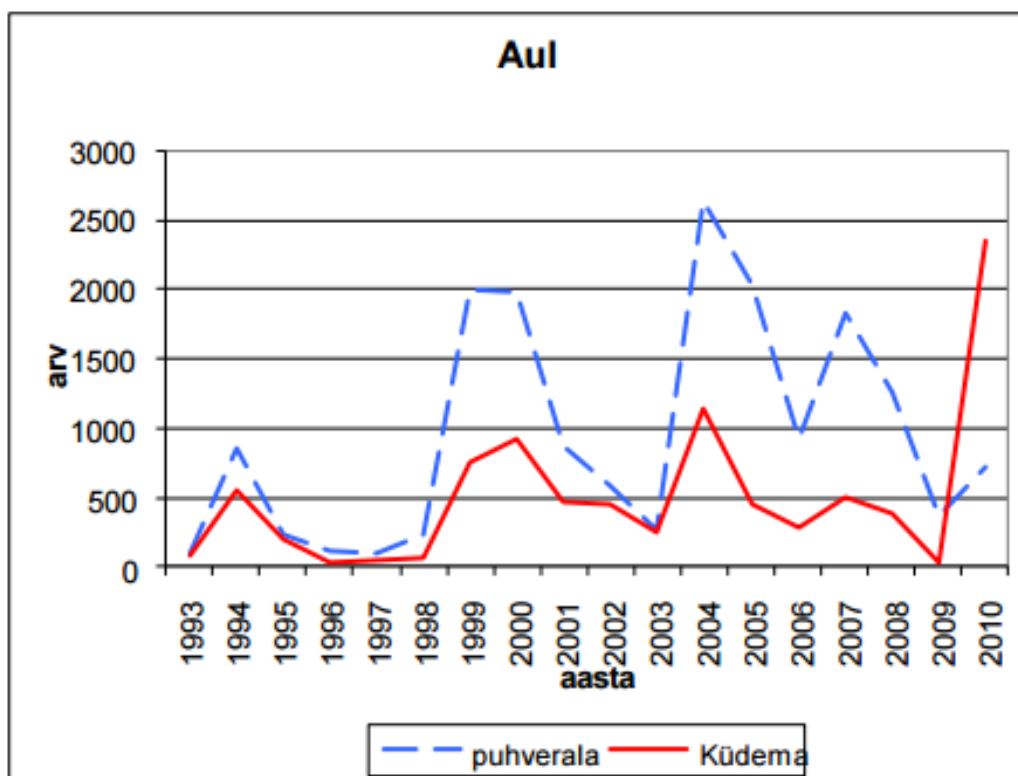


Ellermaa, M., Linden, A. 2015. Sügisränne Põõsaspeal 2014. aastal. Hirundo 27 (1): 20-49. **(visuaalsed rändevaatlused)**

Ellermaa, M., Pettay, T. & Könönen, J. 2010. Sügisränne Põõsaspeal 2009. aastal. Hirundo 23 (1): 21-46. **(visuaalsed rändevaatlused)**

Jüssi, I. 2003 – Paldiski lõunasadama süvendusaegne seire 2002/2003, Kõuts, T (toim.). Linnukoosluste seire. Lk 162-174. **(Paldiski laht)**

Kalamees, A., Kuus, A., Leito, A., Luigujõe, L., Nõmm, M., Nellis, R., Volke, V. (koost.) 2010. Saaremaa sadama Küdema lahe linnustiku seire 2010. aasta aruanne. <file:///C:/Users/Leho%20Luiguj%C3%B5e/Downloads/Saaremaa-sadama-linnuseire-aruanne-2010.pdf> **(Saaremaa)**. Ülevaade Küdema lahe linnuseirest. Näitena joonis 8.

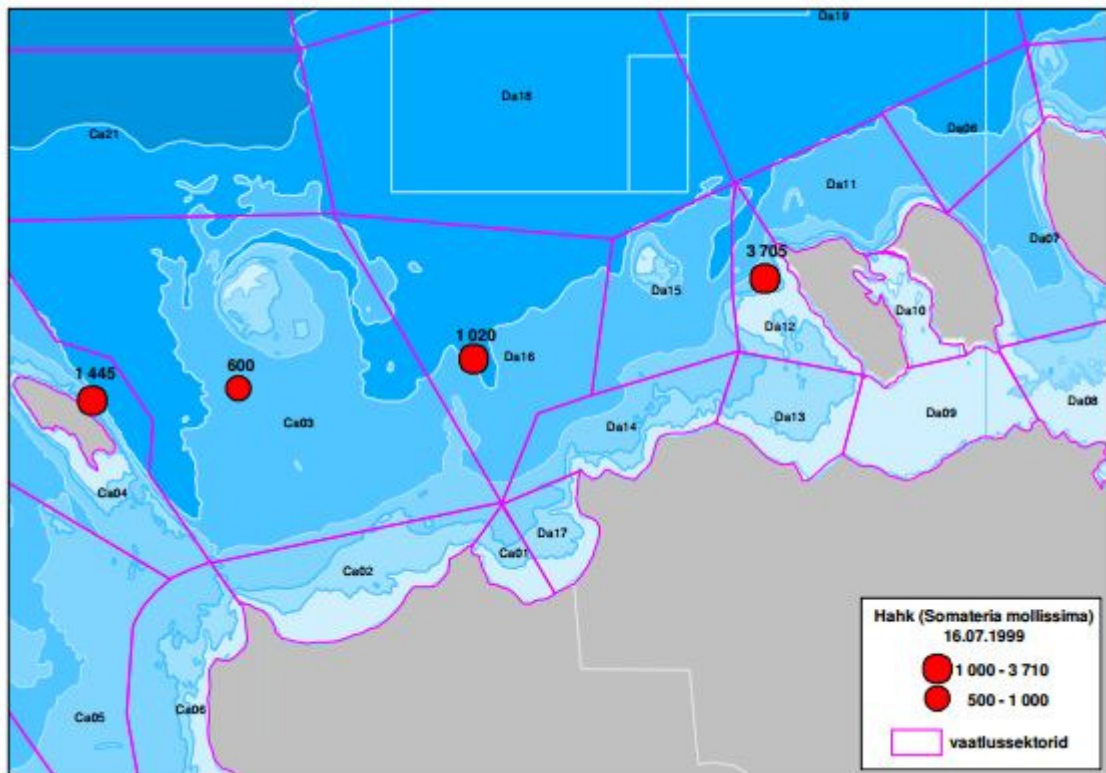


Joonis 8. Auli arvukus seirealal ja Küdema lahes veelindude kesktalvise loenduse põhjal.

Kuresoo, A., Leito, A., Luigujõe, L. 2011. Saare, Hiiu, Lääne ja Pärnu maakonna maismaa-alal maakonnaplaneeringu tuuleenergeetika teemaplaneeringu koostamine: Analüüs linnustiku osas teemaplaneeringuga kavandatavate objektidega kaasnevatest võimalikest mõjudest ja neid leevendavate meetmetest.

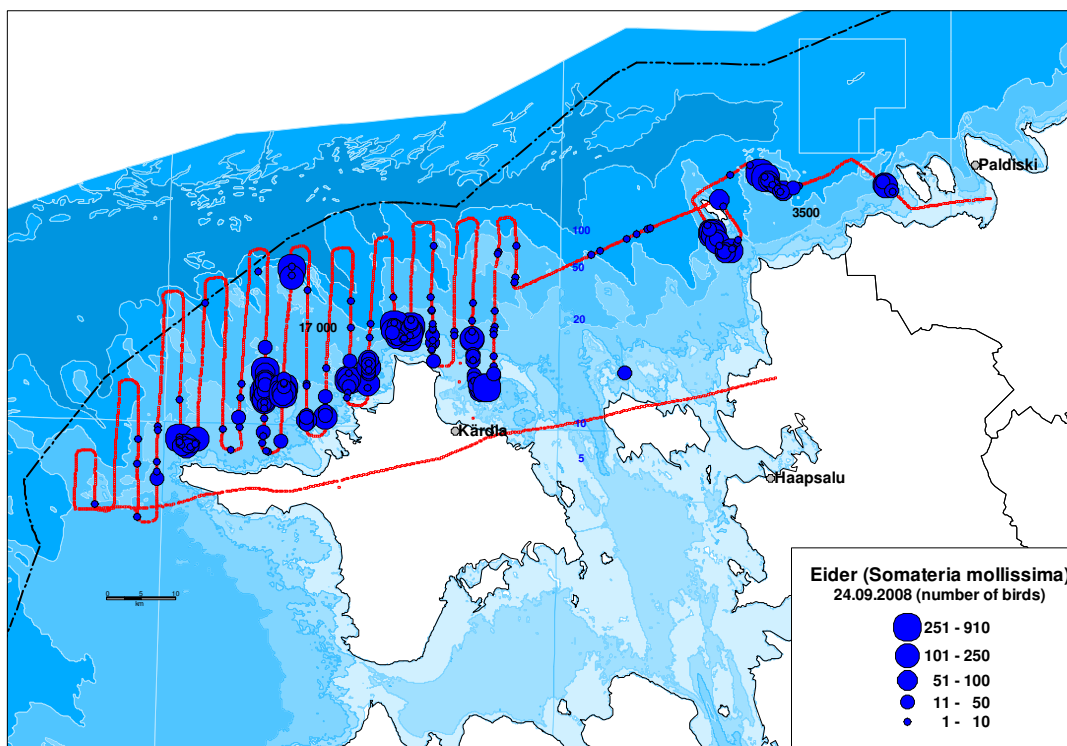
https://www.siseministeerium.ee/sites/default/files/dokumendid/Uuringud/Ruumiline_planeerimine/2011_maakonnaplaneeringud_linnustik.pdf **(Lääne-Eesti ja saared)**

Kuresoo, A., Luigujõe, L. 1999. Projekt IBA Baltic SEA. **(Soome lahe lõunakallas)**. Kokkuvõtte lennuloendustest 1999.a. Näitena joonis 9.



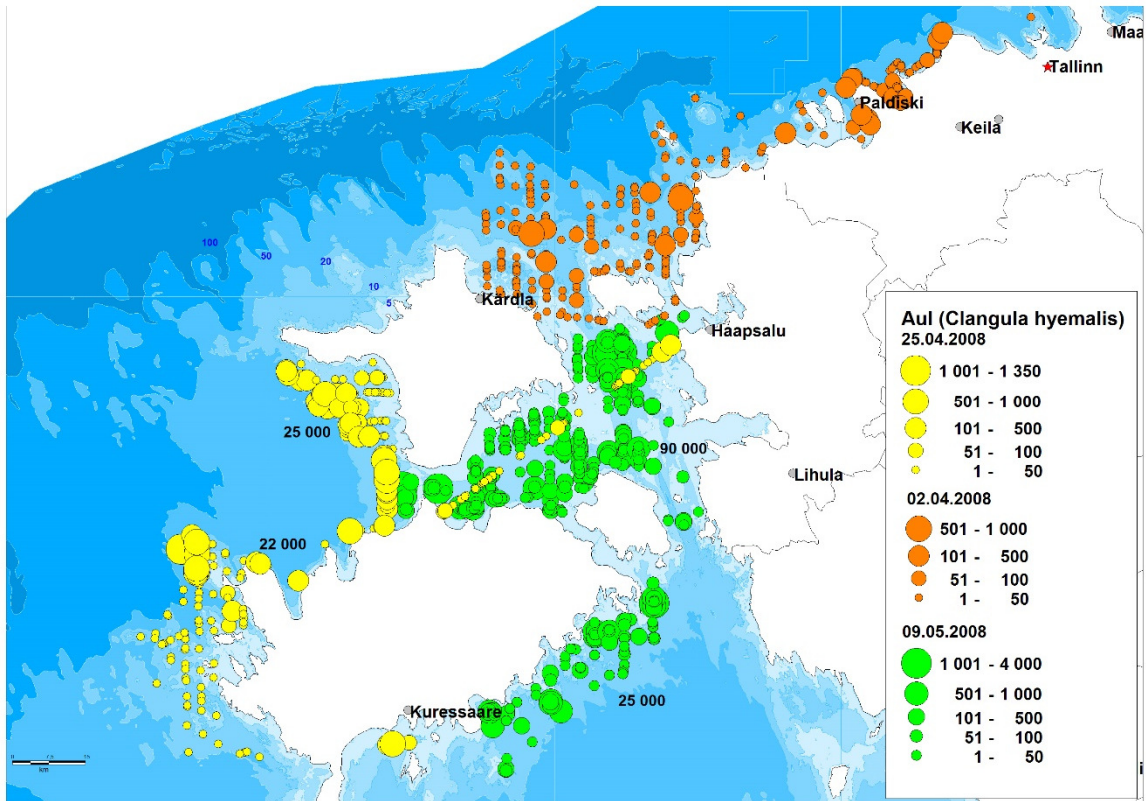
Joonis 9. Haha arvukus ja levik, suvi 1999.

Kuresoo, A., Luigujõe, L. 2008. Haapsalu-Noarootsi projektialal ja Neugrundi madalal talvituvate, sulgivate ning sügis- ja kevadrändel peatuvate veelindude arvukus ja levikumuster. Projekt „Wings Over Wetlands“ (2007-2008) aruanne. Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut, Tartu 2008. <http://www.lk.envir.ee/aewa/index.php?id=14> (**Lääne-Eesti, Soome laht**). Põhjalik ülevaade Loode-Eesti rannikumerel peatuvatest veelindudest. Andmestik baseerub lennukilt tehtud joonloendustel, mistõttu on need esitatud punktandmetena. Näitena joonis 10.

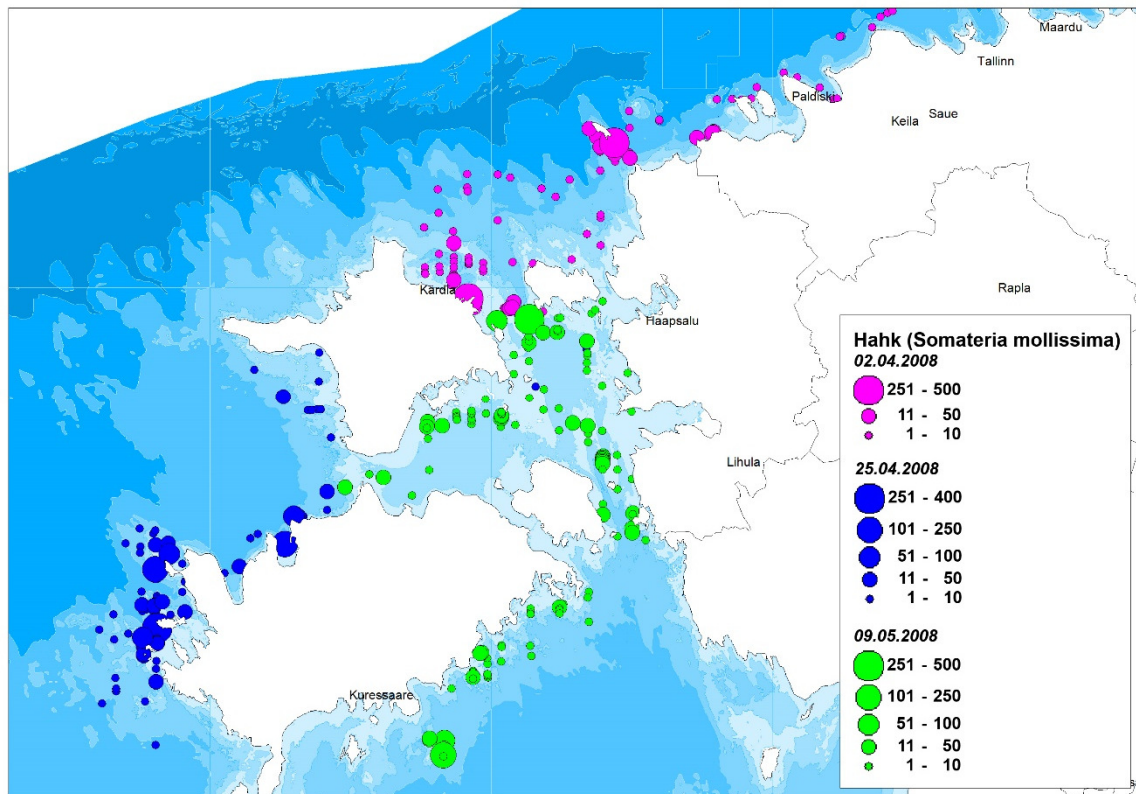


Joonis 10. Haha levik Loode Eesti avamerel 2008.a. sügisel.

Kuresoo, A., Luigujõe, L., Leito, A. 2009. Loode- ja Lääne-Eesti avameremadalate mittepesitsusaegne linnustik: 2007-2008.a. lennuloenduste kokkuvõte. Tellija SA KIK (**Lääne- ja Loode-Eesti, Saaremaa, Hiiumaa**). Andmed koguti lennuloendusel kasutades meetodikana joonloendust. Tulemusena saadi esmakordselt laiem pilt avamerel peatuvate veelindude levikust. Olemasolev andmestik ei võimalda modelleerida, mistõttu saab kogutud andmed esitada vaid punktandmetena. Näitena joonised 11-12 .

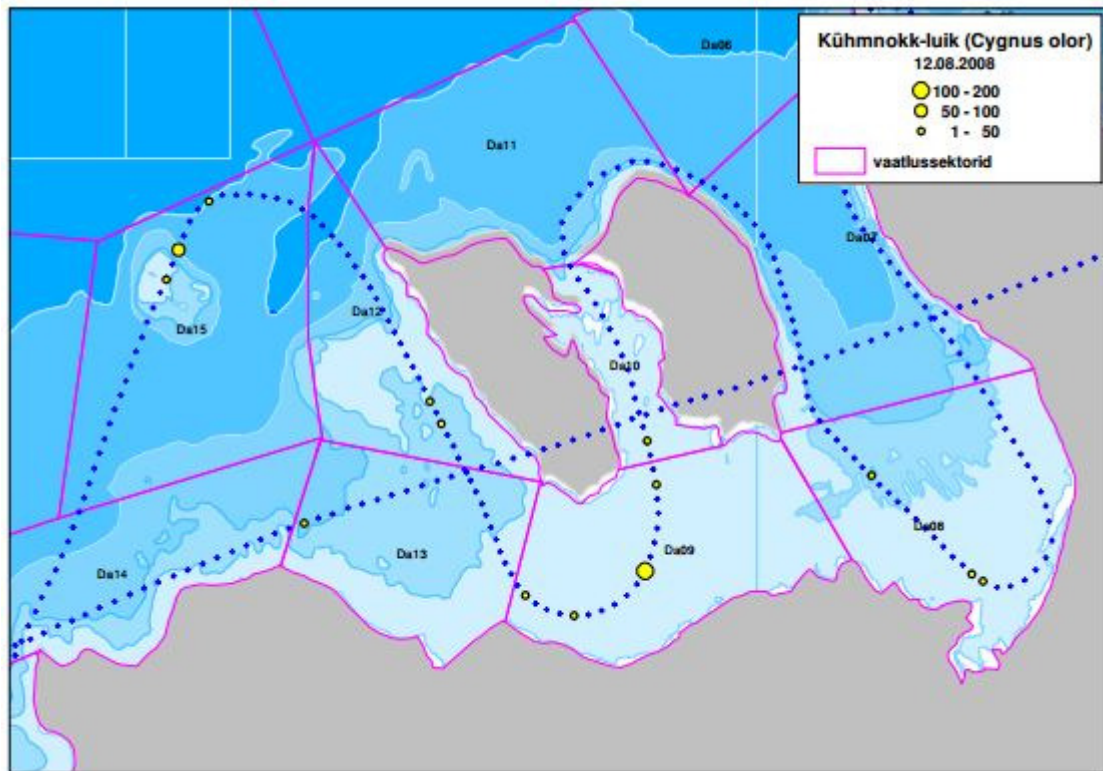


Joonis 11. Auli levik Lääne-Eesti rannikumerel 2008.a. kevadel.



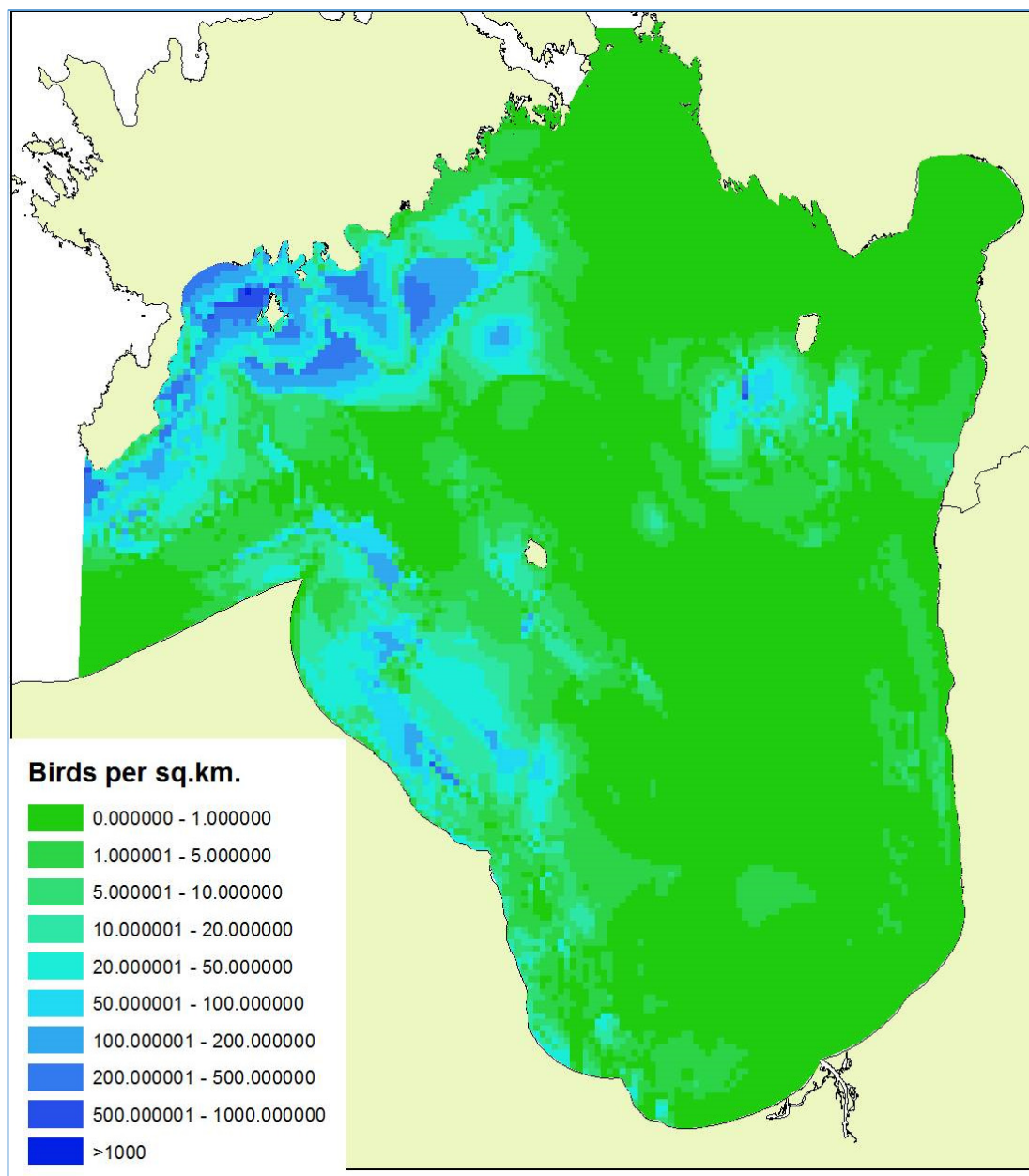
Joonis 12. Haha levik Lääne-Eesti rannikumerel 2008.a. kevadel.

Kuresoo, A., Luigujõe, L. 2010. Krassgrundi mereala inventeerimine: linnustik. Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut, Tartu 2008. ELF http://www.elfond.ee/images/Krassgrundi_linnustik_aruanne2010ELF.pdf (Soome lahe lääneosa). Kokkuvõttev ülevaade Krassgrundi ümbritseva mere linnustikust. Näitena joonis 13.



Joonis 13. Kühmnokk-luige sulgimisalad Pakri saarte ning Krassgrundi ümbruses.

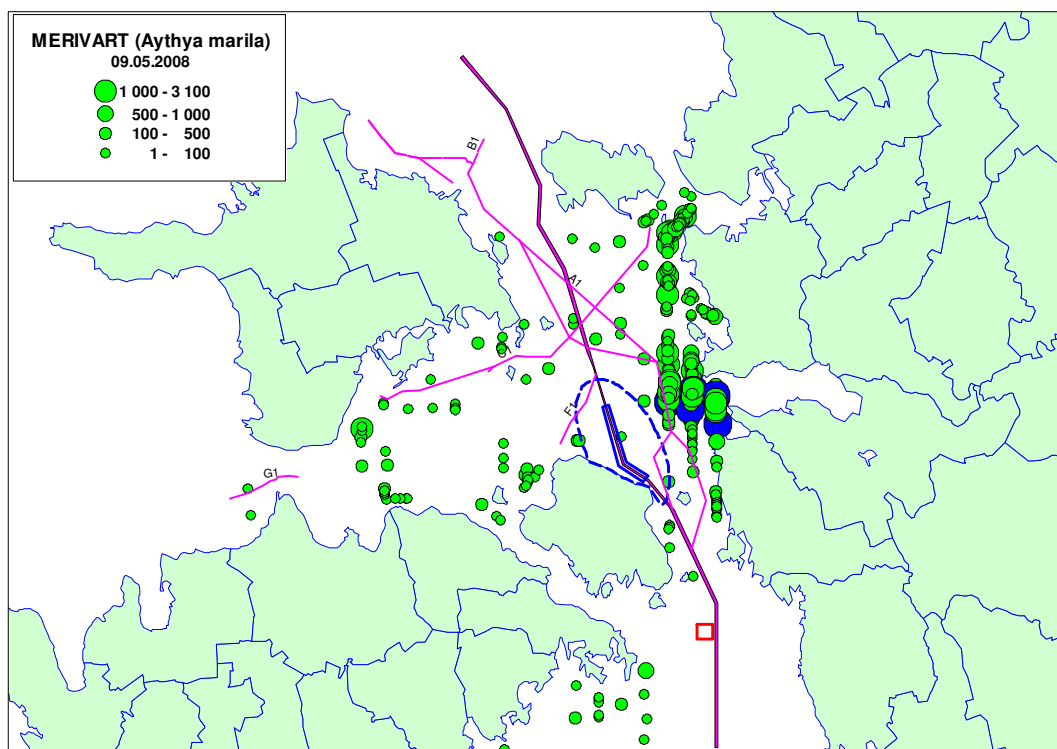
Kuresoo, A., Luigujõe, L., Aunins, A. Birds. Projekt „GORWIND“ – Gulf of Riga as a resource for Wind Energy (2010-2012) <http://gorwind.msi.ttu.ee/result> (Liivi laht). Väga põhjalik kokkuvõte Liivi lahe linnustikust. Esmakordselt kasutati Eestis lennuloendus meetodit „distance sampling). Andmed modelleeritud ning kõikide arvukamate liikide kohta on esitatud ka hinnangud ja levikukaardid. Näitena joonis 14.



Joonis 14. Auli talvine levik Liivi lahel, 2012.a. talvel.

Kuresoo, A., Luigujõe, L. Birds. – 2015. Projekt „MARMONI“ – Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea (2010-2015). (<http://marmoni.balticseaportal.net/wp/project-outcomes/>), (http://marmoni.balticseaportal.net/wp/wp-content/uploads/2011/03/Biodiversity-assessment-report_24.03.2015.pdf) (Liivi laht).

Kuresoo, A., Luigujõe, L., Leito, L. 2008. Kavandatava tegevuse potentsiaalse mõjupiirkonna linnustiku seisundi kirjeldus ja võimalikud keskkonnamõjud linnustikule. Projekti „Tehniline abi laevateede süvendamiseks ja rekonstrueerimiseks Lääne-Eesti saarestikus“ keskkonnamõju hindamine. Eesti Maaülikool 2008. Tellija As Ramboll Eesti. (Väinameri). Põhjalik ülevaade Väinamerel peatuvatest veelindudest. Lennuloendusandmed on esitatud punktandmetena. Näitena joonis 15.

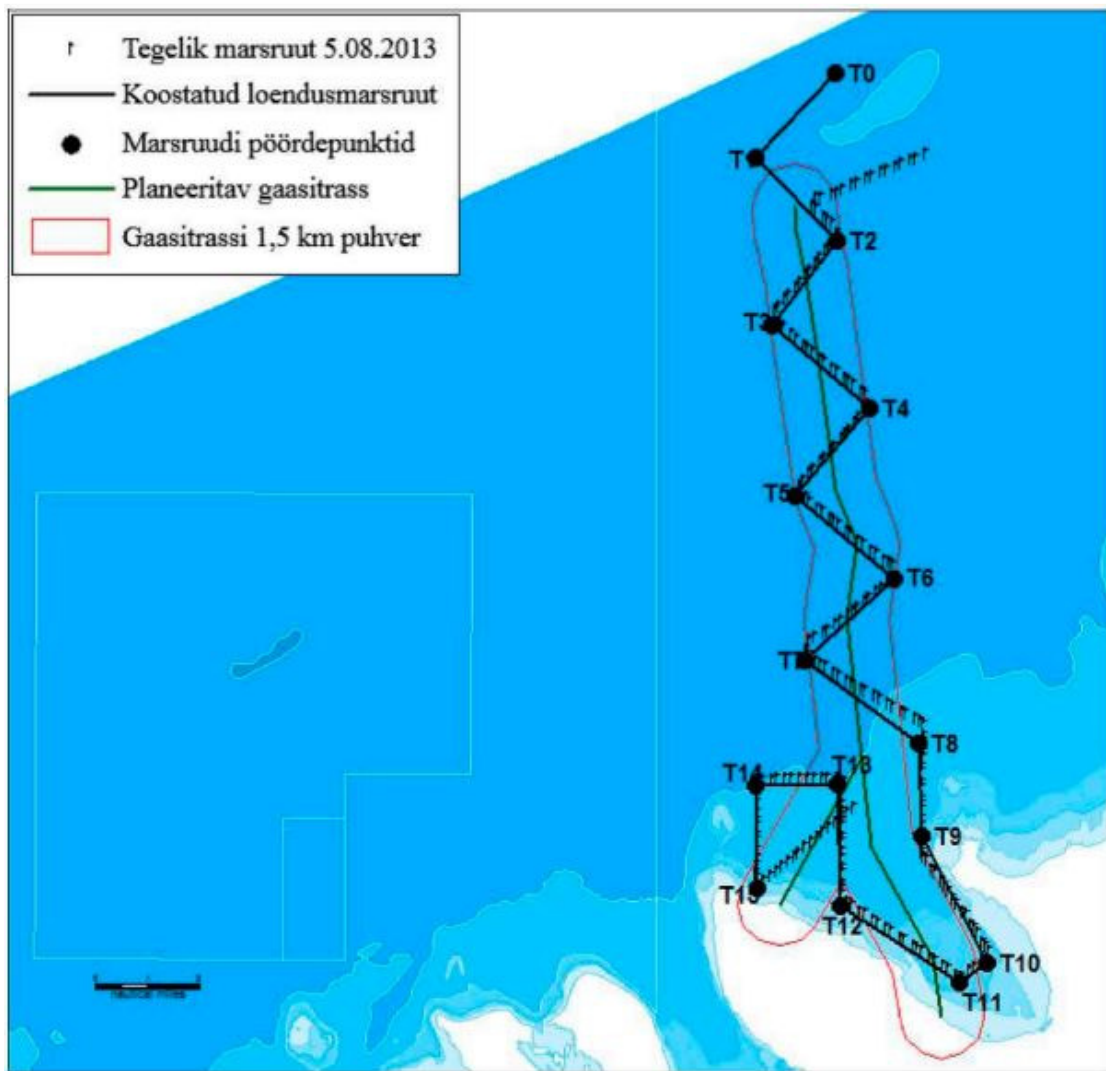


Joonis 15. Merivardi *Aythya marila* kevadine levik ja arvukus Väinamerel, 2008.a.

Kuus, A. 2014. Mudelid linnustiku karakterliikide modelleerimiseks Eesti territoriaalmeres. <http://elfond.ee/et/teemad/meri/laeaenemere-kaitse/merekaitsealad-ja-moistlikum-merealade-kasutuse-planeerimine/elupaigad> (Eesti)

Kuus, A., Kalamees, A. (koost.) 2003. Euroopa Liidu tähtsusega linnualad Eestis. <http://www.eoy.ee/projektid/iba/iba2003.pdf> (Eesti)

Kuus, A., Volke, V. 2015. Balticconnector - Soome-Eesti vaheline maagaasitorustik. Keskkonnamõju hindamise aruanne. (Loode-Eesti). Laevaloenduse ja maismaaloenduse kokkuvõte Lahepera lähel peatuvatest veelindudest. http://www.envir.ee/sites/default/files/balticconnector_yva_estonia_est_40.pdf . Näitena joonis 16.



Joonis 16. Laevaloenduse loendusmarsruut 2013.a. Lahepera lahe piirkonnas.

Kuus, A., Martinson, A. 2009. Veelindude loendus Gretagrundi madalikul. http://www.elfond.ee/images/stories/Gretagrundi_aruanne_linnustik.pdf (**Ruhnu ümbrus**). Kokkuvõtte Gretagrundil peatuvate lindude levikust ning arvukusest. Vaatlused baseeruvad laevaloendustel. Näitena joonis 17.

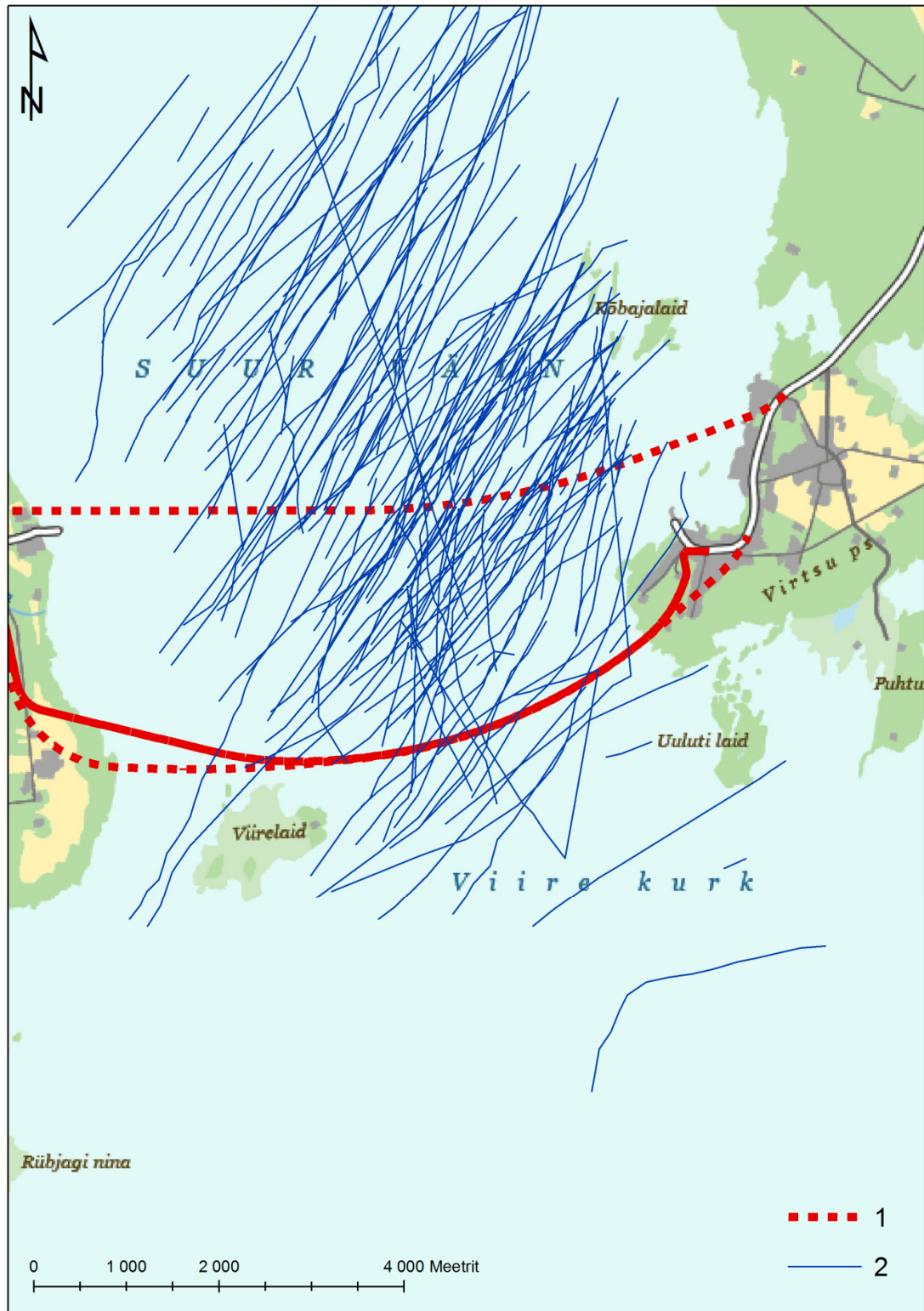


Joonis 17. Auli sügisrändeaegne levik Gretagrundil.

Kõuts, T., Raudsepp, U., Sipelgas, L., Jüssi, I., Järvik, A. 2006 - Paldiski Lõunasadama süvendusjärgne ja 6 kai pikenduse merekeskkonna seire 2005-2006. Linnustik. Lk. 54-62. **(Paldiski laht)**

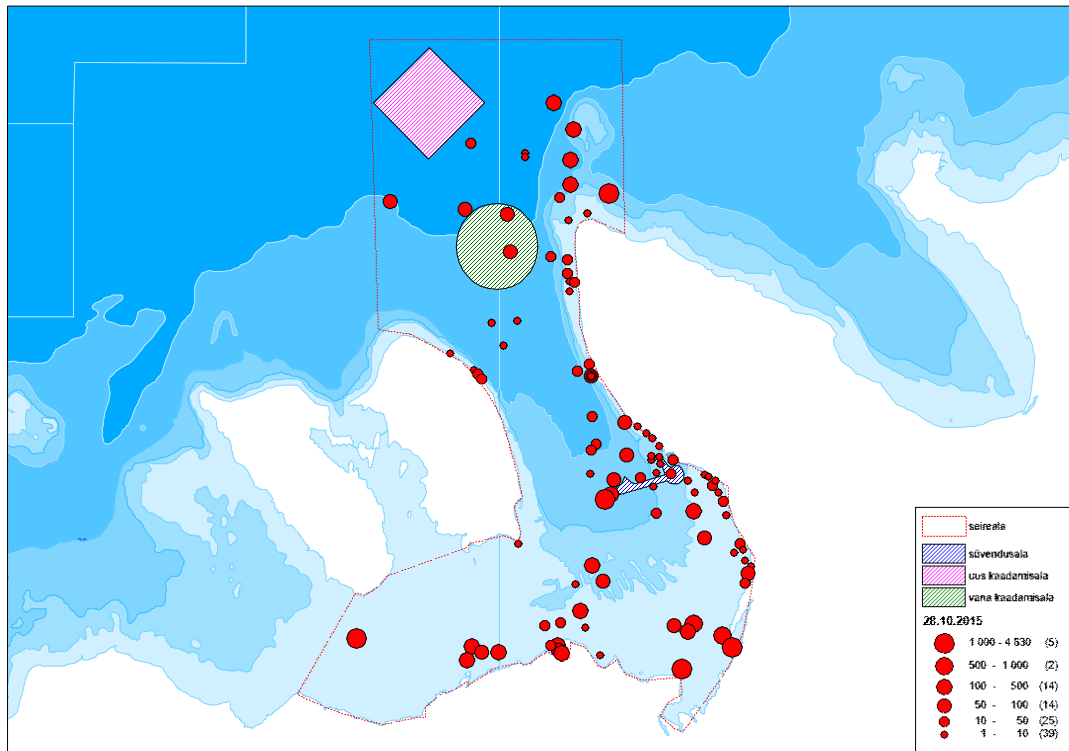
Leito, A. 2008. Linnud ja käsitiivalised. Projekti „Avamere tuuleparkide rajamisega Loode-Eesti rannikumerre kaasnevate keskkonnamõjude hindamine“. Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut, Tartu 2016. Projekti tellija: TÜ Mereinstituut. **(Hiiu madalad)**

Leito, A. 2010. Linnustiku uuring. Projekti „Sõitjate ja veoste üle Suure Väina veo perspektiivse korraldamise kava koostamine ja keskkonnamõjuhindamise strateegiline hindamine. 119 pp. Eesti Maaülikool. Tellija: Maanteeamet. **(Suur Väin, rändetee radarvaatlused)**. Põhjalik kokkuvõte radarvaatlustest Suurel-Väinal. Näitena joonis 18.



Joonis 18. Valgepõsk-laglede kevadrändeaeagsed lennusuunad Väikesel väinal 2009.a. (n = 155).

Luigujõe, L. 2015. Linnustiku uuringud. Projekt „Paldiski lõunasadama süvendustööde järgne seire vastavalt vee erikasutusloa nr. L.VV/325236 nõuetele. TÜ Mereinstituut 2015. Tellija: Tallinna sadam. (**Paldiski laht**). Aruandes antakse ülevaade oktoobrikuisest veelindude levikust Paldiski lahel ning selle ümbruses (Joonis 19).



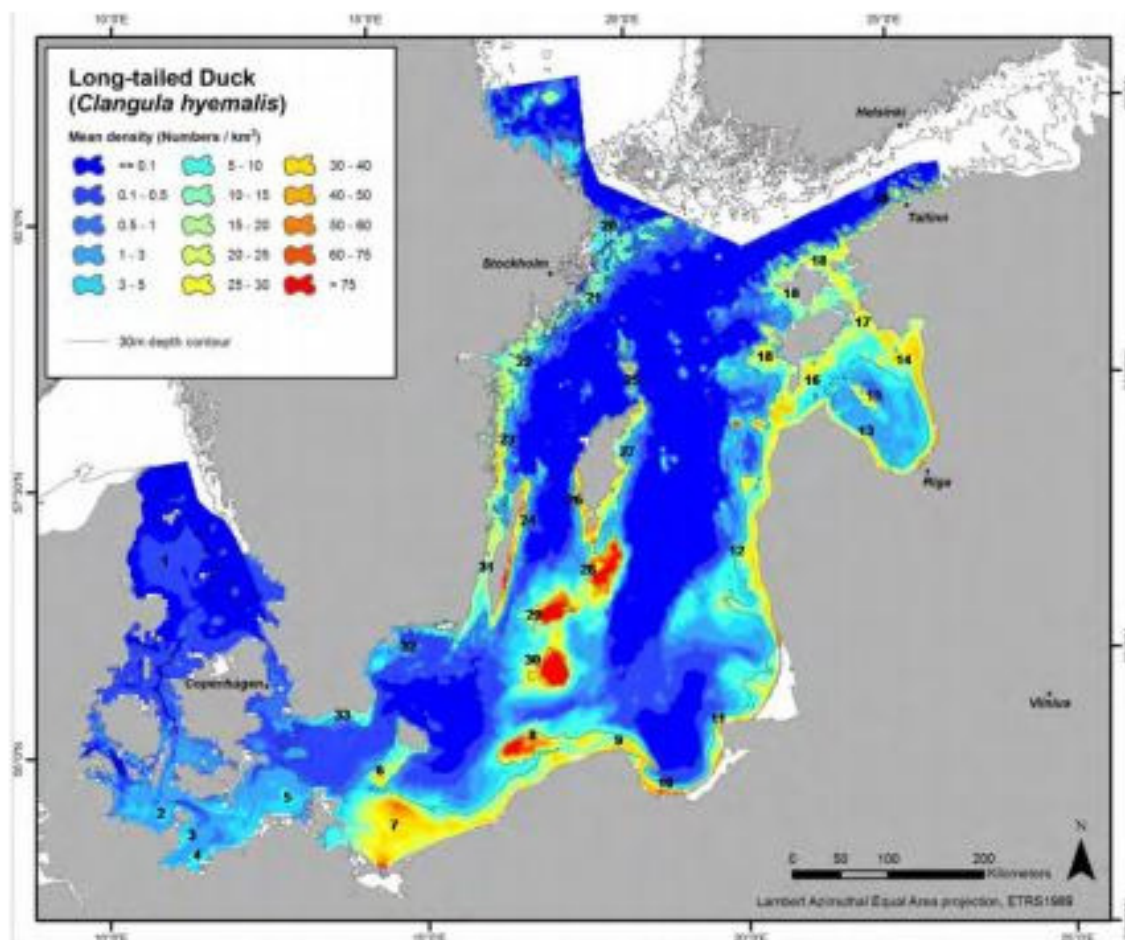
Joonis 19. Paldiski lahe ja selle ümbruse rändlinnukogumite paiknemine 2015.a. oktoobri lõpus.

Sipelgas, L., Järvik, A., Kolesova, N., Erit, M., Valker, M. 2009 – Paldiski Lõunasadama kai 8/9 rajamise ja sellega kaasnevate süvendustööde II Etapi aruanne – järelseire. Linnustiku seire. Lk. 17-20. (**Paldiski laht**)

Sipelgas, L., Järvik, A., Savinits, N., Erit, M. 2008 – Paldiski Lõunasadamasse kai nr 8/9 rajamise ja sellega kaasnevate süvendustööde seire vahearuanne. Linnustiku seire. Lk.30-32. (**Paldiski laht**)

Skov, H., Vaitkus, G., Flensted, K.N., Grishanov, G., Kalamees, A., Kondratyev, A. Leivo, M., Luigujõe, L., Maur, C., Rasmussen, J.F., Raudonikis, L., Sheller, W., Sidlo, P.O., Stipniece, A., Struwe-Juhl, B. & Welanders, B. 2000. Inventory of coastal and marine Important Areas in the Baltic Sea. BirdLife International, Cambridge 288 pp.

Henrik Skov, Stefan Heinänen, Ramūnas Žydelis, Jochen Bellebaum, Szymon Bzoma, Mindaugas Dagys, Jan Durinck, Stefan Garthe, Gennady Grishanov, Martti Hario, Jan Jacob Kieckbusch, Jan Kube, Andres Kuresoo, Kjell Larsson, Leho Luigujõe, Włodzimierz Meissner, Hans W. Nehls, Leif Nilsson, Ib Krag Petersen, Markku Mikkola Roos, Stefan Pihl, Nicole Sonntag, Andy Stock, Antra Stipniece and Johannes Wahl. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. Projekti SOWBAS/HELCOM aruanne. <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:701707/FULLTEXT01.pdf>. Annab ülevaate Läänemeresel peatuvate veelindude arvukusest ja paiknemisest. (**Läänemeri**). Näitena joonis 20.



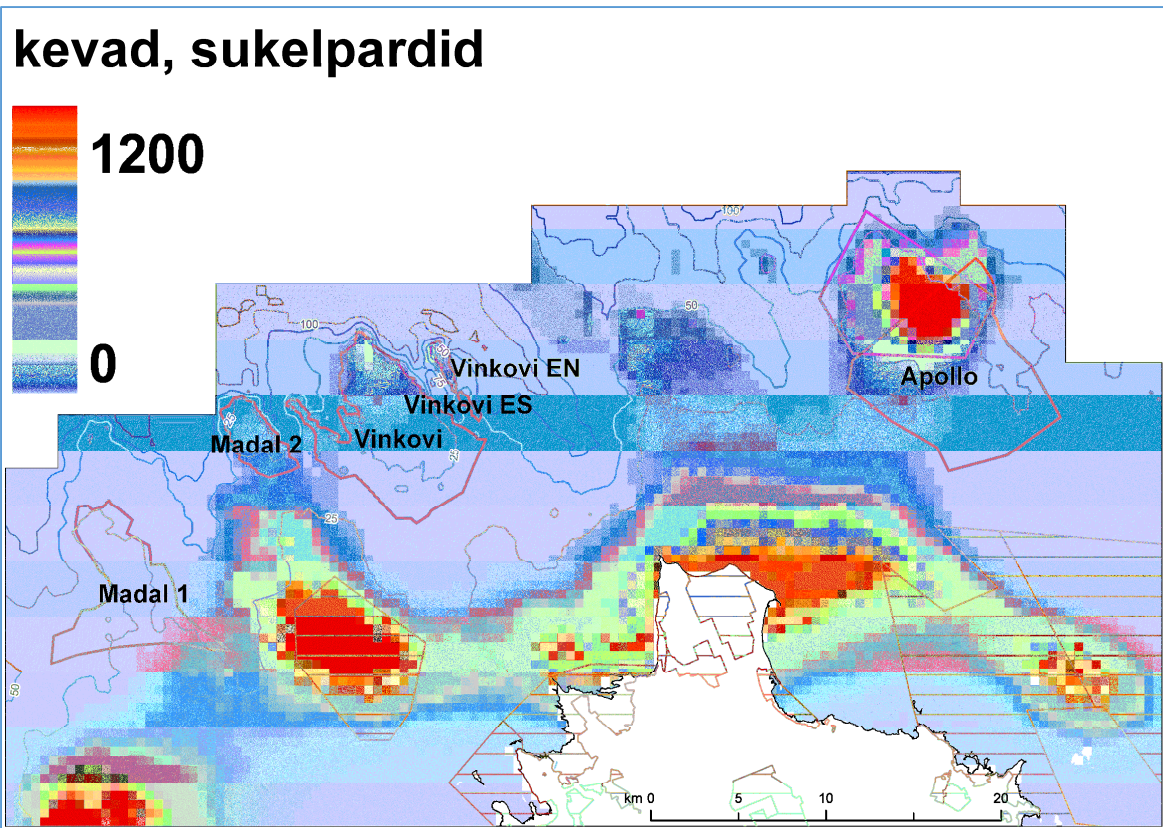
Map 17. Distribution and density of wintering Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* in the Baltic Sea, 2007-2009.

Joonis 20. Auli talvine levik Läänemerel ajavahemikul 2007 – 2009.

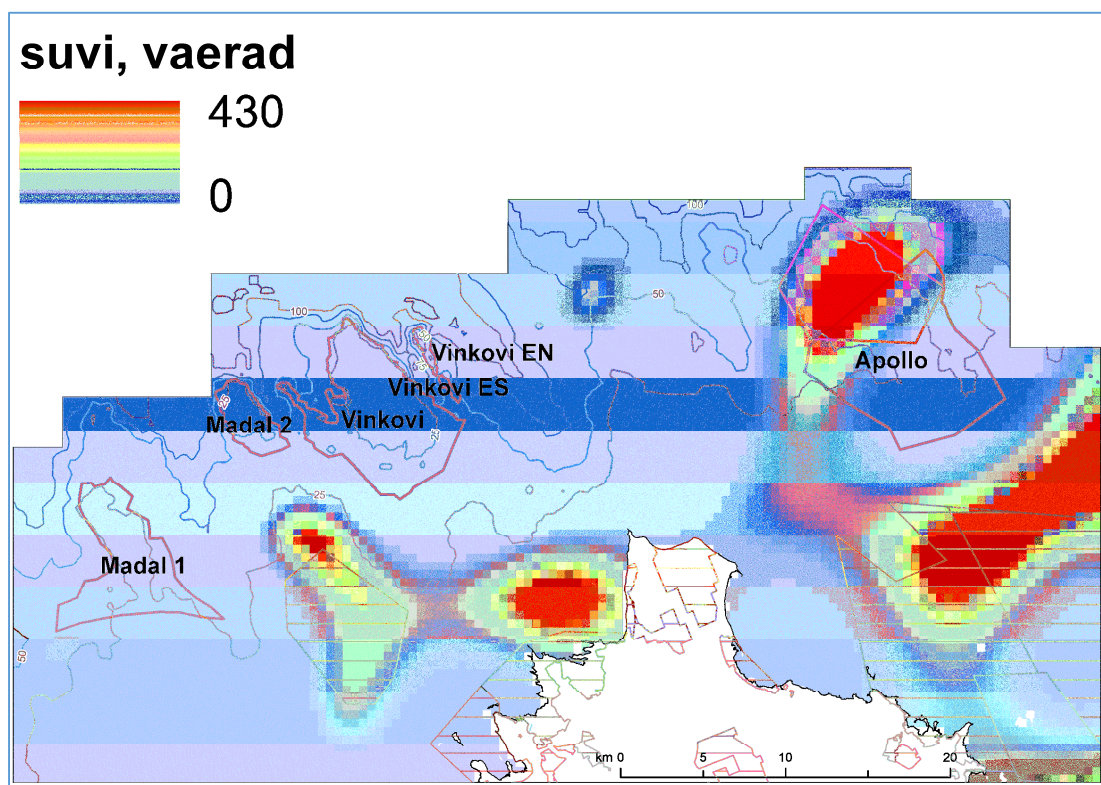
Aruanded mis pole veel kinnitatud:

Luigujõe, L. 2016. Linnustiku uuring. Projekt „NEMA - Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine. Eesi Maaülikool. Aruanne valmib mai 2016. **(Eesti)**

Luigujõe, L. 2016. Hiiu madalate veelinnustiku inventuur seoses avamere tuulepargi planeerimisega Loode-eesi rannikumerre (2013-2015). Tellija Ramboll Eesti ja Nelja Tuule Energia. Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut, Tartu 2016 (projekti lõpetamisel). **(Hiiu madalad ja Loode-Eesti)**. Aruandes on esitatud tähtsamate veelindude arvukused ning levik Põhja-Hiiumaa avamerel (Joonised 21-22).

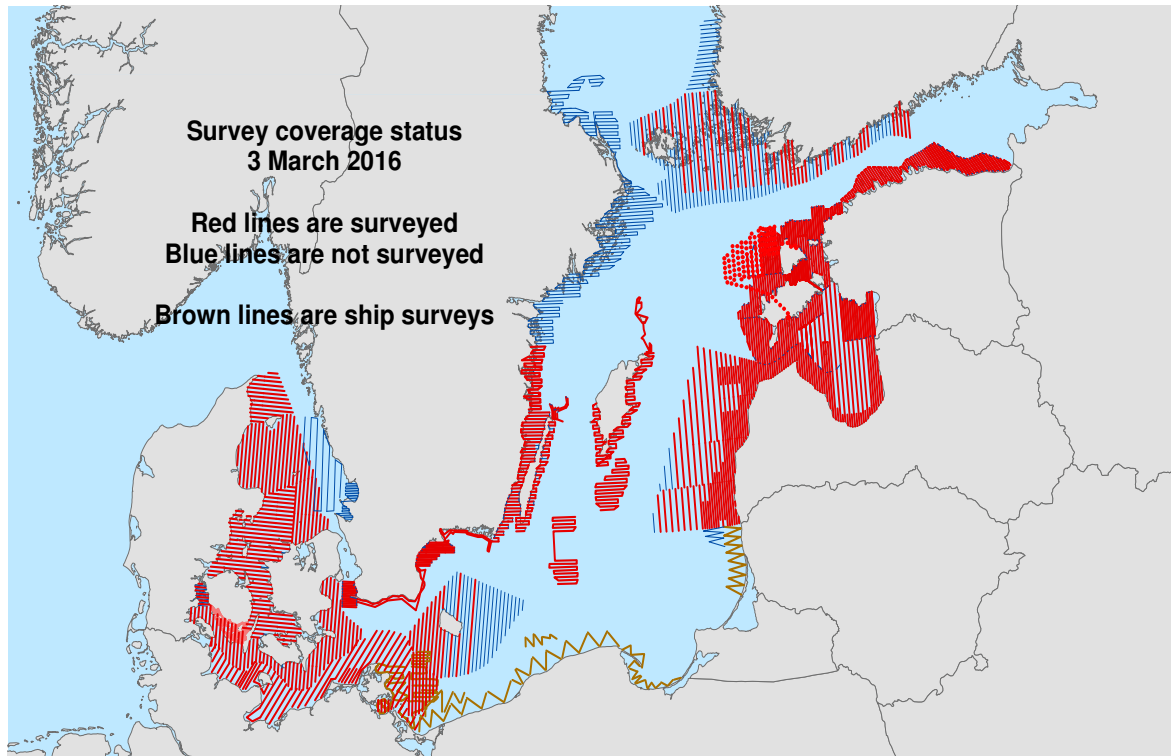


Joonis 21. Sukelpartide (aul, hahk, vaerad) kevadine levik Põhja-Hiiumaa rannikumerel 2015.a.



Joonis 22. Vaeraste suvine levik ja arvukustihedus Põhja-Hiiumaa rannikumerel, 2015.a.

Luigujõe, L. 2016 oktoober. Talvituvate veelindude inventuur – rahvusvaheline lennuloendus Eesti merealal (jaanuar- veebruar). Projekt on osa Läänemereülesest projektist mis katab lennu- ja laevaloendustega ära kogu Läänemere. Eesti mereala kaeti 10 päevaga kogu planeeritavas mahus. (vt joonist 23). Aruanne valmib oktoobris.



Joonis 23. Projekti raames kaetud avamerealad. Punaselt ja siniselt (lennuloendused), pruunilt laevaloendused.

Eesti Ornitoloogiaühing 2016. Soome lahe idaosa veelinnukogumite loendused. Aruanne valmib detsember 2016.

5. Merekaitsealade praeguse võrgustiku adekvaatsusest Eesti territoriaalmeres ja majandusvööndis

5.1. Liikide kaitse

Esmalt tuleb mainida mõningat erinevust maismaa- ja avamerelindude kaitstes. Maismaal on sageli kaitse-eesmärgiks haruldaste liikide kaitse. Läänemere tingimustes on haruldased liigid enamasti eksikülalised, kelle kaitset siin pole võimalik korraldada. Kaitset vajavad eelkõige suurel arvul peatuvad liigid – liigid, kelle rändetee populatsioonidest oluline osa peatub meie meredel.

Liikide kaitset Eestis reguleerib looduskaitseseadus. Looduskaitseseaduses defineeritakse kolm liikide kaitsekategooriat. Kaitsekategooriat omavate liikide kaitseks sätestatust puudutab avamerel peatuvate lindude kaitset eelkõige järgmine:

* Kõigi I kaitsekategooria, vähemalt 50% II kaitsekategooria ja vähemalt 10% III kaitsekategooria liikide teadaolevate ja keskkonnaregistrisse kantud elupaikade kaitse tagatakse kaitse- või hoiualade moodustamisega või püsielupaikade kindlaksmääramisega (§ 48);

* Ehitamisel tuleb tagada kaitsealuste liikide isenditele võimalikult ohutud elu- ja liikumistingimused (§ 52);

* I ja II kaitsekategooria liigi isendi täpse elupaiga asukoha avalikustamine massiteabevahendites on keelatud (§ 53);

* Kaitsealuse loomaliigi isendi tahtlik surmamine on keelatud, v.a. seaduses sätestatud juhtudel (§ 55);

* Kaitsealuse loomaliigi isendi püüdmine ja tahtlik häirimine paljunemise, poegade kasvatamise, talvitumise ning rände ajal on keelatud, välja arvatud seaduses sätestatud juhtudel (§ 55);

* Keelatud on tehingud I, II ja III kaitsekategooria liigi isendiga, välja arvatud nende tehistingimustes kasvatatud järglastega (§ 56).

Kaitsekategooriat mitteomavate linnuliikide kohta on looduskaitseaduses sätestatud:

* Keelatud on looduslikult esinevate lindude tahtlik häirimine, eriti pesitsemise ja poegade üleskasvatamise ajal, välja arvatud seaduses sätestatud juhtudel (§ 55);

* Keelatud on tehingud looduslikult esinevate linnuliikide elus või surnud isenditega ja nende selgelt äratuntavate kehaosade või nendest valmistatud toodetega (§ 56).

Avamerel olulisel hulgal peatuvatest linnuliikidest kuuluvad II kaitsekategooriasse järvekaur, kirjuhahk, väikekajakas, alk ning krüüsel; III kaitsekategooriasse punakurk-kaur, tõmmuvaeras, jõgi- ja randtiir (II kaitsekategooria liigid räusk- ja tutt-tiir ning tõmmukajakas ja III kaitsekategooria liik väiketiir väärivad tähelepanu eelkõige pesitsejatena). I kaitsekategooria liigid puuduvad (I kaitsekategooria liik merikotkas on toitekülaline rannikumeres).

Ettepanekud avamerelindude kaitsekategooriate muutmiseks käesoleval ajal puuduvad. Lahendamist vajava probleemina tuleb märkida kaitsekategooriaga liikide peatumisalade keskkonnaregistrisse kandmist. Loendustel registreeritakse merel peatuvad veelinnud mitte üksikisendite või üksikute salkade, vaid loendusmarsruudi lõikude kaupa. Mingi areaali piires peatuvate lindude koguarvu leidmiseks on enamasti vajalik andmetöötlus arvukuse hindamiseks. See muudab olukorra erinevaks maismaaliikide puhul kasutatavast ning nõuab põhimõttelise otsuse tegemist, milliseid andmeid ja millisel kujul hakatakse avamerel peatuvate liikide puhul keskkonnaregistrisse kandma.

Avamereliikide kaitsekorralduskavad puuduvad. Vajadus liigi kaitsekorralduskava koostamise järele esineb kirjuhahal.

5.2. Alade kaitse

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ loodusliku linnustiku kaitse kohta (nn. linnudirektiiv) sätestab kõigi looduslikult esinevate linnuliikide elupaikade piisava mitmekesisuse ja suuruse säilitamise vajaduse. Linnudirektiivi I lisas nimetatud liikide elupaikade kaitseks tuleb rakendada erimeetmeid. Liikmesriigid määratlevad nende liikide kaitsmiseks linnuhoiualadena nii hulga kui suuruse poolest kõige sobivamad territooriumid. Liikmesriigid rakendavad sarnaseid meetmeid ka regulaarselt esinevate rändliikide suhtes, mis puuduvad I lisast. Seejuures pööravad liikmesriigid erilist tähelepanu märgalade ja eriti rahvusvahelise tähtsusega märgalade kaitsele.

Avamerel olulisel hulgal peatuvatest linnuliikidest kuuluvad linnudirektiivi I lisa liikide hulka kirjuhakk, järve- ja punakurk-kaur, väikekajakas ja tiirud. Ülejäänud liigid on regulaarselt esinevad rändliigid.

Esimeseks sammuks aladepõhise kaitse puhul on oluliste alade väljaselgitamine. Sobivaimaks kriteeriumiks peetakse rahvusvahelise tähtsusega linnualade (IBA) kriteeriume. IBA kriteeriumid on kokkuleppelised kvantitatiivsed kriteeriumid, mis põhinevad peamiselt linnupopulatsioonide suurusel. Kriteeriumid on jaotatud kolme kategooriasse, lähtudes nende olulisusest globaalsel (A), üle-euroopalisel (B) ja Euroopa Liidu (C) tasemel (Heath & Evans, 2000). Eestis viimati kasutatud Euroopa Liidu tähtsusega linnualade kriteeriumidest on avamerelindude puhul kasutatavad järgmised:

- * C1: globaalselt ohustatud liigid – ala, kuhu regulaarselt koguneb olulisel arvul globaalselt ohustatud liike või teisi globaalse kaitseväärtusega liike (kirjuhakk);
- * C2: Euroopa Liidu tasandil ohustatud liikide kogumid – ala, kuhu regulaarselt koguneb vähemalt 1% Euroopa Liidus ohustatud liigi (linnudirektiivi I lisasse kantud liigi) rändetee või Euroopa Liidu populatsioonist;
- * C3: Euroopa Liidu tasandil mitteohustatud rändlindude kogumid - ala, kuhu regulaarselt koguneb vähemalt 1% Euroopa Liidus mitteohustatud rändlinnu liigi (rändse liigi, kes ei ole kantud linnudirektiivi I lisasse) rändetee populatsioonist;
- * C4: koondumiskohad – ala, kuhu regulaarselt koguneb vähemalt 20 000 rändset veelindu või vähemalt 10 000 paari rändseid merelinde ühest või enamast liigist.

Rahvusvahelise tähtsusega linnualade seniste kriteeriumide kasutamisel esinevad ka mõned probleemid. Eelkõige tekitab küsimusi mitme kriteeriumi aluseks olevate rändetee populatsioonide arvukuse vahepealne ümberhindamine. Tõenäoliselt viiakse lähemas tulevikus kriteeriumides läbi teatud muudatused.

Kõigist IBA-dest on moodustatud Natura võrgustiku linnualad. Teatud erinevuste tõttu alade piires on Natura linnualade avamereosa pindala ca 457 540 ha. Natura loodusalade avamereosa pindala on ca 212 200 ha, sellest 11 540 ha asub väljaspool Natura linnualade piire. Reaalse kaitse tagamiseks tuleb välja valitud aladel moodustada kaitstavad loodusobjektid. Avamere kaitseks kasutatavad kaitstavad loodusobjektid on peamiselt kaitsealad ja hoiualad, mõningad avamere osad on võetud kaitse alla ka hüljeste püsielupaikadena.

Vastavalt looduskaitseadusele on kaitseala inimtegevusest puutumatu hoitav või erinõuete kohaselt kasutatav ala, kus säilitatakse, kaitstakse, taastatakse, uuritakse või tutvustatakse loodust. Kaitsealadel on võimalik piirangute kehtestamine kaitse-eeskirjaga ja ala tsoneerimine erineva kaitsekorra rangusega vöönditeks.

Vastavalt looduskaitseadusele on võimalikud vööndid loodusreservaat, sihtkaitsevöönd ja piiranguvöönd. Praktilistel eesmärkidel eristatakse sihtkaitsevööndite hulgas looduslike ja hooldatavaid sihtkaitsevööndeid. Reservaatides on keelatud igasugune inimtegevus, sealhulgas inimeste viibimine. Koosluste säilimine ja kujunemine tagatakse üksnes looduslike protsesside tulemusena. Loodusreservaat kaitseala vööndina on tänapäeval ebapopulaarne, liikumispiiranguid rakendatakse tavaliselt sihtkaitsevööndites ajaliselt piiratud ulatuses. Looduslik sihtkaitsevöönd on kaitseala osa, kus ökosüsteemi areng tagatakse looduslike protsesside tulemusena. Inimtegevus on keelatud, välja arvatud mõningad ala mittekahjustavad tegevused, mida võidakse kaitse-eeskirjaga lubada. Hooldatavasse sihtkaitsevööndisse määratakse kaitsealade osad, kus alade säilimise tagamiseks võib olla vajalik kaitsekorra tulenev tegevus. Piiranguvöönd on kaitseala majanduslikult kasutatav osa, kus majandustegevuses tuleb arvestada kaitse-eeskirjaga sätestatud kitsendusi (<http://www.envir.ee/1687>).

Avamerel peatuvate veelindude kaitseks sobivaimateks vöönditeks on piiranguvöönd ja looduslik sihtkaitsevöönd. Vajalike piirangutena tulevad kõne alla eelkõige süvendamise, pinnase kaevandamise ja kaadamise piirang ning ehitustegevuse (sh tuuleparkide rajamise) piirang. Üksikute juhtudel (näiteks olulistel kirjuhaha peatumisaladel) võib olla õigustatud ajaline kalapüügi piirang. Liikumispiirangud pesitsusperioodil oleksid vajalikud olulisemate pesitsussaarte lähiümbruses.

Hoiuala on elupaikade ja kasvukohtade kaitseks määratud ala, mille säilimise tagamiseks hinnatakse kavandatavate tegevuste mõju ja keelatakse ala soodsat seisundit kahjustavad tegevused. Hoiuala kaitsereežiimi on laialdaselt kasutatud väljapoole olemasolevaid kaitsealasid jäävatel Natura aladel. Kavandatavate tegevuste mõjude hindamisel võib probleemiks olla saadavate hinnangute täpsus. Füüsilised protsessid on tänapäeval sageli matemaatiliselt modelleeritavad, mõjude hindamisel linnustikule selline võimalus reeglina puudub. Paremalt juhul saab kasutada väheste teadusuuringute tulemusi, mis on saadud kindlates konkreetsetes tingimustes ja ei kirjelda piisavalt elusloodusele iseloomulikku varieeruvust. Antavad hinnangud põhinevad enamasti nn. eksperthinnangutel ja nõuavad sageli ettevaatusprintsipi lähtumist.

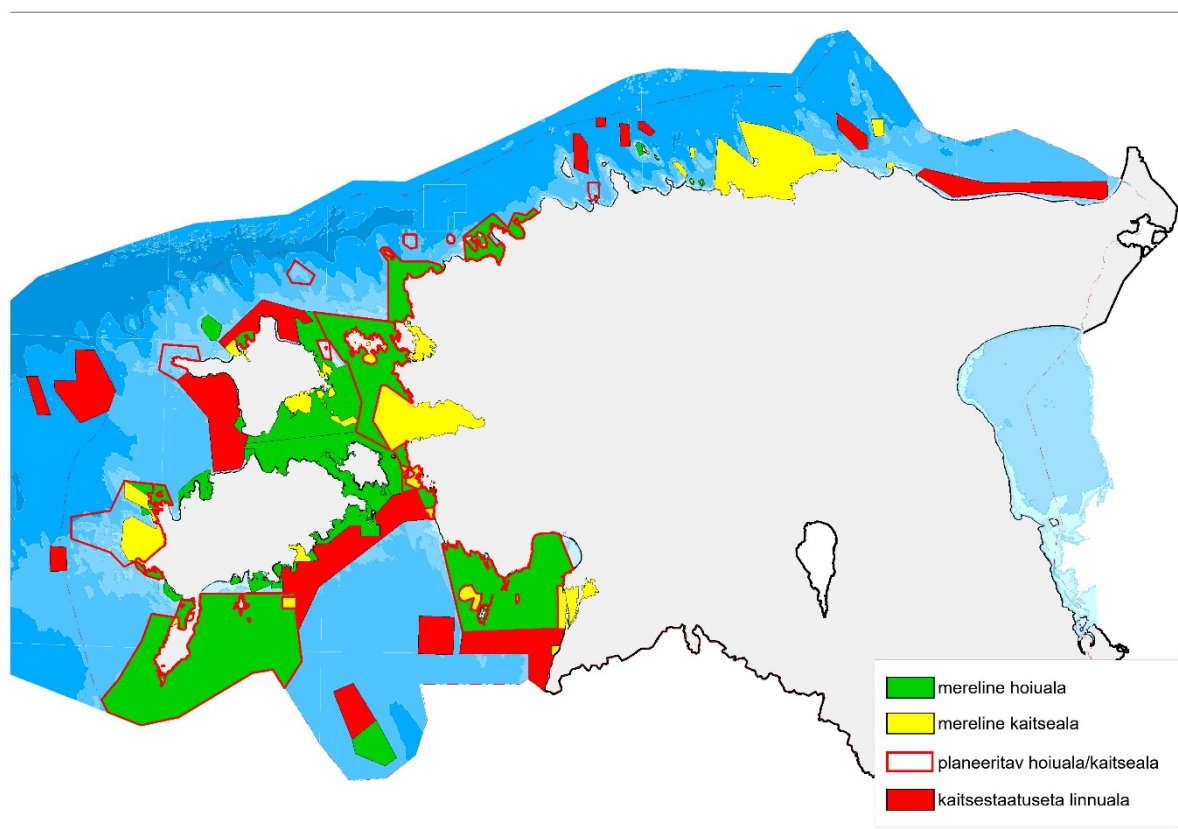
Olemasolevate kaitsealade pindala avamerealadel on ca 38 800 ha. Neist olulisemad on Matsalu rahvuspark Väinameres (ca 14 800 ha), Vilsandi rahvuspark Läänemere avaosas (ca 7 500 ha) ja Lahemaa rahvuspark Soome lahes (ca 7 100 ha, Joonis 24). Ülejäänud juhtudel on tegemist valdavalt väikesaari ümbritsevate kitsamate merealadega. Kaitsealadest 47% moodustavad looduslikud sihtkaitsevööndid, 45% piiranguvööndid, 5% hooldatavad sihtkaitsevööndid ja 2% reservaadid.

Hoiualade kogupindala avamerel on ca 416 000 ha. Sellest umbes 224 000 ha jääb Riia lahte, 100 000 ha Väinamerre, 81 000 ha Läänemere avaosas ja 11 000 ha Soome lahte. Hoiualade avamereosade paiknemine on kujutatud joonisel 24. Umbes 403 000 ha (97%) hoiualade pindalast asub IBA-del.

Olemasolevad IBA-d on praktiliselt kaetud kaitstavate loodusobjektidega, väikeste piirierinevuste tõttu on katmata ainult 0,7% IBA-de pindalast. Enamasti on avamere IBA-de puhul kasutatud hoiuala kaitsereežiimi (89,5% pindalast), kaitsealad moodustavad 8% IBA-de pindalast. Umbes 8 000 ha (1,8%) IBA-de pindalast on kaetud hüljeste püsielupaikadega (viimaste kogupindala avamerena käsitletud alal on ca 12 500 ha).

Uuringute käigus on kogunenud andmed uute oluliste (s.h. veelindude peatuspaikadena oluliste) merealade kohta. Neile tuginedes on tehtud ettepanekud uute kaitsealade moodustamiseks Neugrundi, Gretagrundi ja Apollo madalikel ning Vilsandi rahvusparki piiride märkimisväärseks laiendamiseks.

Siiski on väga suur hulk veelindudele olulisi merelisi peatusalasid ilma igasuguse kaitseta (vt punased alad kaardil) (joonis 24). Nendest aladest väärivad erilist tähelepanu Gretagrundi põhjaosa, Tahkuna poolsaare ümbrus, Madalik Kihnust läänes, Tallinna ja Uhtju madalikud. Viimasena märgitud madalikele planeeritakse liiva kaevandamist. Majandusvööndis väärivad tähelepanu kaks madalikku, mis asuvad Hiiumaast ja Saaremaast läänes.



Joonis 24. Kaitstud, planeeritavate ning kaitseta merealade paiknemine Eesti rannikumerel.

6. Rändel peatuvate veelindude uurimismetoodikate valik

Lindude puhul on tegemist ökosüsteemide dünaamilise komponendiga, kes aastatsükli vältel vahetavad korduvalt eluala. Eestis läbirändel peatuvate veelindude asurkondade seisundit ja kaitsestaatust saab adekvaatselt hinnata kogu rändetee kontekstis. Eesti on nüüdseks liitunud rahvusvaheliste raamlepetega, mis käsitlevad rändliike – Bonni konventsiooni ja AEWA - Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse leppega (2008).

Mereliste hoiualade loomine Euroopas lähtudes EL loodus- ja linnudirektiivist sai hoo alates 2007.a., mil avaldati Euroopa komisjoni vastav juhendmaterjal (Guidelines, 2007).

Veelindude uurimise ja seire osas on oluline nihe toimumas Läänemere kaitse leppe HELCOM raamides. Oluliseks uuemaks rahvusvaheliseks alusdokumendiks on merestrateegia raamdirektiiv (MSFD), mis keskendub mereelustiku seirele eelkõige survetegurite kontekstis.

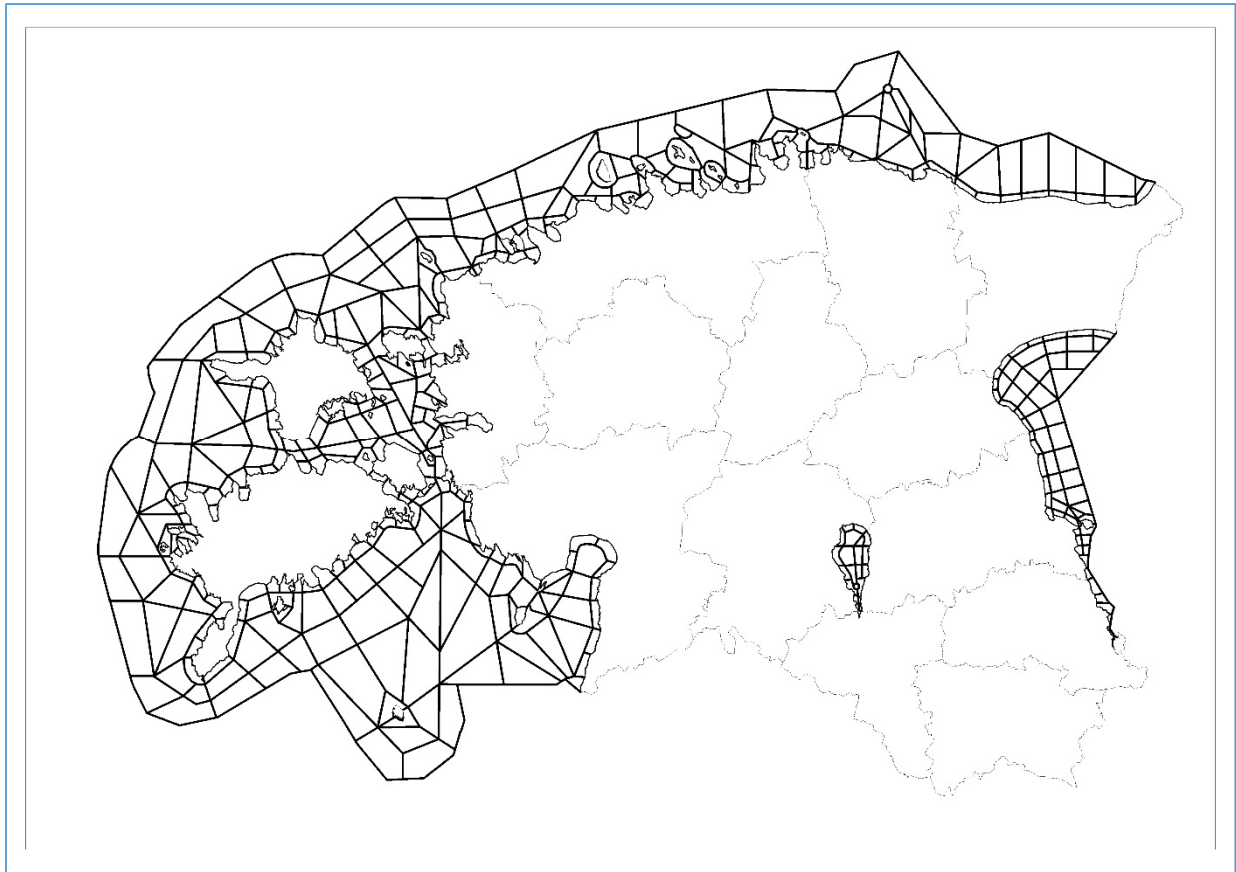
Merelindude seire eesmärkideks Eestis on:

- 1) Liikide levikumustri ja arvukuse selgitamine Eestis;
- 2) Liikide levikumustri ja arvukus selgitamine Läänemerel ja rändetee ulatuses (rahvusvahelised lepped);
- 3) leviku muutuste tuvastamine, tulenevalt looduslikust foonist (kliima) ja surveteguritest;
- 4) rakenduslikud: eelkõige meretaristute (meretuuleparkide, püsiühenduste jm) keskkonnamõjude hindamine.

6.1. Rannikuloendused

Veelindude rände- ja talvituskogumite loendamiseks ja kaardistamiseks sobiva meetodi valik sõltub suuresti uurimise eesmärgist, st. uuritavast objektist ja akvatooriumi iseloomust. Kõige lihtsam seiremeetod on marsruut- ja punktloendused rannikult, mida nimetatakse **rannikuloendusteks**, mille käigus kasutatakse vaatlemiseks binokleid ja vaatlusteleskoobe. Kuna rannikult loendades on võimalik katta vaid 2-3 km laiune rannikumere riba, siis on taoline meetodika sobilik rannalähedaste liikide loendamiseks, nagu sõtkas, kosklad, ujupardid, luiged. Meetodi puuduseks on väikene katvus, aga plussideks loendustäpsus.

Rannikuloenduse tarbeks tsoneeriti kogu Eesti rannikumeri ning selle võrgustiku nimeks sai – Ranniku- ja avamere elustiku vaatlusvõrgustik e. RAEV. See loodi eelkõige ranna- ja merelinnustiku seire ja levikuandmete GIS-põhiseks talletamiseks. Selle meetodi tüüpiliseks rakenduseks Eestis on pikaajaline seireprojekt - kesktalvine veelinnuloendus. Vaatlusvõrgustiku otseseks eeskujuks on Taani merebioloogide poolt 1969.a. loodud ranniku- ja avamere vaatlusvõrgustik. Praegusel ajal on analoogne vaatlusalade süsteem kasutusel ka teistes Läänemere äärsetes riikides. Lisaks on konstrueeriti vaatlusvõrgustik ka Eesti suurjärvedele sh ka Peipsi järve Venemaa poolsele osale. RAEV vaatlusalade kavandamisel järgiti ranniku geograafilist liigendatust, lähtudes mere sügavusest püüti eristada jämedalt merelisi biotoope ning vajadusel arvestati ka meetodikast (n. lennuloendused) tulenevate piirangutega. Vaatlusalade piirid viidi tollaste mereliste kaitsealade (Vilsandi, Matsalu, Lahemaa) merepiiridega kokku, hõlbustamaks hilisemaid andmepäringuid kaitsealade mereelustiku kohta. Eesti rannik on jaotatud 7 suursektoriks (koodi esimene täht), 20 alasektoriks (koodi teine täht) ja 338 loendussektoriks (näit. Ca08, Ab12) (Joonis 25).



Joonis 25. Vaatlussektorid Eesti rannikumerel ja sisevete suurematel järvedel.

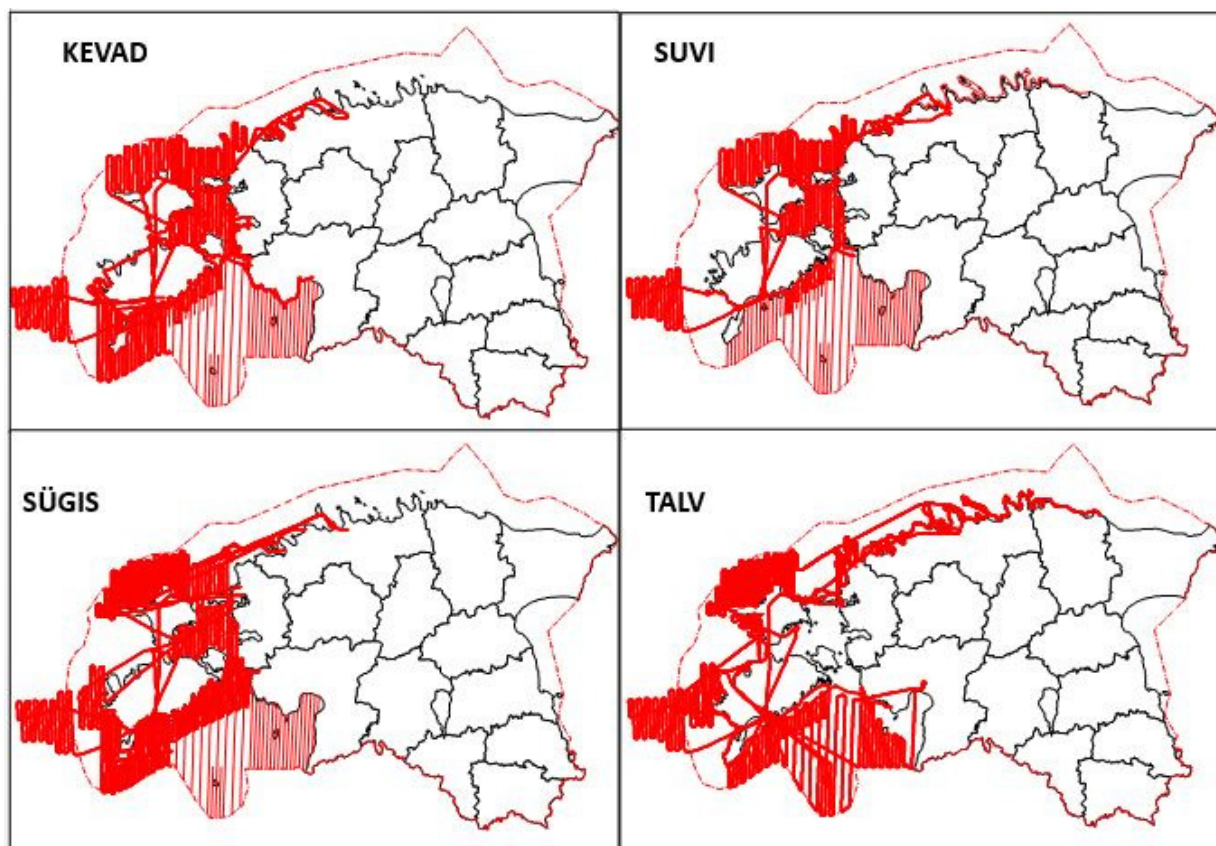
6.2. Avamere loendused

Avamerel peatuvate veelindude loendamiseks sobivad üksnes laeva- ja lennuloendused. Eestis viib **laevaloendusi** läbi Eesti Ornitoloogiaühing, kellel on sellel alal juba pikaajalised kogemused. Ajavahemikul 2006 – 2015 on läbi viidud 47 laevaloendust (joonis 26). Transekt laevaloendused tuleks ideaalis läbi viia 10 korda aastas kahe järjestikuse aasta jooksul. Tegelikuses, peamiselt ilmastiku tingimustest johtuvalt sellist loendustihedust on väga raske saavutada. Teise aasta loendused on olulised just andmete usaldusväärsuse tõstmiseks. Laevaloenduste eesmärgiks on lindude absoluutsete tiheduste ruumiline analüüs projektiala piirkonnas, sealhulgas aastaajaliste varieeruvuste tuvastamine.

Süsteematiliste ja üle-eestiliste uuringute puhul on Eestis enam kasutatud **lennuloendusi** (joonis 27), mille eestvedajaks oli varasematel aastatel Zooloogia ja Botaanika Instituut ning hetkel Eesti Maaülikooli Põllumajanduse- ja Keskkonnauuringute Instituut. Perspektiivseks loendusmeetodiks on saamas aerofotode kasutamine arvukushinnangute andmisel ja levikukaardite koostamisel (Groom *et al.*, 2007; Milton *et al.*, 2006).



Joonis 26. Eesti ranniku- ja avamerel tehtud lennuloendused (2006 – 2015).



Joonis 27. Eesti ranniku- ja avamerel tehtud lennuloendused (1988 – 2015).

Tihtipeale vaieldakse, et milline meetod see õige on - kas lennuk või laev. Tegelikult ei saagi sellele küsimusele üheselt vastata, sest mõlemal on nii plusse kui miinuseid. Laeva- ja lennuloenduste võrdlemisel tuleb lähtuda järgmistest teguritest:

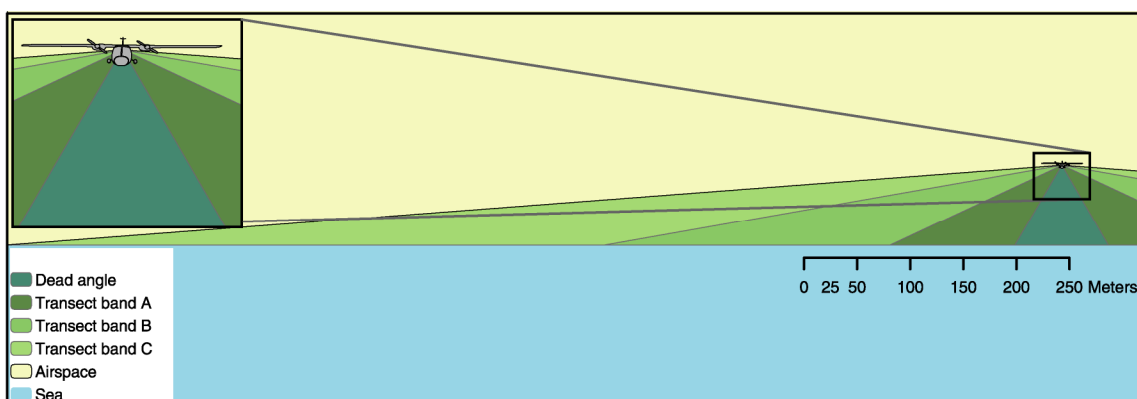
1) Laevaloendusi ei saa läbi viia madalatel merealadel, mis aga omakorda on reeglina kasutusel veelindude toitumisaladena. Sügavuslimiidiks on tavaliselt 5-10 m, mis oleneb kasutatavast laevast. Samuti on laevaloenduste läbiviimine raskendatud talvel jääkatte olemasolul, mistõttu jäävad lugemata lahvandustel peatuvad veelinnud. Eesti, mis paistab silma oma madalate merealade rohkusega, pakub lennuloendusele eeliseid laevaloenduste osas.

2) Loenduste kvaliteet. Loendustulemuste kvaliteet on kõrgem laevaloendustel, sest laev liigub kordades aeglasemalt kui lennuk, mistõttu jääb vaatlejal rohkem aega liikide määranguks ning arvukuse hindamiseks. Lennuloenduse mõningast ebatäpsust, aga kompenseerib suuremate salkade pildistamise võimalus lennukilt. Lennuloendus sobib eelkõige kergemini avastatavate liikide kiireks loendamiseks suurtel aladel (aul, vaerad, merivardid, kajakad).

3) Ajakulu ja maksumus. Lennuloendustel on soovitatav kiirus 100 sõlme e. 180 km/h. Sobivate laevade kiirus kõigub tavaliselt 10 sõlme ümber. Reaalne loendusae ühe päeva jooksul on lennuloenduste puhul ca 4-5 tundi, laevaloendustel sõltub päeva pikkusest. Sellest tulenevalt võimaldavad lennuloendused kiiresti katta suuri alasid.

6.3. Avamere lennuloenduse metoodika ja selle väljatöötamine ning täiendamine.

Loendusmetoodika aluseks on rahvusvaheliselt soovitatud standardid (Pihl & Frikke 1992, Camphuysen *et al.* 2004) ja hilisemad modifikatsioonid (Fox *et al.* 2006). Lennuloendusel osaleb enamasti 2-3 kvalifitseeritud linnuvaatlejat. Üks vaatleja paikneb lennuki vasakul ja teine paremal pardal. Kahe vaatleja ülesandeks on lindude määramine ja loendamine ning vaatluste jooksev salvestamine diktofoni. Üks pardavaatlejatest on loendusejuht, kes on vajadusel raadiosides piloodiga: täpsustab lennutrajektoori ja muude parameetrite (lennukõrgus- ja kiirus ning pöördetrajektor) vastavust planeeritule. Kolmanda vaatleja funktsiooniks on pigem loendusmetoodika omandamine (treening) või/ja linnukogumite fotografeerimine. Ühe loenduslennu kestvus on ligikaudu 4 tundi, olenedes tuule suunast ja tugevusest. Kasutatakse kahemootorilist (turvalisuse kaalutlustel) ülatiibadega (tagab takistusteta vaatevälja) lennukit (Foto 1). Soovituslik lennukiirus on 185 km/h, lennukõrgus 76 m. Lendamine kõrgemal raskendab nn. kriitiliste liikide (kaurid) avastamist ja määramist. Loendus toimub lennuki mõlemal pardal kolmel loendusribal (Joonis 28). Kolme loendusriba kasutamine võimaldab arvukuse algandmeid absoluutsete tiheduste (linde/km²) arvutamiseks statistiliselt korrigeerida (Buckland *et al.* 2001, Thomas *et al.* 2006). Loendusriba laiuse püsivaks testimiseks on vaatlejail kasutada nurgamõõtjad (SILVA, type 65).



Riba	Riba laiused (risti transektide suhtes)	Nurk horisondist
A	44 – 163	60 – 25
B	164 – 432	25 – 10
C	433 – 1000	10 – 4
(D)	(> 1000)	(< 4)

Joonis 28. Lennuloenduste loendusribade parameetrid (Petersen & Fox, 2005 järgi).



Foto 1. NEMA projekti raames kasutatud lennuk Partenavia 68 Observer Kuressaare lennuväljal (foto L.Luigujõe).

Linde määratakse ja loendatakse reeglina visuaalselt palja silmaga, kasutades vajadusel ka binoklit. Loendustulemused kantakse sekundi täpsusega diktofonile; kuna kõigil vaatlejail on kasutada GPS seadmed, siis on kellade täpsus ja sünkroonsus püsivalt tagatud. Vaatlejate diktofonide ja fotoaparaatide kellad on sünkroniseeritud GPS kellaga. GPS- i automaatse positsioneerimise intervall on 5 sekundit (rahvusvahelise soovitusena samuti 5 sekundit).

Andmetöötluse osaks on ka loendustulemuste täpsustamine loendusega paralleelselt tehtud fotode alusel. Lindude täpselt registreerimiseks fotodel kasutati MapInfo programmi (Foto 2). Konkreetset fotol on kirjuhaha kevadine rändesalk Vilsandi RP akvatooriumis, kus 500 isendilist parve visuaalselt hinnatud suurust täpsustati analüüsi käigus 710 isendile (alahinnang 29,6 %). Süstemaatiline viga lindude hindamisel suureneb kui tegemist on suuremate linnuparvedega ja see võib ulatuda 20-40% juhul kui parvedes on üle 3000 isendi (Prather, 1979). Küllalt sageli on lennuloendusel olukordi, kus mitmesaja isendilise linnuparve hindamiseks on vaatlejal aega üksnes paar sekundit. Taolises situatsioonis on hinnangud allutatud vaatleja taju võimekusele ja protsesse käsitletakse pigem inimpsüholoogia seaduspärasuste kohaselt (Tuulmets, 1990) (Foto 3).

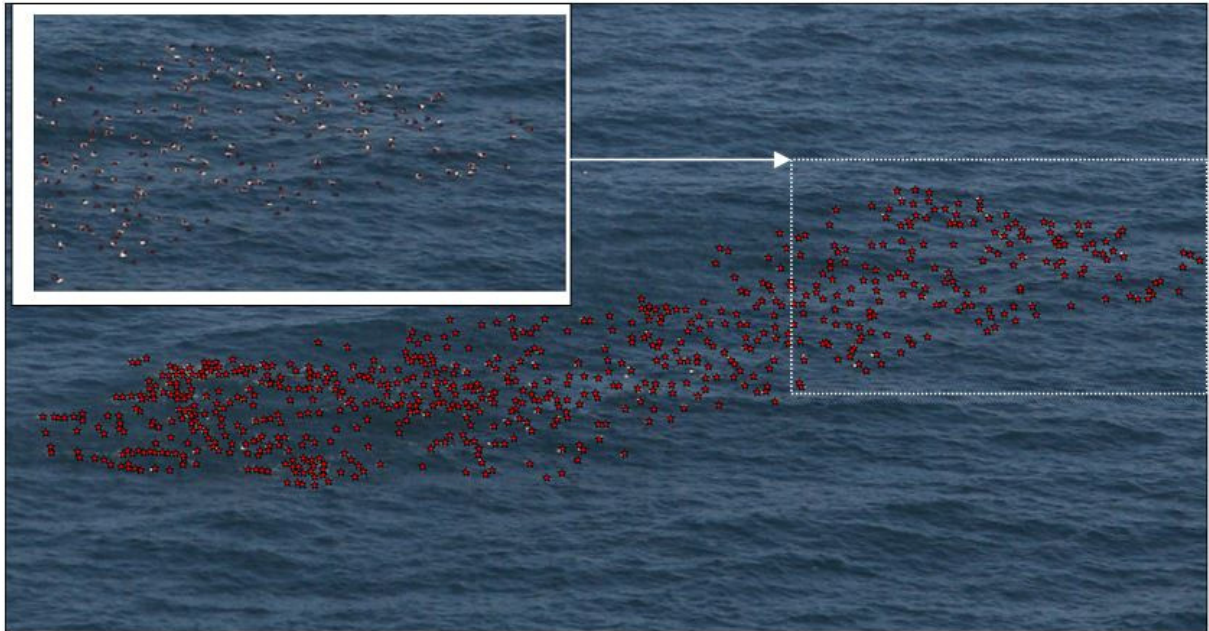


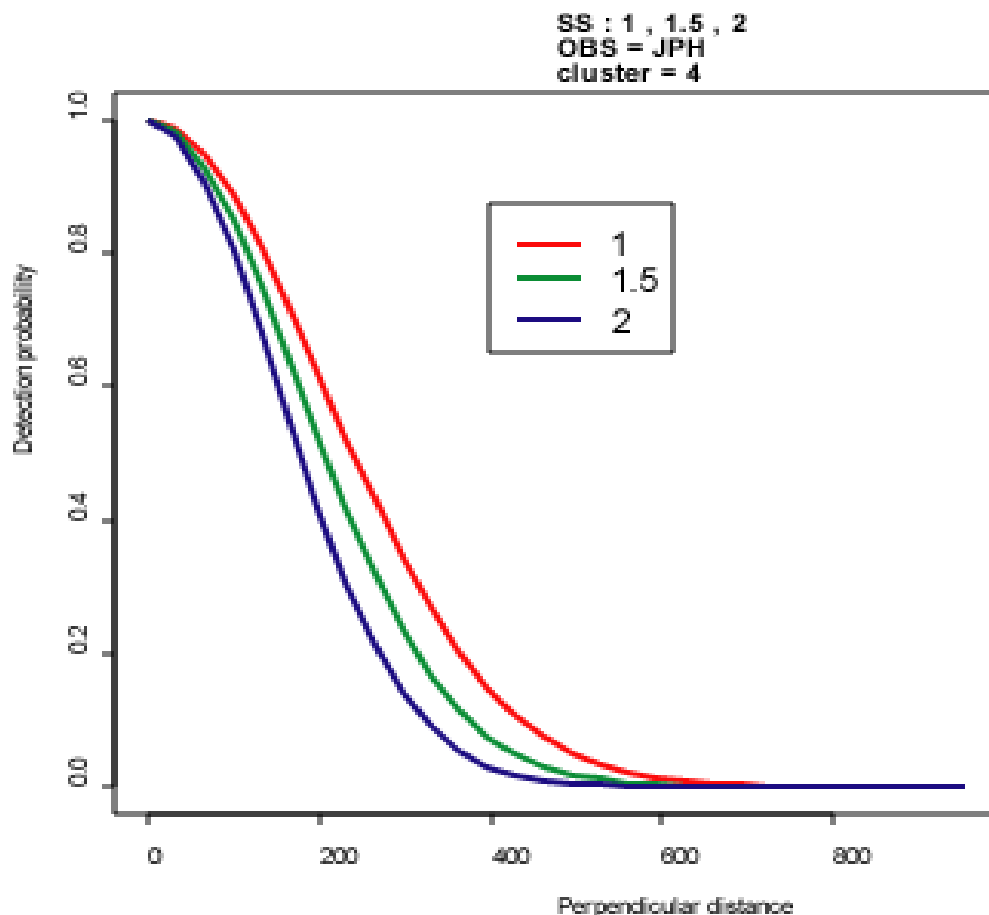
Foto 2. MapInfo programmi abil manuaalselt tähistatud linnud. Kirjuhahkade seltsing Vilsandi RP 25.04.2008 lennuloendusel (foto L. Luigujõe).



Foto 3. Aulide talvituskogum (2500 is). Osmussaarest edelas (foto A.Kuresoo).

Loendused kavandatakse selliselt, et ilmastiku poolt tingitud loenduste kvaliteedi langus oleks minimaalne. Põhitakistuseks lindude avastamisel loenduste ajal on halb nähtavus, tugev lainetus ja päikese peegeldus merelt, mis võib päiksepoolsel pardal kahandada vaatluste resultatiivsust mitmekordselt. Loenduse kvaliteedi languse vältimiseks näeb meetoodika ette mere seisundi muutuste pidevat ja täpset registreerimist Beauforti skaala alusel.

Andmetöötluse aluseks on seeria andmetabeleid, mis hilisema analüüsi käigus omavahel seotakse. Põhitabeliteks on vaatlustabel ja lennuparameetrite tabel. Täiendavalt genereeritakse veel lisatabelid, mis sisaldavad informatsiooni vaatlustingimuste muutuste kohta (mere seisund, merepeegeldused). Andmetöötluse osaks on lindude avastatavuse mudeli (detection model) genereerimine lähtudes *distance sampling* meetodist (Joonis 9). Mudel arvestab iga vaatleja võimekust linde registreerida kolmel loendusribal eraldi, võttes ühtlasi arvesse vaatleja poolt registreeritud vaatlustingimuste muutused (mere seisund, päikese peegeldused jne.).



Joonis 29. Vaatlusobjektide (lindude) avastatavuse mudel, kusjuures x-teljel on objekti distants vaatlejast (m) ja y-teljel objekti avastatavuse tõenäosus (Groom *et al.* 2007 järgi).

Distantsloendus (*distance sampling*)

Distantsloendus (*distance sampling*) on laialt kasutatav andmekogumismeetod millega kogutakse infot liikide populatsioonide suuruse kohta. Distantsloendusel kogutud andmed võimaldavad hinnata isendite asustihedust ning prognoosida populatsiooni arvukuse hinnangut. Distantsloendusmeetodid jagunevad 1) joonloendusteks (*line transect sampling*) ja 2) punktloendusteks (*point transect sampling*).

Idealiseeritud juhul avaldub asustustihedus tegelike isendite arvu n ja tegelikult läbitud pindala a jagatisega.

$$D = n / a$$

Praktikas on nii, et ideaalset loendust pole võimalik saavutada (st loendaja avastab temast kaugemal asuvad isendeid vähem tõenäoliselt kui tema vahetus läheduses asuvaid isendeid). Näiteks joonloenduse puhul väheneb isendite avastamise tõenäosus isendi kaugusest loendaja liikumistrajektorist e loendusrajast. Mida kaugemal on isend, seda ebatõenäolisem on kontakti aset leidmine vaatleja ja liigi isendi vahel.

Et hinnata läbitud ala ja veenduda, et leitakse kõik isendid, siis lahendusena kasutatakse fikseeritud loendusribaga loendamist (näiteks laiusega $2w$). See tähendab, et loendatakse ainult

need kontaktid, mis arvatakse avastatavat alalt, kust loendaja suudab tuvastada 100% kontaktidest. Kuid ka fikseeritud loendusriba hoidmine on merel või maastikul liikudes on küllaltki tülikas.

Kokkuvõtvalt, läbiuuritud pindala a ei saa hinnata konstantse loendusriba laiuse w põhjal ning ka tegelik isendite arv n kujuneb avastatavuse tõttu alahinnanguks. Edasine D hindamine taandub praktikas kontaktide avastamiskauguse jaotuse abil.

Praktikas mõõdetakse distantsloendusel isendi(te) lendu tõusu kaugust (radiaalkaugus e , ρ) ning suunanurka (h) või ristkaugust r või kaugusvahemikku. Ristkauguste jaotus näitabki tegelikult seda, kuidas väheneb rajajoonest eemaldudes isendite avastamise tõenäosus.

Ristkauguste jaotuse normeerimisel saame sisuliselt tõenäosustiheduse, mida hindame funktsiooniga P . P avaldatakse läbi avastamisfunktsiooni $f(r)$ (*detection function*), mis kirjeldab tõenäosustiheduse ja avastamiskauguse r vahelist sõltuvust.

$$P = \int f(r) dr / w \quad (r = 0..w)$$

Avastamisfunktsiooni lähenditena on kasutusel mitmeid, kuid praktikas on levinuim pool-Gaussi funktsioon e h-norm (*half-normal*) ja nn h-rate (*hazard-rate*) funktsioon.

Distantsloenduse puhul kehtivad mõned olulised eeldused: 1) rajal avastatakse kõik isendid, ehk $f(0) = 1$; 2) isendid avastatakse nende esimeses asukohas; 3) kaugused määratakse täpselt; 4) erinevate isendite avastamise sündmused on sõltumatud.

Saadud avastamisfunktsiooni hinnang võimaldab meil korrigeerida loendusosalal loetud isendite arvu kogu uurimisalal tõenäoliselt esinevate isendite arvuks. Avastamisfunktsiooni juures on võimalik arvesse võtta vaatlusega seotud erinevaid kovariaate nagu loendaja, nähtavus, jm. Praktikas on nii, et mingite lokaalpiirkondade laus-loenduste puhul ei saa eeldada, et transektid on valitud kohaliku populatsiooni ruumilise paiknemise suhtes juhuslikult. Lisaks on ilmne, et tulenevalt elupaiga suurest heterogeensusest võib ka populatsiooni ruumiline paiknemine liigi elupaiganõudlusest tingituna olla väga ebaühtlane. Seetõttu annavad avastamisfunktsioonil põhinevad arvukushinnangud väga heterogeensetes elupaikades ja suure klasterdumisega populatsioonides suuri ülehinnanguid. Selle kohandamiseks on välja töötatud meetod, mis kasutades elupaika kirjeldavaid kaardiandmeid võimaldavad additiivsete mudelite abil eelnimetatud faktoritest tingitud ülehinnanguid tasandada.

Tiheduspindade modelleerimine (density surface modeling)

Arusaama populatsiooni kohta saab tunduvalt parandada modelleerides selle ruumis jaotumist funktsioonina elupaigatunnustest (keskkonnamuutujad). Sellised mudeleid saab kasutada seoste uurimisel leviku ja elupaigatunnustega ning samuti usaldusväärselt hinnata arvukust ja luua levikukaarte. Üheks selliseks meetodiks on tiheduspinnamudel (Miller *et al* 2013). Tiheduspinnamudel koosneb arvukuse ja elupaigatunnuste vahelisest ruumilisest mudelist, kus arvukust korrigeeritakse distantsloendusandmete põhjal hinnatud avastamisfunktsiooniga.

Tiheduspinna mudeldamisel kasutatakse üldist additiivset segamudelit (Wood, 2011) ehk GAM-i (ik *Generalized Additive Model*). Mudeli andmeühikuks on lennuloendustransekti 500 m pikkune lõik ehk segment. Segmentid ühtivad tunusrastrate pikslivõrguga so üks segment jääb ühe rasti piksli ülatusse. Mudeli prognoositavaks tunnuseks on tegeliku asustustiheduse hinnang. Tegeliku asustustiheduse hinnang D leitakse tegeliku isendite arvu hinnangust

segmentis N_i , jagades see efektiivse pindalaga, mis avaldub kahekordse efektiivse poolriba laiuse ($2 \times w$) ja segmenti pikkuse (L) korrutisega $S_i = 2 \times L \times w$. Efektiivne poolriba laius saadakse avastamisfunktsiooni lähendist. Kui segmentis loendati c_i parve, siis tegeliku isendite arvu hinannng segmentis N_i avaldub läbi parve suuruse n_{ij} ja parve avastamistõenäosuse p_{ij} .

$$N_i = \sum_j n_{ij} / p_{ij} \quad (j=1..c_i)$$

Mudeldamise lõpp-produktiks on asustustiheduse rasterkaart. Täpsemalt kolm rasterkihti, mille piksli suurus kirjeldab: 1) tiheduse keskväärtust; 2) tiheduse alumist usalduspiiri; 3) tiheduse ülemist usalduspiiri. Viimased kaks võib arvutada asustustiheduse ruumimudeli standardvea hinanngu põhjal vastavalt prognoosi keskväärtus $\pm 1.96 \times SE$. Sel juhul tuleb silmas pidada, et see usaldusvahemik sisaldab ainult GAM-mudeli viga. Korrektnne on usaldusvahemik, mis sisaldab nii GAM-mudeli viga kui ka distantismudeli (avastamisfunktsiooni lähend) viga (Williams *et al* 2011).

6.4. Avamere laevaloenduste metoodika ja selle kasutamine Eesti merealadel

Eestis kasutatav laevaloenduste metoodika on välja töötatud taani ornitoloogide poolt, kellel on selles osas suured kogemused (Durinck, 2005). Üheks väga oluliseks teguriks on sobiva laeva leidmine kusjuures üheks oluliseks nõudeks on sobiva vaatluskoha olemasolu laeval. See peab olema kõrgusel kus vaatleja silmad asuva ca 5 m kõrgusel merepinnast (Foto 4). Kindlasti peab olema loenduskoht tuulevarjus. Olenevalt laevast ja meeskonnast on tavaliselt võimalik loenduse läbiviimine kas 5 või 10 meetri sügavusjooneni. Esimene variant on äärmiselt soovitatav, kuid tihti peale ei võimalda seda laeva süvis. Soovitatav laeva kiirus varieerub teatud määral erinevates juhendites, kuid sisaldab enamasti vahemikku 7 – 15 sõlme. Sobiva suurusjärguga laevade kiirus jääb tavaliselt sellesse vahemikku ning täiendavaid piiranguid ei sea. Pikemate loenduste puhul on oluline ööbimisvõimaluse olemasolu laeval. Laevade aeglust arvestades on lühemate loenduste korral sageli määravaks laeva kodusadama kaugus loendusala.



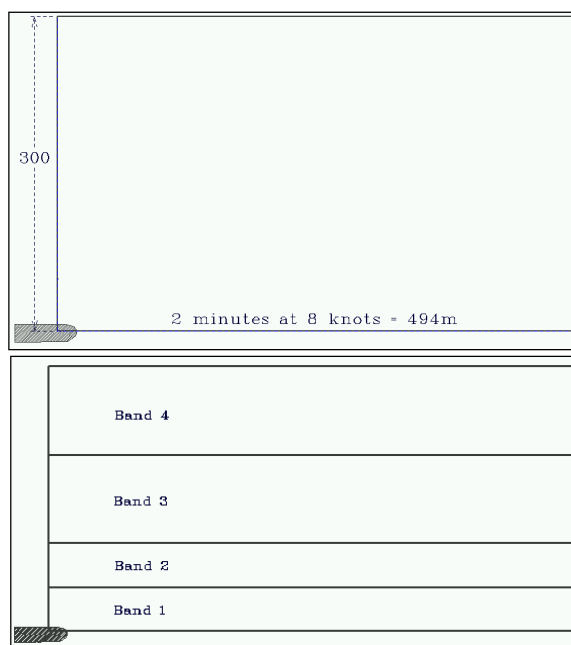
Foto 5. Eesti vetes linnuloendusteks kasutatud laev „Arabella“ (foto: ruhnlane.blogspot.com).

Loendusmarsruudi planeerimisel on otstarbekas alustada uuritava ala piiritlemisest sügavuste järgi. Rannikupoelse piiri (5 või 10 m sügavusjoon) määravad laeva võimalused. Teise piiri määramine sõltub loenduse eesmärkidest; peatuvate veelindude loendamiseks tuleks kasutada minimaalselt 20 ja soovitatavalt 50 m sügavusjoont. Valitud sügavusvahemikus tuleks loendusmarsruut orienteerida sügavusjoontega risti. Suurte alade uurimisel on soovitatud aja kokkuhoiu huvides kasutada siksaki kujulist marsruuti, täpsemate uuringute korral paralleelsetest lõikudest koosnevat marsruuti. Viimaste puhul on lõikude vahemaaks soovitatud 3 - 4 km (Balti Keskkonnafoorum, 2009). Lainetus loenduse ajal ei tohiks olla üle 4 balli Beauforti järgi (tuule kiirus üle 8 m/s) ja nähtavus alla 2 km (Kuus *et al*, 2010).

Linde loendatakse marsruudi ühel või mõlemal küljel. Kuna Eestis on olnud siiani vaatlejate nappus, siis kasutatakse meil ühelt küljelt loendamist, see teeb kokku 3-4 inimest. Loendus marsruudi ühel küljel võimaldab ka vähendada loendust segavate tingimuste (näiteks päikese peegeldus) mõju tulemustele.

Peatuvad veelinnud registreeritakse teatud marsruudi lõikude kaupa, mis vastab lõigule, mille laev läbib 2 minuti jooksul (Joonis 30). Kirja pannakse linnuliik, arvukus, lindude käitumine ja loendusriba (0-50, 50-100, 100-200, 200-300 m või väljaspool). Märkustesse lisatakse muud andmed nagu lennu-suund ja vanus. Tulemuste märkimisel kasutatakse spetsiaalset loendusankeeti (lisa 2). Koordinaadid fikseeritakse GPS-seadme abil. Loenduse ajal kasutatakse binoklit lindude otsimiseks, tagamaks nende õigeaegset avastamist laeva ees enne lendu tõusu või sukeldumist.

Lendavate lindude loendamisel kasutatakse nn „snapshot'i” meetodit. Kõik 300 m laiuses loendusribas lendavad linnud loendatakse korraga ajavahemike järel, mis vastavad laeva poolt ligikaudse loendamiskauguse (1000 m) läbimiseks kuluvale ajale. Vahepeal vaadeldud lendavad linnud loetakse alati väljaspool loendusriba olevateks.



Joonis 30. Loendusriba lõigud (ülal; näide kiirudega 8 sõlme liikuvast laevast) ja osad (all; 1 = 0-50m; 2 = 50-100m; 3 = 100-200m; 4 = 200-300m) laevaloendustel (Durinck, 2005)

Merelindude loendustulemused on käesoleval ajal koondatud kahte andmebaasi: Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudis asuvasse lennuloenduste andmebaasi ning Eesti Ornitoloogiaühingus asuvasse laevaloenduste andmebaasi. Tõenäoliselt on senine loendustega tegelevates organisatsioonides asuvatel andmebaasidel põhinev süsteem otstarbekas ka tulevikus. Laevaloenduste andmebaas näitena on loodud programmis *Microsoft Office Access*. Andmebaas sisaldab kaks põhitabelit. Ühes tabelis sisalduvad andmed marsruutide kohta (aeg, koordinaadid, laeva kiirus, vaatlustingimused, laeva ja vaatlejate nimed), teises loendatud lindude kohta (aeg, liik, arvukus, loendusriba, käitumine). Tabelid on omavahel seotud vaatlusaja kaudu. Lisaks sisaldab andmebaas abistavaid tabeleid ja päringuid, mis hõlbustavad marsruudi kohta käivate andmete sisestamist ning võimaldavad teostada esmast andmetöötlust ja valmistada andmeid ette muudes programmides kasutamiseks.

Marsruutloenduste andmetöötluse puhul uuritakse ala kogupindalast vaid teatud osa, mille pindala võrdub marsruudi pikkuse ja loendusriba laiuse korrutisega. Läbiuuritud alal e. loendusribal püütakse loendada maksimum arv seal viibivaid linde ning seejärel püütakse ekstrapoleerida lindude koguarv uuritaval alal.

Loendatud lindude arv on reeglina väiksem tegelikust lindude arvust loendusribas. Lindude koguarvu leidmisel tuleks arvestada nende avastatavust (loendatud lindude suhet tegelikku lindude arvu loendusribas). Tegelik lindude arv loendusribas on teadmata. Avastatavuse leidmiseks eeldatakse, et marsruudi joonel loendatakse kõik esinevad linnud ning lindude avastatavus väheneb vastavalt kauguse suurenemisele marsruudi joonest. Loenduse ajal jagatakse loendusriba omakorda kitsamateks osadeks. Saadud erinevusi loendusriba osade vahel kasutatakse lindude avastatavuse leidmiseks.

Eelistatud meetodiks lindude koguarvu leidmiseks on sageli nimetatud „distance sampling” (McSorley *et al.*, 2005; Camphuysen *et al.*, 2004; Balti Keskkonnafoorum, 2009). Nimetatud meetodi puhul püütakse leida funktsioon, mis kirjeldab avastatavuse vähenemist kauguse suurenemisel marsruudi joonest. Saadud funktsiooni kaudu leitakse suurused, mida kasutatakse avastatavuse arvestamiseks asustustiheduste ja arvukuste leidmisel (Buckland *et al.*, 1993; Thomas *et al.*, 2002). Meetod võimaldab leida ka arvukuse vahemikhinnangud, kuid saadud vahemikud on enamasti väga suured. Meetodi rakendamiseks saab kasutada vabavaralist programmi Distance 5.0 (Thomas *et al.*, 2006). Meetod nõuab teatud hulga algandmete olemasolu (soovitavalt vähemalt 50 loendusriba lõigu kohta, kus konkreetne liik esines) ja on kasutatav ainult suurte alade ning kõige arvukamate liikide puhul. Eestis on meetodit kasutatud Gretagrundi madaliku uurimistulemuste töötlemisel (Kuus & Martinson, 2009).

Juhul kui „distance sampling” pole rakendatav, saab lindude koguarvu leida ekstrapoleerimise teel. Võimalik on ekstrapoleerida üldist asustustihedust või loendusriba lõikude keskmist asustustihedust. Loendustulemustena saadud andmed ei ole normaaljaotusega, seetõttu soovitatakse kasutada esimest meetodit (McSorley *et al.*, 2005). Lindude koguarv alal võrdub ekstrapoleerimisel üldise asustustiheduse järgi ala kogupindala korda loendusribas loendatud lindude arv jagatud loendusriba pindalaga.

Avastatavuse arvestamiseks ekstrapoleerimisel on erinevaid võimalusi. Mõnedes töödes (näit. Webb *et al.*, 2009) on ekstrapoleerimisel kasutatud ainult loendusriba lähima osa andmeid. Sarnast meetodit on kasutatud Eestis lennuloenduste puhul, võttes enamuse avamerel peatuvate liikide puhul koguarvu leidmisel aluseks ainult põhiribas loendatud lindude arvu (Kuresoo *jt.*, 2009). Selline meetod toob kaasa analüüsil kasutatavate algandmete hulga vähenemise, mis võib olla oluline laevaloendustel, kus marsruudid ei saa kulgeda otse üle madalike.

Teine võimalus on leida parandustegur ning korrutada sellega esialgse ekstrapoleerimise tulemused. Lihtsa parandusteguri leidmiseks tuleb loendusriba lähemas osas loendatud lindude arv korrutada kogu loendusriba ja selle lähima osa laiuste suhtega ning jagada tulemus kogu loendusribas loendatud lindude arvuga. Parandustegur on liigispetsiifiline ja sõltub vaatlustingimustest ning tõenäoliselt ka loendajatest. Probleemne võib olla, milliste andmete põhjal arvutatud parandustegurit kasutada (Durinck, 2005). Eestis aastatel 2007 – 2009 läbi viidud laevaloenduste andmete põhjal arvutatud üldised parandustegurid jäid piiridesse 1,1 (väikekajakas) kuni 2,2 (rohukoskel; projekti ESTMAR avaldamata tulemused).

Väärrib mainimist, et andmetöötlusmeetodid võimaldavad leida alal korruga peatuvate lindude arvu. Rändeperioodi või aasta jooksul peatuvate lindude tegelik arv on veelgi suurem peatuvate lindude vahetumise tõttu.

Lisaks lindude koguarvu leidmisele võib osutada vajalikuks lindude leviku täpsustamine kogu uuritava ala ulatuses. Tegemist on ühe sagedasema ruumiantmete ülesandega: kuidas leida, kasutades piiratud hulgas vaatluspunktides saadud väärtusi (käesoleval juhul lindude asustustihedusi loendusriba lõikudes), uuritava nähtuse väärtusi teistes, tulempunktides, kus vaatlusi pole tehtud (asustustihedusi loendusribade vahelisel alal). Selleks kasutatavaid meetodeid nimetatakse ruumilise interpolatsiooni meetoditeks (Roosaare, 2005). Üheks levinuimaks interpolatsioonimeetodiks on nn. tavakriging – otsitava väärtuse hinnang tulempunktides leitakse lähikonna punktide kaalutud keskmisena, lähtudes vajalike parameetrite (kaalude jaotus, interpoleerimisakna suurus) määramisel variogrammist (funktsiooni graafik, mis iseloomustab väärtuse muutumist sõltuvalt punktide vahelisest kaugusest). Peamiseks probleemiks on see, et tavakriging eeldab väärtuste normaaljaotust. Merelinnuloenduste tulemustes esinevad aga vähesed kõrged asustustiheduse väärtused ning suur hulk 0-väärtusi (loendusriba lõikudes, kus liik puudus). Tulemuseks on asustustiheduse ülehindamine aladel, kus liik puudub, ning alahindamine kõrge asustustihedusega aladel. Lahendusena on välja pakutud algandmete logaritmimeetodit ning tavakrigingu kombineerimist nn. indikaatorkriginguga (McSorley et al., 2005).

Interpolatsioonimeetodite rakendamiseks on praegu kasutatav programm Surfer 8 (Golden Software, 2002). Probleemaatiline on interpoleerimisel saadavate tulemuste edasine töötlemine. Eestis merelindude loendamise tegelavates organisatsioonides kasutusel olev kaardiprogramm MapInfo on mõeldud eelkõige töötamiseks vektorkaartidega ega paku erilisi võimalusi rasterkaartide osas. Vajalik oleks kas MapInfo laienduse Vertical Mapper või ESRI ArcGIS omandamine. Arvestades ArcGIS laia levikut teistes riikides oleks see eelistatavaks variandiks.

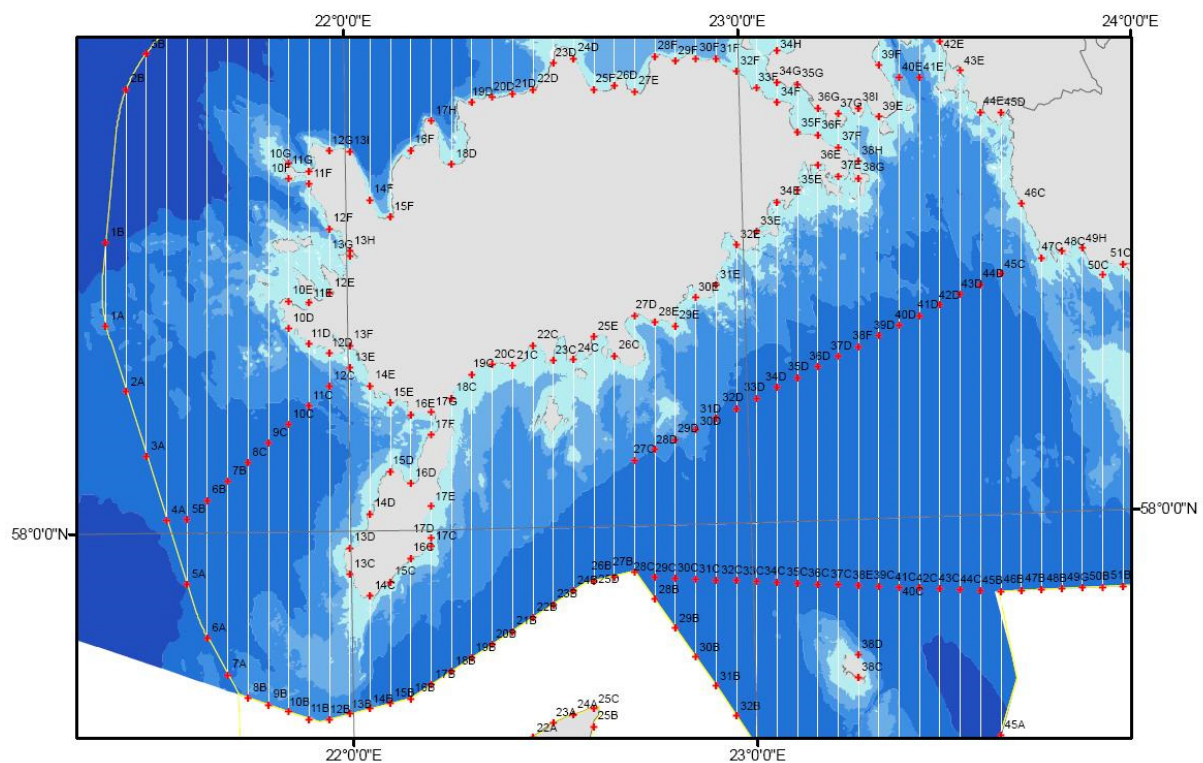
Perspektiivseks meetodiks leviku hindamisel võib olla ruumiline modelleerimine, kasutades seoseid lindude asustustiheduse ning keskkonnatingimuste vahel. Sellised meetodid vajaksid siiski alles väljatöötamist ning pole veel igapäevases praktikas kasutatavad.

7. Seirekava koostamine

Nagu eelpool mainitud on merealade inventeerimiseks ja seire teostamiseks kaks moodust e. meetodikat – laevaloendus ja lennuloendus. Laevaloendusi saab kasutada väiksemate alade loendamisel, mis pole väga ulatuslikud ja ei võta seetõttu palju aega. Samuti on laevaloendused sobivamad järelseirete tegemisel, kuna lennuki tellimine sellistel väikestel juhtudel pole otstarbekas. Samas pole kogu Eesti rannikumerd hõlmavaid loendusi võimalik laevaga teha, kuna

see on äärmiselt ajakulukas ning kallis. Selleks on sobilikum jälle lennuk, mis võimaldab lühikese ajaga katta väga suuri alasid, olles seetõttu üks odavam moodus taolise töö läbiviimiseks.

Merelindude inventeerimiseks ja seireks lennukilt kasutatakse enamasti transekte vahekaugusega 2-6 km. Transektide küllaldane distants võimaldab vältida pagevate veelindude topeltloendamist. Eesti meretranssektide konstrueerimisel võeti kasutusele enamlevinud (optimaalne) transektide vahekaugus 3 km. Lähtudes uurimistöö eesmärkidest või mere sügavusest, võib kasutada ka 6 km transekti vahekaugust. Meretranssektide alusvõrgustik kogu Eesti territoriaalmere ulatuses (Joonisel 31 fragment lennutranssektidest) konstrueeriti koostöös Arhuse Ülikooli (Loomaökoloogia ja elurikkuse osakond, endine NERI) merelindude spetsialisti Ib Krag Peterseniga 2009.a. Silmas pidades edasist piirialade koostööd Läti uurijatega, hõlmavad transektid ka kogu Kura kurku ja Liivi lahte. Transektide alusvõrgustik on rakendatav ka mereelustiku seires laiemalt (hülged).



Joonis 31. Eesti elustiku meretranssektide alusvõrgustik (3 km samm): Saaremaa ja Liivi lahe akvaatorium

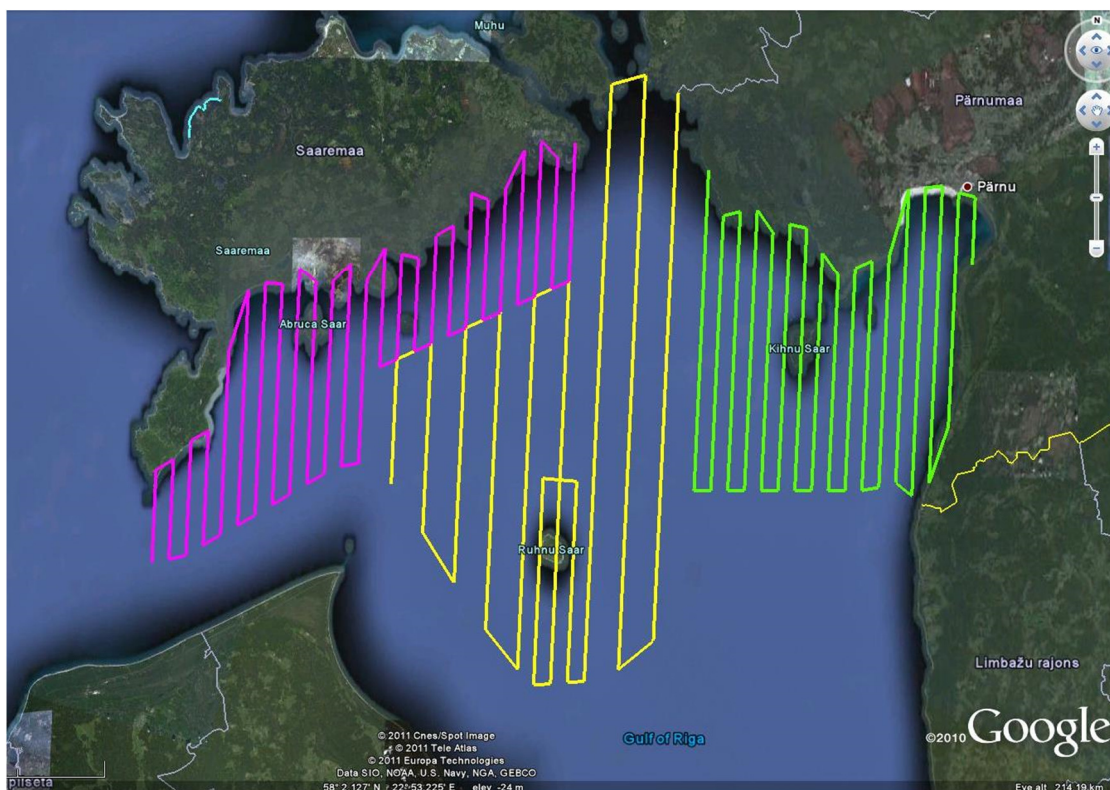
Lennuloenduste transektide konstrueerimisel peab silmas pidama kahte aspekti – eelistatavalt peavad need paiknema sügavusgradiendiga risti, samas on väga oluline nende N-S suunaline orienteeritus. Viimane aspekt on isegi määravam, sest kui transekt kulgeks W-E sihis, siis võib päikese peegeldus veest päikesepoolsel pardal loendust märkimisväärselt segada. N-S suunalise transektide puhul on oluline loendus läbi viia perioodil, mil päike jääb lennuki varju (optimaalne loendusaeg 10.00-14.00 vahemikus).

Praktilises seiretöös on oluline transektide võrku optimeerida, enamasti tingituna olemasolevatest ressurssidest. Nii näiteks on Liivi lahe inventeerimisel 2011-2012 projekti Eesti-

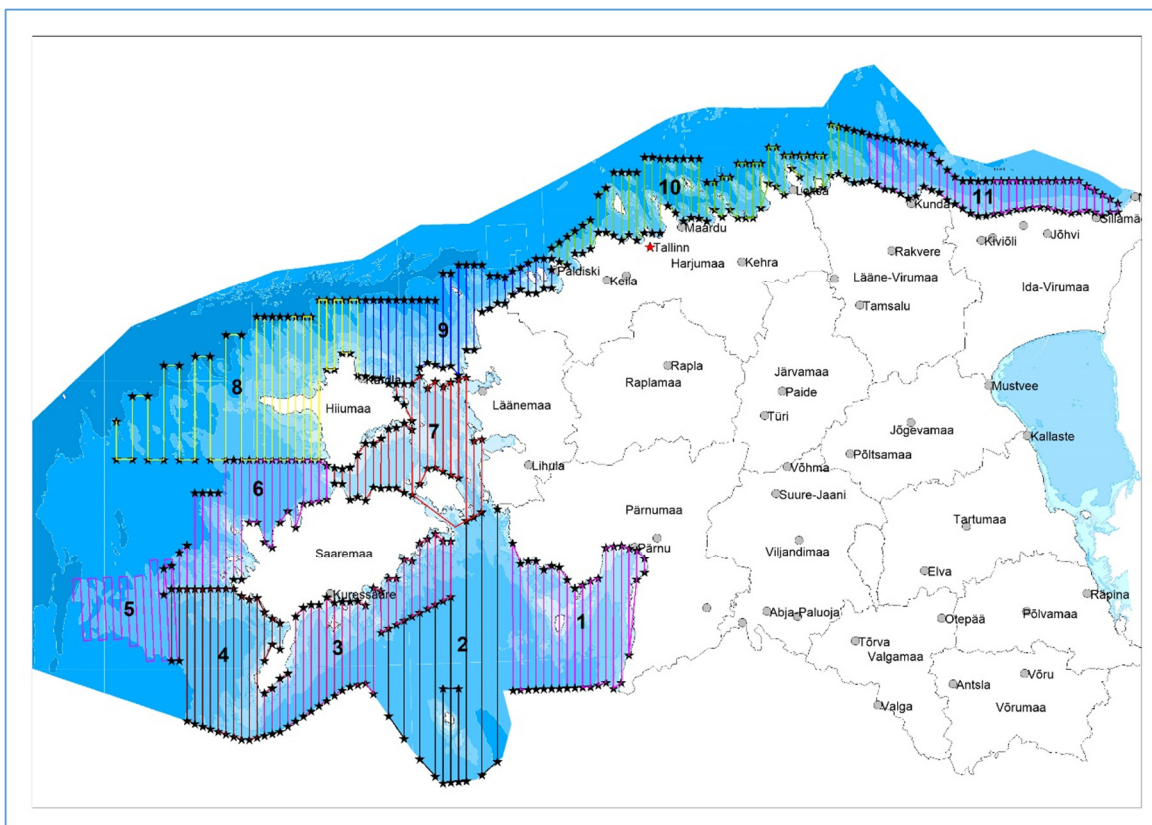
Läti programmi projekti GORWIND raamides kasutusel valdavalt 3 km vahekaugusega transektid (meremadalad) ja sügavamates osades 6 km vahekaugusega transektid (Joonis 32).

Avamere merelindude seire püsivarsruutide võrgustiku (vaatluslennud) konstrueerimisel lähtuti seni läbiviidud pilootuuringute ja projektide kogemustest ja avamere elustiku alusvõrgustikust. Täiendavalt arvestati meresügavuste jaotumust (battu-meetria), olemasolevate hoiualade paiknemist, optimaalset päevase loendusmarsruudi pikkust (3-4 tundi, vt meetodika). Sellest tulenevalt jaguneb Eesti rannikumeri 11 seirealaks (Joonis 33). Iga seireala katmiseks lennukiga kulub 4-5 tundi, st üks päev, kokku 11 päeva kogu Eesti kohta.

Kuna pole mingit vajadust (samas on see ka väga kallis) katta kõiki alasid iga-aastaselt, siis töötati välja kaks varianti seirekavasid. Esimene lähtub sesoonidest (Tabel 3) ning teine on alapõhine (Tabel 4). Esimese puhul kaetakse kogu Eesti rannikumeri ühel sesoonil 4 aastasse sammuga. Sellisel juhul võib olla lennukirendi maksumus pisut odavam, kuna pole vaja teha arvukaid transferende kodulennuväljalt uurimisalale. Teise variandi puhul saab aga parema ülevaate alade kohta, kuna loendused aladel toimuvad ühe aasta jooksul. Selle variandi puhul kaetakse 3-4 ala aastas ning iga 4 aasta tagant tehakse talvine loendus, mis hõlmab kogu Eesti rannikumerd (Tabel.). Lennuloenduste esialgsest maksumusest annab ülevaate tabel 5. Eelarve sisaldab kõiki kulusid. Vajadusel saab kulusid oluliselt ka optimeerida muutes tarnsektide vahekaugusi.



Joonis 32. Liivi lahe merelindude inventeerimiseks kasutusel olevad lennumarsruudid 2011- 2012 (GORWIND). Erinevate värvidega on tähistatud ühe loendusega (4-4,5 lennutundi) inventeeritavad alad.



Joonis 33. Veelindude seirealade planeering Eesti merealal (1 ala = 1 päev), juhul kui on lähtunud lennuloendustest.

Tabel 3. Sesonipõhine seirekava

	Ala	I aasta		II aasta		III aasta		IV aasta	
		kevad		suvi		sügis		talv	
		kuud	IV-V	VII-VIII	X-XI	I-II			
1	Pärnu	x	x	x	x	x	x	x	x
2	Ruhnu	x	x	x	x	x	x	x	x
3	Kuressaare	x	x	x	x	x	x	x	x
4	Sõrve	x	x	x	x	x	x	x	x
5	Vilsandi	x	x	x	x	x	x	x	x
6	Väinameri	x	x	x	x	x	x	x	x
7	Kõpu	x	x	x	x	x	x	x	x
8	Paldiski	x	x	x	x	x	x	x	x
9	Tallinn	x	x	x	x	x	x	x	x
10	Viru	x	x	x	x	x	x	x	x
11	Saaremaa	x	x	x	x	x	x	x	x

Tabel 4. Alapõhine seirekava

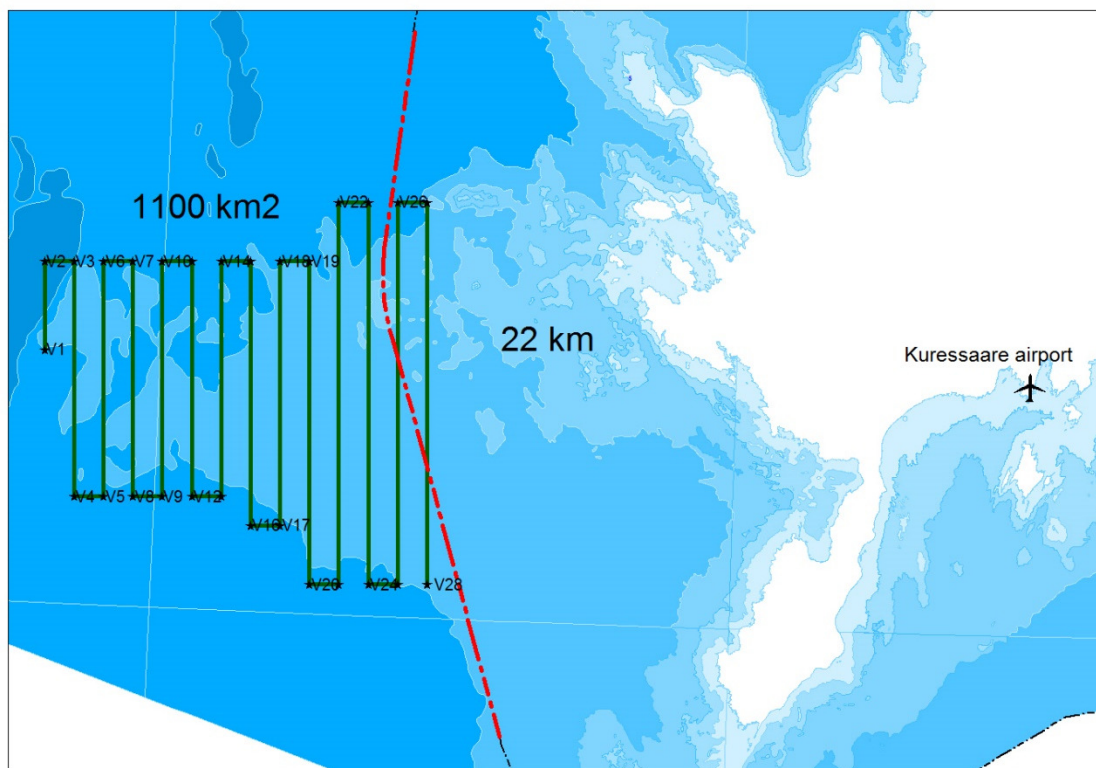
	Ala	I aasta			II aasta			III aasta			IV aasta
		kevad	suvi	sügis	kevad	suvi	sügis	kevad	suvi	sügis	talv
	kuud	IV-V	VII-VIII	X-XI	IV-V	VII-VIII	X-XI	IV-V	VII-VIII	X-XI	I-II
1	Pärnu	x	x	x							x
2	Ruhnu	x	x	x							x
3	Kuressaare	x	x	x							x
4	Sõrve	x	x	x							x
5	Vilsandi				x	x	x				x
6	Väinameri				x	x	x				x
7	Kõpu				x	x	x				x
8	Paldiski							x	x	x	x
9	Tallinn							x	x	x	x
10	Viru							x	x	x	x
11	Saaremaa							x	x	x	x

Tabel 5. Eesti mereala lennuloenduse maksumus eurodes.

Ala nr.	Ala nimi	transekti pikkus (km)	lend alal /tundi	lend kokku /tundi	lennu maksumus /eur	kogumaksumus /eur
1	Pärnu	855	4,6	5,6	4480	5846
2	Ruhnu	705	3,8	4,8	3840	5003
3	Kuressaare	793	4,3	5,3	4240	5498
4	Sõrve	685	3,7	4,7	3760	4891
5	Vilsandi	665	3,6	4,6	3680	4778
6	Väinameri	665	3,6	4,6	3680	4778
7	Kõpu	1030	5,6	6,6	5280	6830
8	Paldiski	665	3,6	4,6	3680	4778
9	Tallinn	855	4,6	5,6	4480	5846
10	Viru	525	2,8	3,8	3040	3991
11	Saaremaa	500	2,7	3,7	2960	3900
Kokku		7443	40,2	50,2	43120	56139
Kokku käibemaksuga						67367

8. Eesti majandusvööndi merealal loendatud veelindude inventuur

Eesti mereosa pindala on 36 261 km², sellest territoriaalmere pindala 24 951 km² ja majandusvööndi pindala 11 310 km². Varasemad veelinnuloendused on kõik toimunud territoriaalmere piires ning majandusvööndis toimuvast polnud mingit ettekujutust. Esimest korda avanes võimalus liikuda edasi, rannikust kaugemale – majandusvööndisse, NEMA projekti raames. Kuna Eesti majandusvööndi meri on suures osas üle 50 meetri sügav ning pole seetõttu põhjast toituvatele veelindudele sobiv, siis langes valik madalamale alale, mis asub Saaremaast ca 20 km läänes (Joonis 34), kus mere sügavuseks on 10 – 40 m. Uurimisala suuruseks oli 1100 km², loendustransekti pikkuseks 465 km. Loendused viidi läbi kõigil nelja aastaajal – kevadel (16.05.2015), suvel (14.08.2015), sügisel (29.11.2014) ja talvel (04.02.2015), eesmärgiga katta ära nii kevad- kui sügisrände aegne periood ning ka sulgimine ja talvitamine. Kõikide arvukamate liikide puhul tehti arvukushinnangud ja arvukusmodelite prognooskaardid, mille piksli suuruseks on 500x500m.

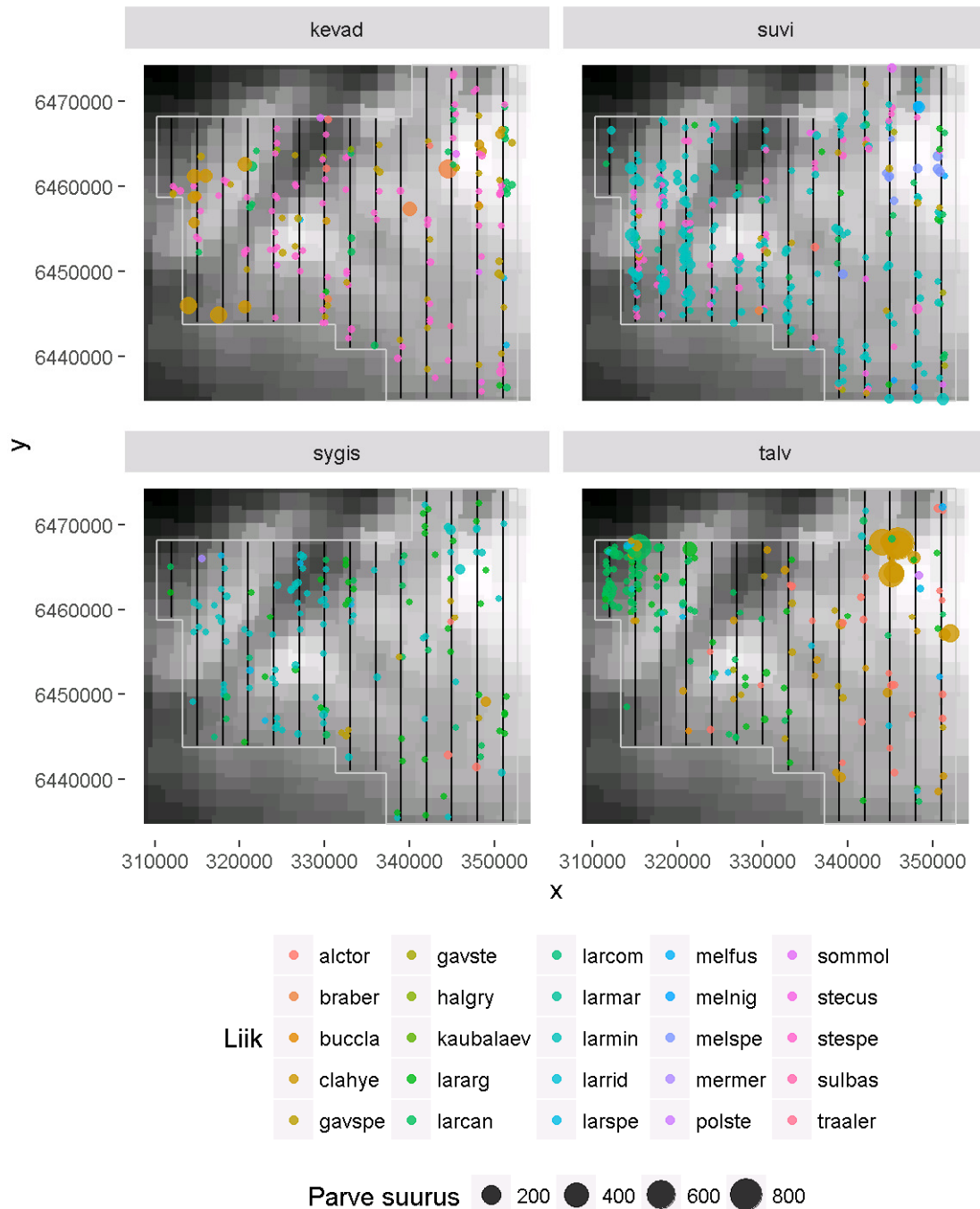


Joonis 34. NEMA projektialal, kus viidi läbi avamerelinnustiku loendusi 2014-2015.a.

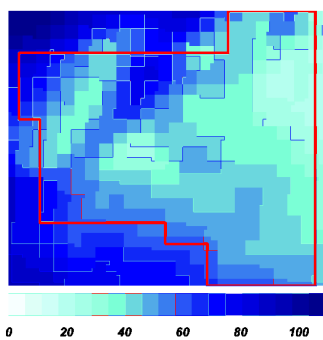
8.1. Andmetöötlus

Arvutused viidi läbi R 3.2.3 laienduse **Distance** (Miller 2015) ja **dsm** (Miller *et al* 2015) abil. Põhiline andmetöötlus seisneb algandmete tabelite korrastamises ja ühtlustamises. Peale andmete ühtlustamist koondati need ühtse struktuuriga andmetabelisse, mille formaat määrati R laienduse **dsm** vastavate funktsioonide sisendite põhjal.

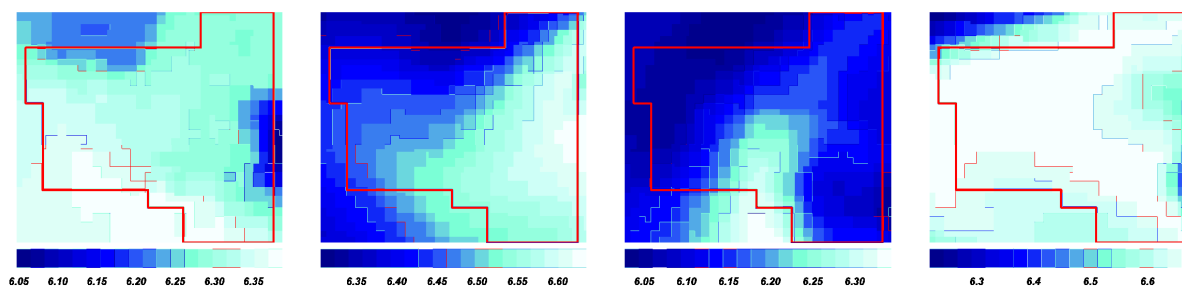
Ruumiandmete ettevalmistamine seisnes aastaaja loenduse kohta vastavate keskkonnatunnuste allalaadimises CMEMS (Copernicus Marine Environment Monitoring Service), interaktiivsest andmekataloogist (<http://marine.copernicus.eu/>). Allalaaditud NetCDF failidest eraldati iga loenduse kohta kehtiv (alguskellaaja tunni täpsusega) komplekt tunnusrastreid (soolsus, temperatuur, klorofüll, hoovused, jne). Neid kasutati hiljem asustustiheduse pinna mudeldamisel. Allolevatel joonistel on ülevaade kasutatud keskkonnatunnuste rasterkihtidest koos värviskaaladega (Joonis 35-41).



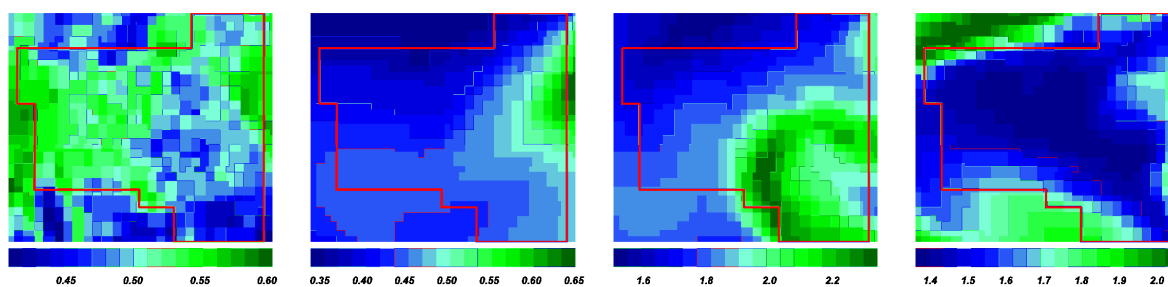
Joonis 35. Loendusel registreeritud linnuparved ja nende suurus visualiseeritud lennutransektide (mustad jooned) suhtes. Taustaks on meresügavus: tumedam on sügavam, heledad alad on madalikud.



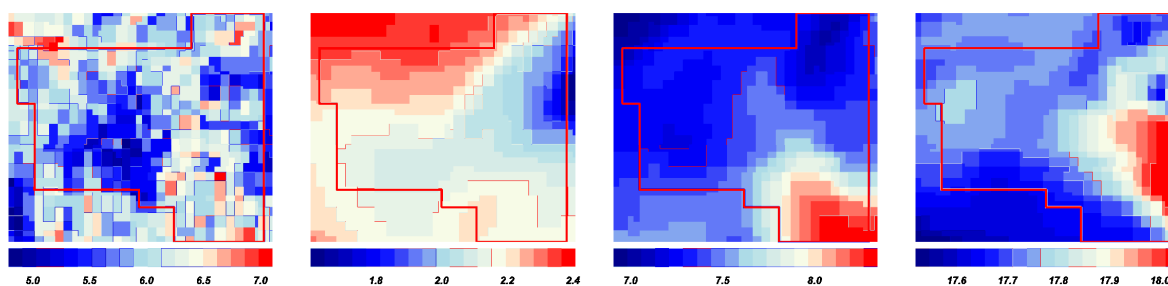
Joonis 36. Meresügavus, meetites.



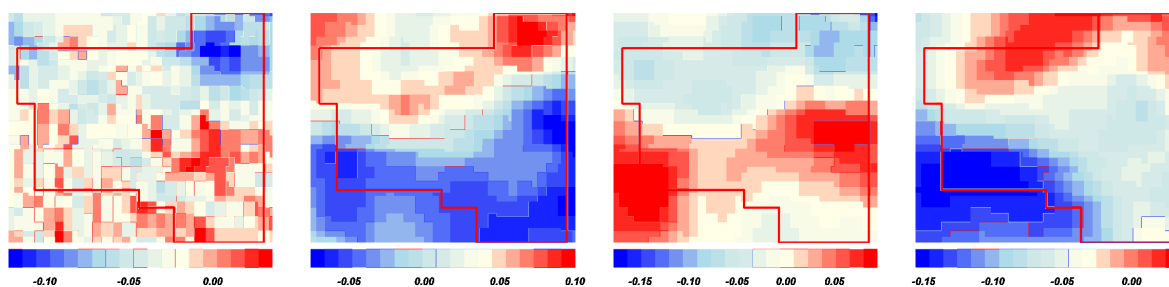
Joonis 37. Soolsus. Vasakult paremala: sügis, talv, kevad, suvi.



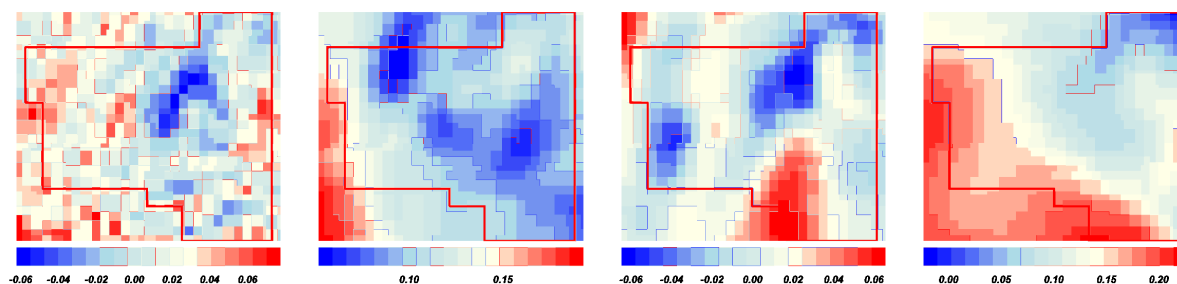
Joonis 38. Klorofüll. Vasakult paremala: sügis, talv, kevad, suvi.



Joonis 39. Pinnatemperatuur. Vasakult paremala: sügis, talv, kevad, suvi.



Joonis 40. Pinnahoovuse lääne-ida suunaline kiirus. Vasakult paremala: sügis, talv, kevad, suvi.



Joonis 41. Pinnahoovuse lõuna-põhja suunaline kiirus. Vasakult paremala: sügis, talv, kevad, suvi.

Avastamisfunktsiooni modelleerimine

Avastamisfunktsiooni hinnati iga loenduse puhul ühe korra (Tabel 6, Joonis 42). See tähendab, et avastamisfunktsiooni ei hinnatud iga liigi kohta eraldi, vaid kogu ühe loenduse andmete põhjal. Avastamisfunktsiooni otsingul võib luua hulga kandidaatmudeleid. Kovariaatidena võib kogutavatest andmetest kasutada järgmiseid tunnuseid:

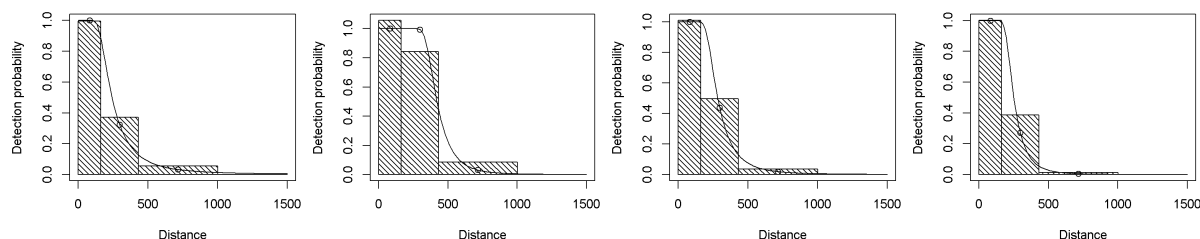
1. vaateleja (obs);
2. päikesepaiste (sun);
3. lainetus (wav);
4. jäänähtused (ice);
5. parve suurus (size, ainult mitmeliigi mudelite puhul);
6. liik (species, ainult mitmeliigi mudelite puhul).

Lisaks võib tekitada loetletud tunnustest kombinatsioone ning võrrelda ka h-rate või h-norm lähendit. Parim avastamismudel valitakse kandidaatmudelitest vastavalt AIC kriteeriumile so mida väiksem see on, seda parem. Valitud avastamisfunktsioon on sisendiks järgneval modelleerimisprotseduuril. Käesolevas analüüsis avastamisfunktsiooni lähendi leidmisel kovariaate ei arvestatud, kuna loendajate varieeruvus ning loendusolude varieeruvus ei osutunud sedavõrd suureks, et see võiks tulemusi olulisel määral mõjutada.

Tabel 6. Keskmise avastamistõenäosus sesoonide lõikes

Lend	Mudel	Keskmine avastamis-tõenäosus	SE	CV
Sügis	~ hr	0,197	0,017	0,088

Talv	~ hr	0,299	0,027	0,089
Kevad	~ hr	0,213	0,016	0,075
Suvi	~ hr	0,183	0,009	0,047



Joonis 42. Avastamisfunktsiooni lähendid. Vasakult paremale: sügis, talv, kevad, suvi.

8.2. Asustustiheduse ruumiline mudeldamine

Additiivsetes mudelites kasutati järgmisi tunnuseid:

1. x ja y koordinaat (kahemõõtmeline "pinnatunnus", cx ja cy);
2. mere sügavus meetrites (depth05);
3. soolsus (salt05);
4. klorofüllisisaldus (chl05);
5. põhjasuunalise hoovuse tugevus (uvel05);
6. idasuunalise hoovuse tugevus (vvel05).

Nendest tunnuste kombineerimisel saadi kandidaatmudelid, millest valiti iga liigi puhul välja parim mudel vastavalt AIC kriteeriumile (vähim on parim).

Järgnevad parimate mudelite tabelid iga liigi kohta vastavalt lennu ehk aastaaja kaupa.

Lend	Liik	Mudeli võrrand	Seletatud varieeruvus
sygis	kalakajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{depth05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	28.47%
sygis	hõbekajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	10.99%
sygis	väikekajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	23.97%
sygis	alk	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	55.78%
sygis	kõik veelinnud	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	12.96%
sygis	kajakad	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	15.56%
sygis	kaurid	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	48.62%

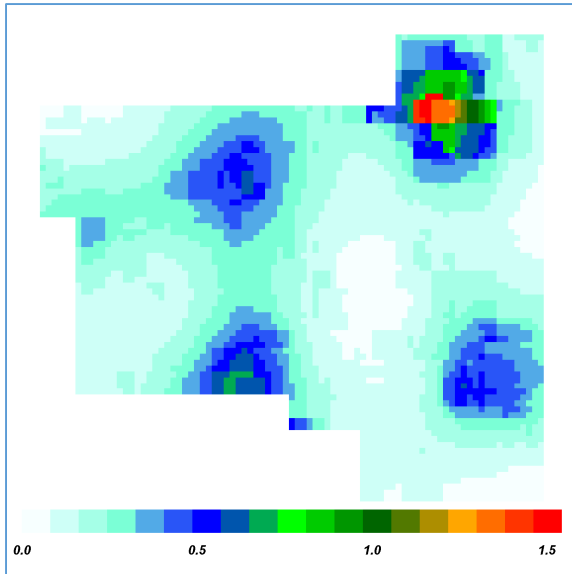
Lend	Liik	Mudeli võrrand	Seletatud varieeruvus
talv	hõbekajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{depth05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	59.14%
talv	naerukajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{depth05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	30.95%
talv	väikekajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	44.33%

talv	alk	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	21.31%
talv	sõtkas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	69.45%
talv	kõik veelinnud	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	62.8%
talv	kajakad	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	63.45%
talv	kaurid	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	23.62%
talv	sukelpart	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	69.15%

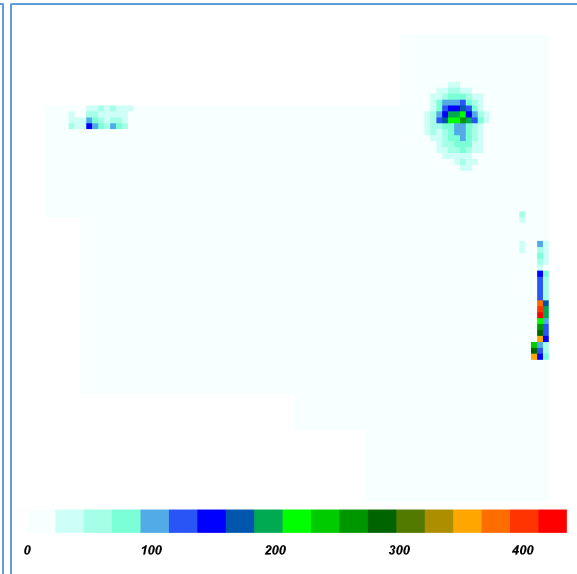
Lend	Liik	Mudeli võrrand	Seletatud varieeruvus
kevad	kalakajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{depth05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	45.25%
kevad	alk	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	36.11%
kevad	mustlagle	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	87.33%
kevad	sõtkas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	55.1%
kevad	aul	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	40.63%
kevad	kõik veelinnud	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	32.15%
kevad	kajakad	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	40.92%
kevad	kaurid	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	14.33%
kevad	sukelpart	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	53.75%
kevad	tiirud	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	10.51%

Lend	Liik	Mudeli võrrand	Seletatud varieeruvus
suvi	punakurk-kaur	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	10.59%
suvi	kalakajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	20.69%
suvi	hõbekajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{salt05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	20.8%
suvi	merikajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{depth05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	78.23%
suvi	väikekajakas	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	24.53%
suvi	alk	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + \text{offset}(\text{off.set})$	83.94%
suvi	mustvaeras	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	94.27%
suvi	kõik veelinnud	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{uvel05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	16.51%
suvi	kajakad	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{chl05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	24.48%
suvi	kaurid	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{chl05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	35.76%
suvi	sukelpart	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	76.69%
suvi	tiirud	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{chl05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	28.73%
suvi	vaerad	$N \sim s(\mathbf{cx}, \mathbf{cy}, k = k) + s(\mathbf{temp05}, k = 3) + \text{offset}(\text{off.set})$	84.77%

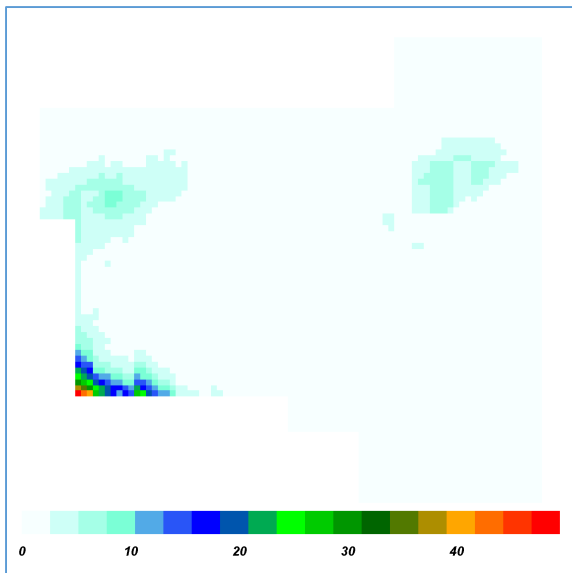
Valitud mudeli põhjal arvatati prognooskaardid. Kõigi liikide mudelite korral on need esitatud alloleval joonisel. Arvukaimalt ning väga kontsentreeritult peatus veelinde talvel idapoolsematel madalikel. Suvine arvukus oli kõige madalam (joonis 43).



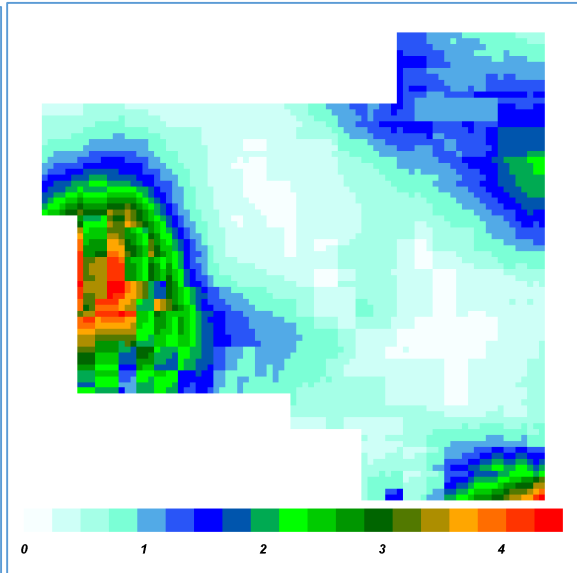
Hinnang: 880-1600 isendit



Hinnang: 14500 – 28100 isendit



Hinnang: 4300 – 7200 isendit



Hinnang: 740 – 880 isendit

Joonis 43. Arvukusmudelite prognooskaardid (rastrid) kõikide kohatud liikide kohta. Ülal vasakult: sügis, talv. All vasakult: kevad, suvi. Piksli suurus = 500x500 m. Piksli ühikuks on isendite arv (N).

8.3. Arvukuse hindamine

Arvukuse hindamisel lähtuti tiheduspinna mudelist (dsm) ja avastamisfunktsiooni lähendist (ds) ning nende veahinnangutest. Eristame kolm meetodit arvukuse vahemiku hindamiseks:

1. loendusandmetel ja eksperthinnangul põhinev arvukushinnang;
2. „ds“ ehk avastamisfunktsiooni lähendiga korrigeeritud loendusandmete veapiiridel põhinev arvukushinang;

3. „ds+dsm“ ehk avastamisfunktsiooni lähendiga korrigeeritud ja tiheduspinna mudelprognoosi kumulatiivsetel veapiiridel põhinev arvukushinnang.

Enam kui 10 vaatlusega liikide puhul kasutati arvukuse hindamiseks meetodit 3. Kuni 10 vaatlusega liikide puhul anti arvukushinnang avastamisfunktsiooni meetodi 2 põhjal. Samuti otsustati arvukushinnang anda meetodi 2 põhjal juhul kui vaatluste arv ja vaadeldud isendite arv olid ligikaudu võrdsed või kui meetodi 3 arvukuse punkthinnangu variatsioonikoefitsient (CV%) ületas ligikaudu 30%.

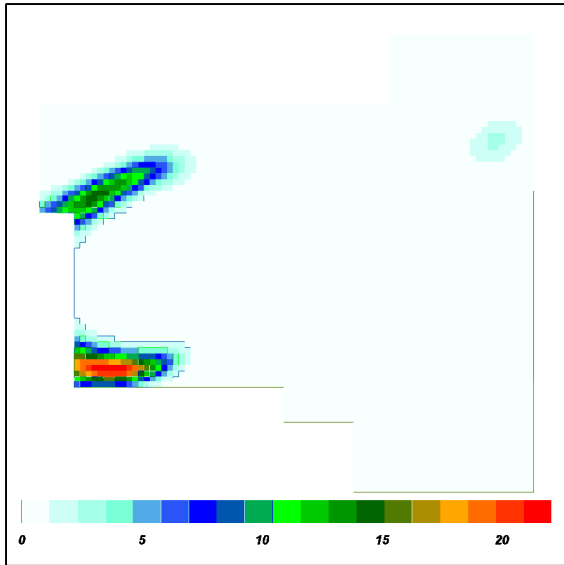
Kokku loendati 19 liiki veelinde, mis on korralik tulemus avamerelise elupaiga kohta. Arktilistest veelindudest arvukaim linnuliik oli aul, keda kohati vaid kevadrändel ning talvitumas (Tabel 7, Joonis 44-45). Kuna sügisel tehtud lennuloendus jäi ilmastiku tõttu hiliseks, siis see võib olla ka põhjuseks miks aul sellel ajal alal puudus. Kuna kogu uurimisala on suhteliselt sügav, va. Idaosas asuv madalik, siis omab kogu ala suuremat tähtsust pelaagilistele lindudele – kajakatele ja tiirudele, kelle arvukus oli suurim suveperioodil ja sügisel. Kajakatest tasub esile tuua väikekajakat, kes on mittepesisusaegsel perioodil tüüpiline avamere liik (Tabel 7, Joonis 58-59). Suurimad kontsentratsioonid leiti suvisel ja sügisel rändeperioodil. Arvukaimaks kajakaliigiks talvel oli kalakajakas, kelle arvukus ületas 30% Eestis talvituvatest kalakajakatest (Joonis 60-63). Hõbekajakas oli arvukuselt teine. Enam kohati seda liiki talvise loenduse ajal (Joonised 64-66). Tiirudest kohati alal rand ja jõgitiiru. Kuna lennukilt on neid kahte liiki praktiliselt võimatu eristada, siis käsitleti neid koos (Joonis 67-68). Avamerelise liigi, algi arvukus oli kõrgeim sügisel ja suvel (Joonis 50-53). Kaurid (punakurk- ja järvekaur) olid alal esindatud aastaringselt, kõrgeima arvukusega kevadel (Tabel 7, Joonis 46-48). Mittetüüpilise avamerelinnuna kohati kevadel mustlaglet, kes oli koondunud puhkama idamadalikule. Tõenäoliselt oli tegemist rändel olevate, puhkavate lindudega (Joonis 69).

Ala looduskaitselele väärtusele viitab veelindude rohkus talvisel perioodil (tabel xxx). Alal talvitus üle 20000 veelinnu, mis täidab ära Ramsari kriteeriumi. Alale lisab väärtust ka sealne väikekajaka rohkus. Kõike seda arvestades tuleks kaaluda kordusinventuure ning võimalik, et ka hilisemat mereala kaitse alla võtmist.

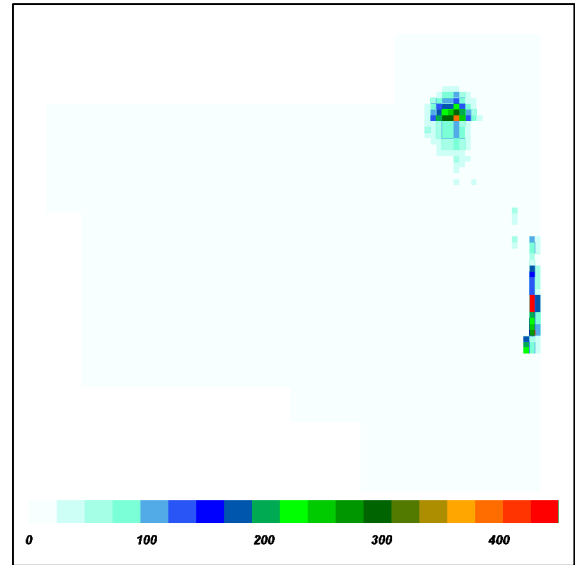
Tabel 7. Arvukamate veelinnuliikide ning -rühmade arvukuse hinnangud NEMA projektialal.

Lend	Liik	Loendatud arv	Vaatluste arv	Arvukuse hinnang	% Eesti talvituvast populatsioonist
kevad	kõik veelinnud	1117	116	4300-7200	
kevad	kõik sukelpardid	653	18	2600-3700	
kevad	mustlagle	252	3	1010-1350	
kevad	sõtkas	648	15	1900-5100	
kevad	aul	5	3	21-27	
kevad	kalakajakas	48	23	210-880	
kevad	hõbekajakas	2	2	9-11	
kevad	alk	7	4	29-38	
kevad	kajakad	53	28	230-640	
kevad	kaurid	45	33	150-410	
kevad	tiirud	107	82	370-720	
suvi	kõik veelinnud	925	320	3900-7000	

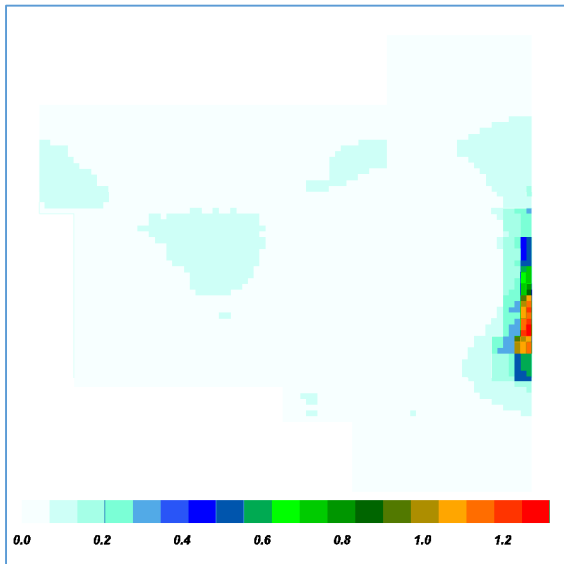
suvi	kõik sukelpardid	148	17	740-880	
suvi	punakurk-kaur	6	5	30-36	
suvi	mustlagle	4	1	20-24	
suvi	aul	11	2	55-66	
suvi	mustvaeras	3	3	15-18	
suvi	tõmmuvaeras	42	2	210-240	
suvi	vaerad	137	15	320-630	
suvi	kalakajakas	20	18	100-110	
suvi	hõbekajakas	8	7	40-48	
suvi	merikajakas	4	4	20-24	
suvi	väikekajakas	629	197	2500-4800	
suvi	alk	9	3	45-54	
suvi	kajakad	661	226	2700-4900	
suvi	kaurid	22	18	110-130	
suvi	tiirud	81	55	320-630	
sügis	kõik veelinnud	239	148	880-1600	
sügis	kõik sukelpardid	18	2	76-108	
sügis	sõtkas	15	1	64-90	
sügis	jääkoskel	3	1	13-18	
sügis	kalakajakas	15	13	64-90	
sügis	hõbekajakas	42	41	150-310	
sügis	väikekajakas	140	77	500-1020	
sügis	alk	10	3	43-60	
sügis	kajakad	203	136	750-1300	
sügis	kaurid	8	7	34-48	
talv	kõik veelinnud	3885	202	14500-28100	
talv	kõik sukelpardid	3099	38	10400-24500	
talv	punakurk-kaur	1	1	3-4	
talv	sõtkas	1	1	3-4	
talv	aul	3089	34	11000-24000	6
talv	kirjuhahk	6	1	17-24	1
talv	tõmmuvaeras	3	2	9-12	
talv	vaerad	3	2	9-12	
talv	kalakajakas	599	85	2200-3400	33
talv	hõbekajakas	108	26	290-650	1
talv	naerukajakas	4	4	12-16	
talv	väikekajakas	8	6	23-32	6
talv	alk	44	26	90-270	54
talv	kajakad	726	126	1900-3600	
talv	kaurid	16	12	45-63	4



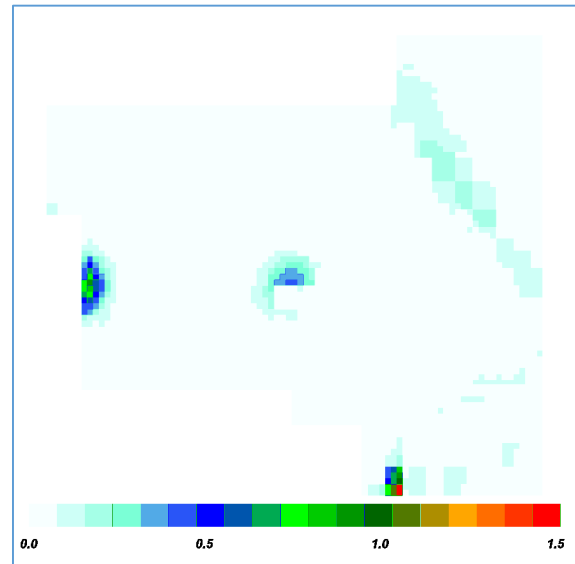
Joonis 44. Auli kevadine levik (skaala – isendit/0,25km²)



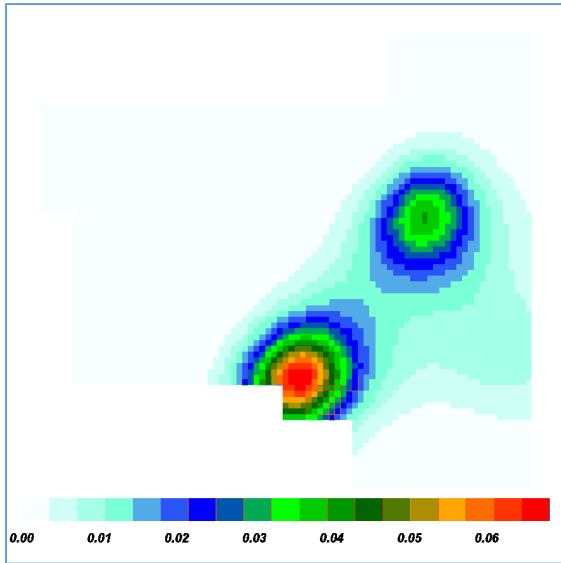
Joonis 45. Auli talvine levik (11000-24000 isendit)



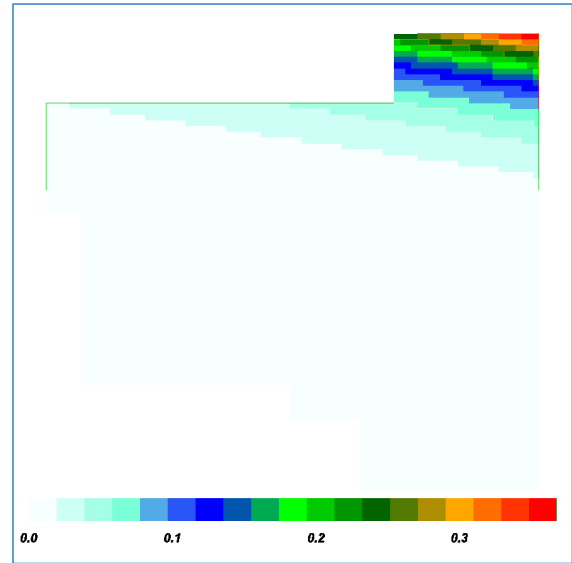
Joonis 46. Kauride kevadine levik (150 – 410 is.)



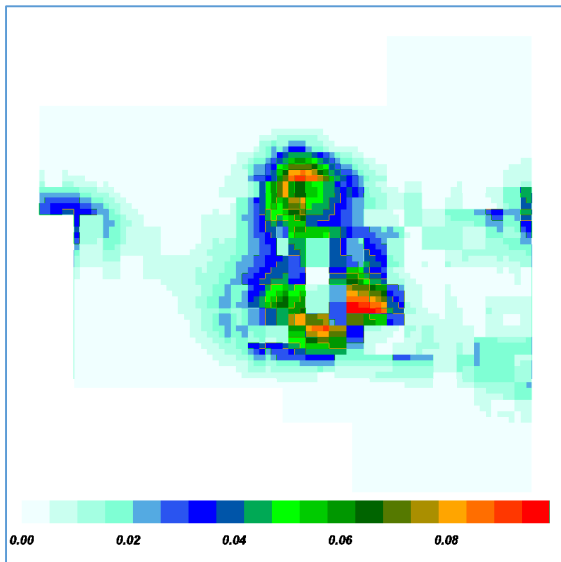
Joonis 47. Kauride suvine levik (110 – 130 is.)



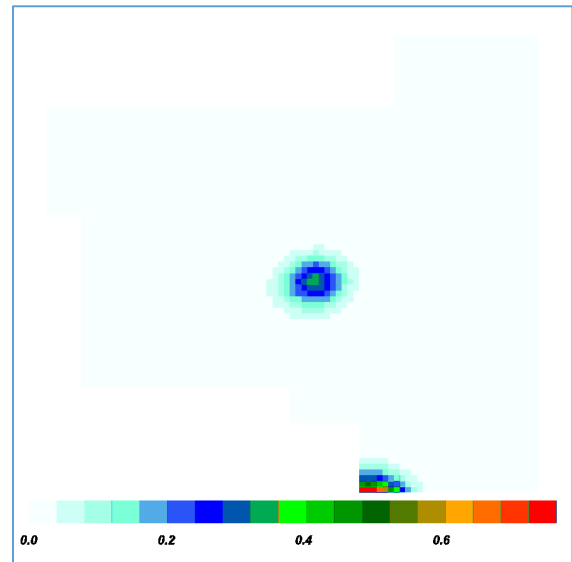
Joonis 48. Kauride sügisene levik (34 – 48 is.)



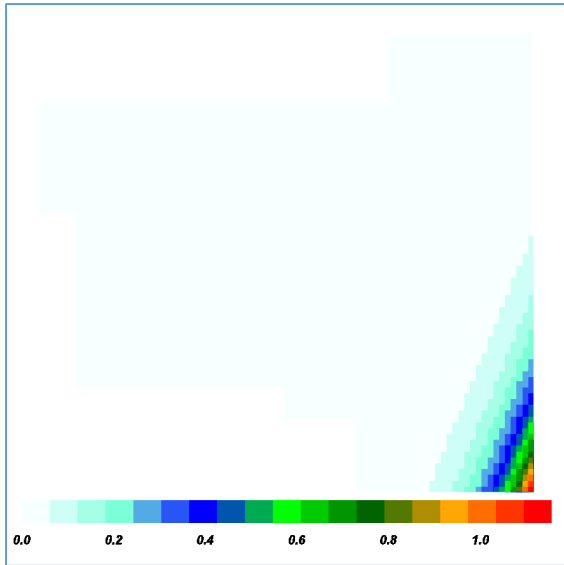
Joonis 50. Algi kevadine levik (29 – 38 is.)



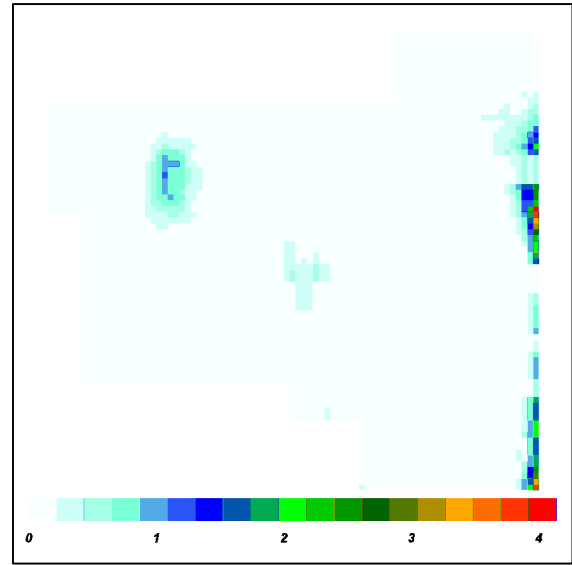
Joonis 49. Kauride talvine levik (45 – 63 is.)



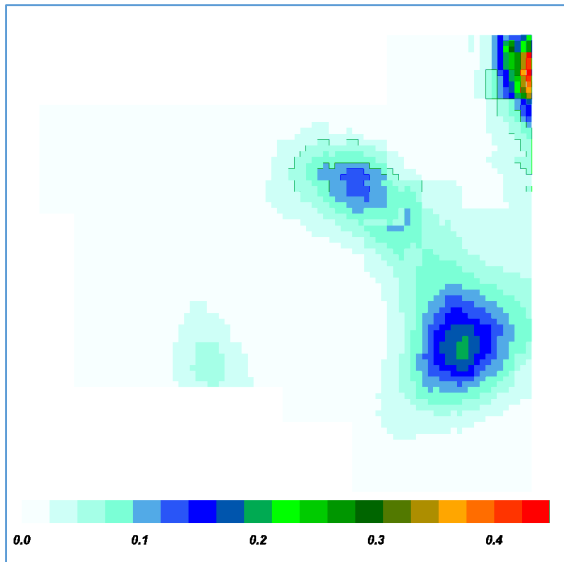
Joonis 51. Algi suvine levik (45 -54 is.)



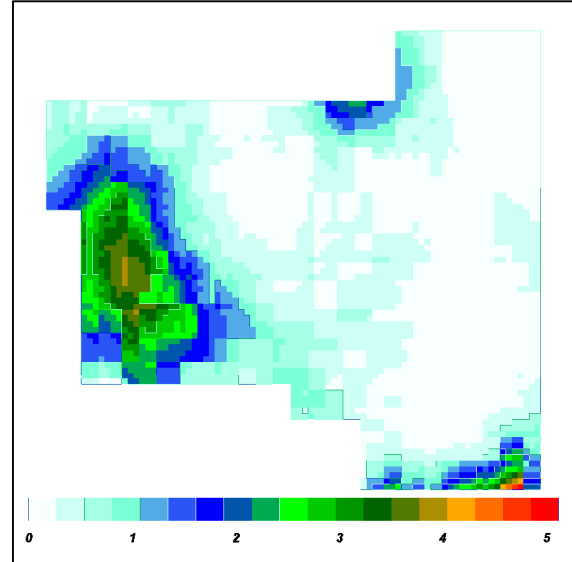
Joonis 52. Algi sügisene levik (43 – 60 is.)



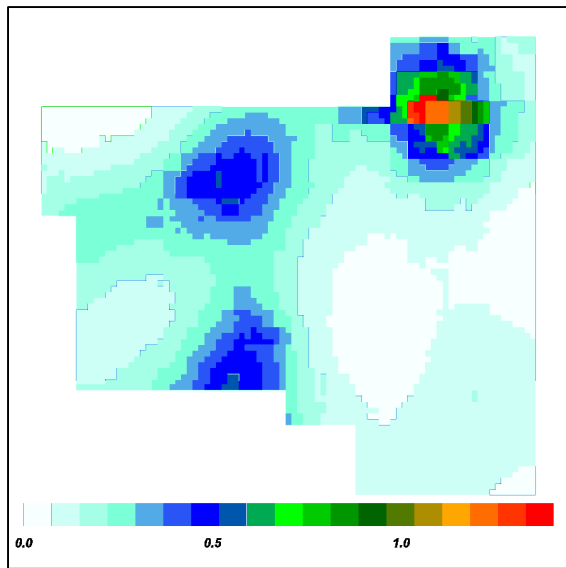
Joonis 54. Kajakate kevadine levik (230 - 640 is.)



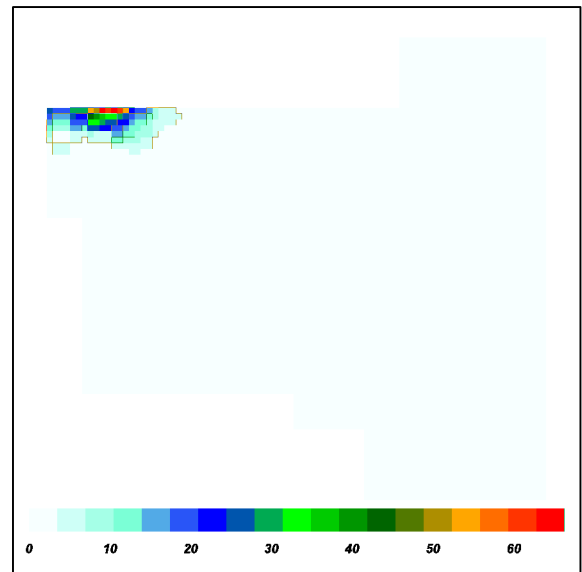
Joonis 53. Algi talvine levik (90 – 270 is.)



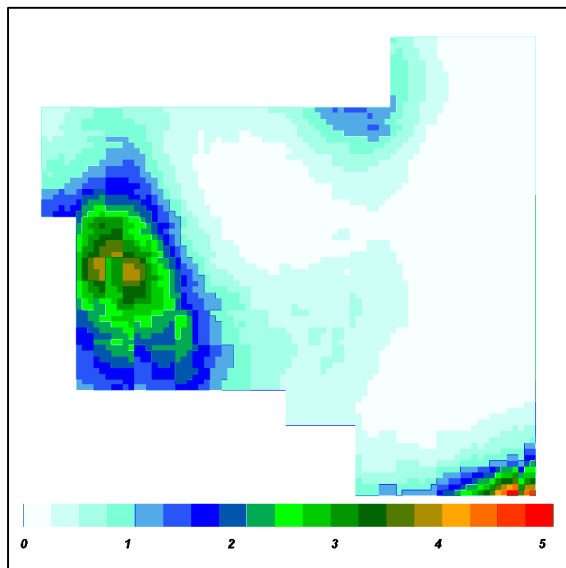
Joonis 55. Kajakate suvine levik (2700 – 4800 is.)



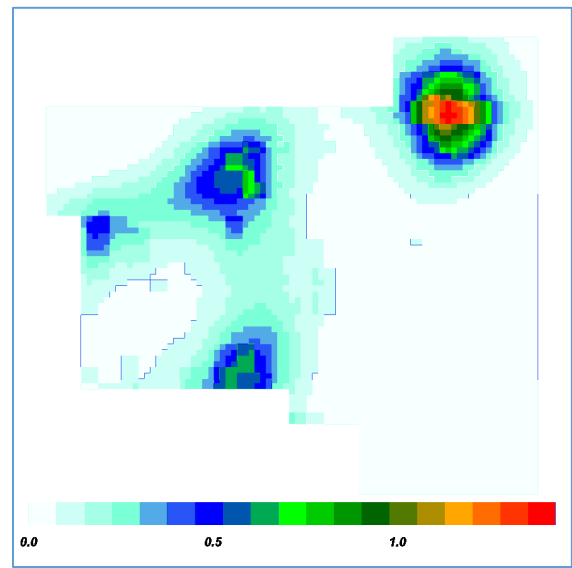
Joonis 56. Kajakate sügisene levik (750 – 1300 is.)



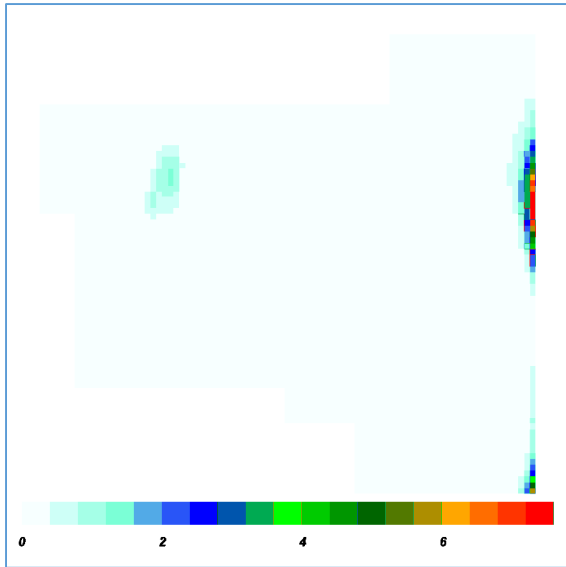
Joonis 57. Kajakate talvine levik (1900 – 3600 is.)



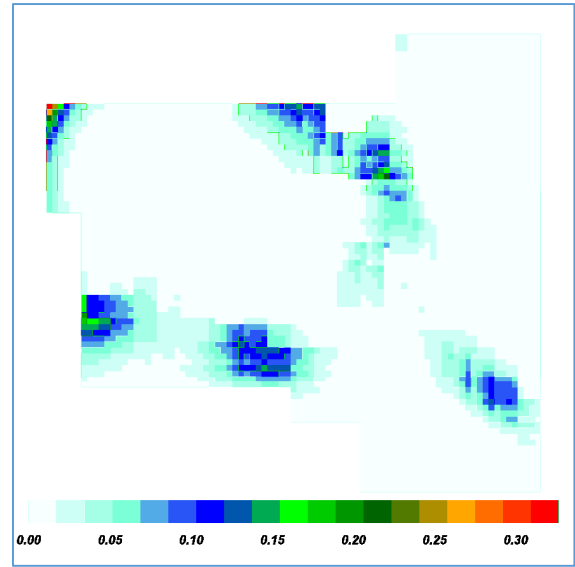
Joonis 58. Väikekajaka suvine levik (2500 -4800 is.)



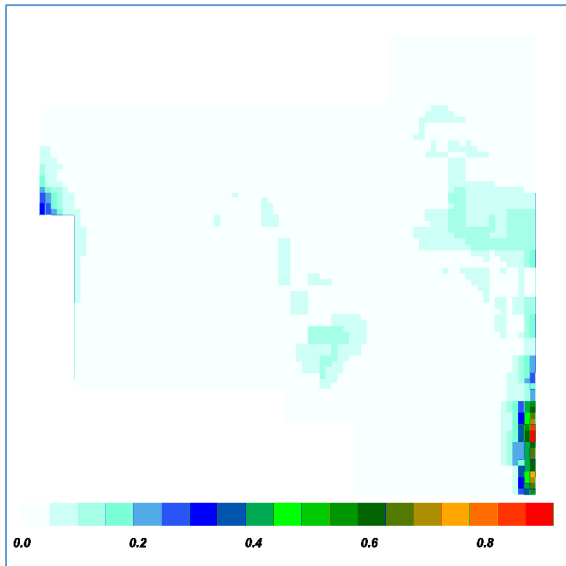
Joonis 59. Väikekajaka sügisene levik (500 – 1020 is)



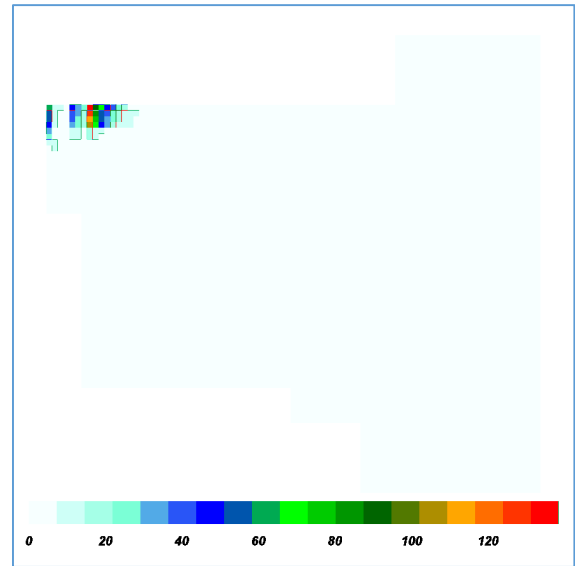
Joonis 60. Kalakajaka kevadine levik (210 – 880 is.)



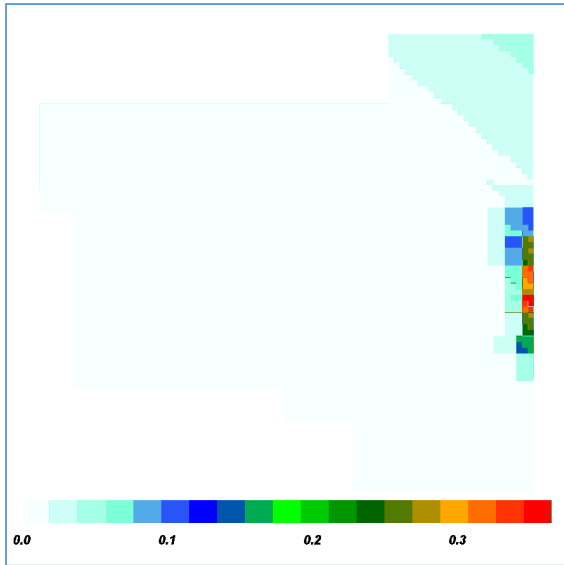
Joonis 62. Kalakajaka sügisene levik (64 – 90 is.)



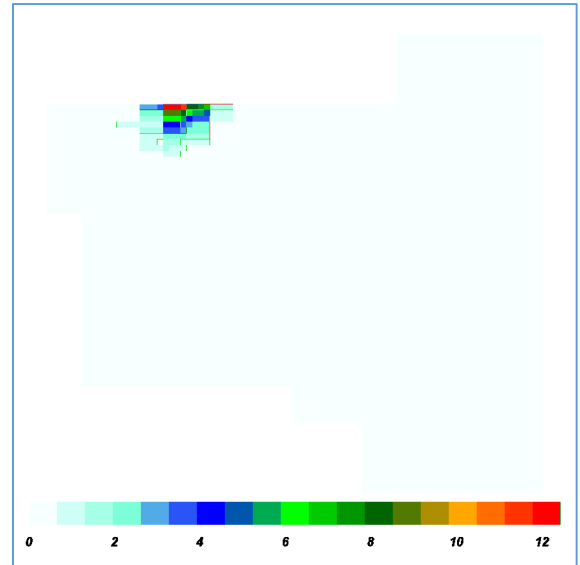
Joonis 61. Kalakajaka suvine levik (100 – 110 is.)



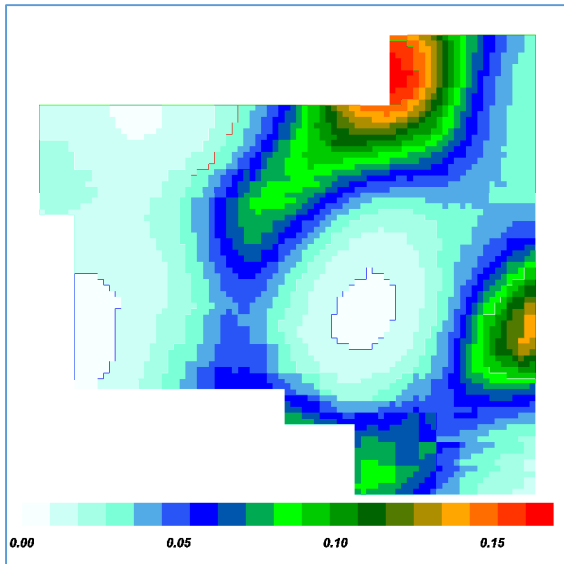
Joonis 63. Kalakajaka talvine levik (2200 – 3400 is.)



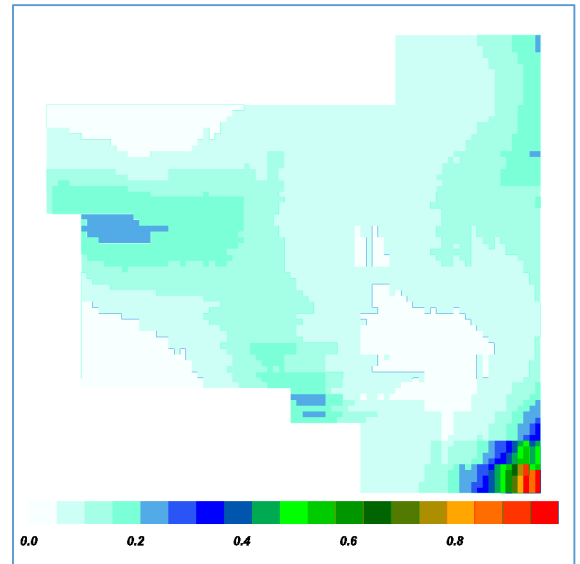
Joonis 64. Hõbekajaka suvine levik (40 – 48 is.)



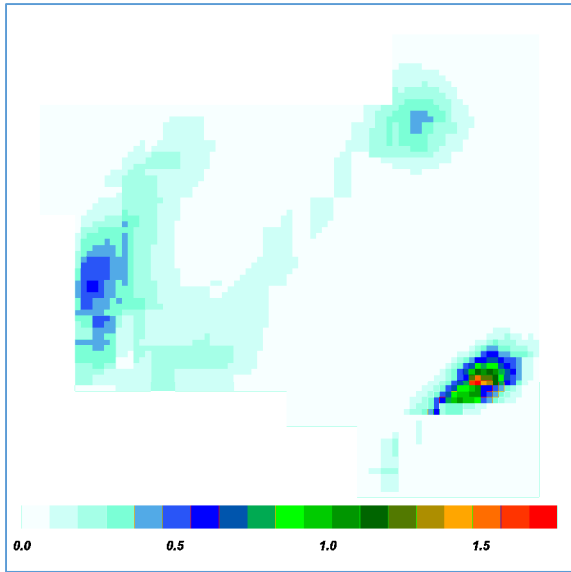
Joonis 65. Hõbekajaka talvine levik (290 – 650 is.)



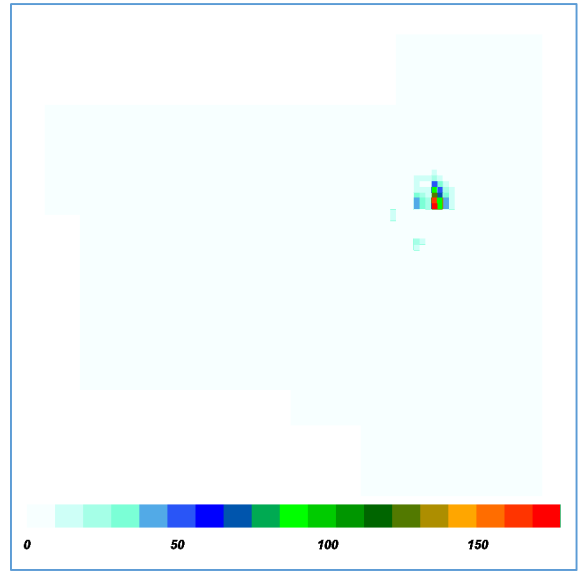
Joonis 66. Hõbekajaka sügisene levik (150 – 310 is.)



Joonis 67. Tiirude kevadine levik (370 – 720 is.)



Joonis 68. Tiirude suvine levik (320 – 630 is.)



Joonis 69. Mustlagle kevadine levik (1010 – 1350 is.)

9. Kasutatud kirjandus

Balti Keskkonnafoorum, 2009. Juhend uurimistööde läbiviimiseks meretuuleparkide mõjude hindamiseks merekeskkonnale.

BirdLife International 2004. Towards the identification of marine IBAs in the EU: an exploration by the Birds and Habitats Directives Task Force. Identification of marine IBAs v6.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London.

Camphuysen, K., Fox, T, Leopold, M. & Petersen, I. 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. Royal Netherlands Institute for Sea Research. 39 pp.

Dagys, M., Stipniece, A., Kalamees, A., Kuresoo, A., Kuus, A., Luigujõe, L. 2009. Action A3 – Waterbird inventory. LIFE Nature project “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea”. Final report.

Dagys, M., Stipniece, A., Kalamees, A. 2009. Action C3 – Assessment of the impact of disturbances on waterbird and seal species of Community interest. LIFE Nature project “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea”. Final report.

Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P., Pihl, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research cumcontract no 2241/90-09-01, Ornis Consult report 1994, 110 pp.

Durinck, J. 2005. Ship survey methodology and site delineation principles. Training course in Riga, November 21-25 2005.

Fox, A. D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T. K. & Petersen, I. K. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148: 129-144.

Groom, G.B., Petersen, I.K. & Fox, A.D. 2007. Sea bird distribution data with object based mapping of high spatial resolution image data. In: Mills, J. & Williams, M. (Eds.): Challenges for earth observation - scientific, technical and commercial. Proceedings of the RSPsoc Annual Conference 2007, 11th-14th September 2007, Newcastle University, Nottingham, UK. The Remote Sensing and Photogrammetry Society. Paper 168.

Hedley, S., Buckland, S. 2004. Spatial Models for Line Transect Sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9(2):181-199. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.129.4271&rep=rep1&type=pdf>

Kuresoo, A., Luigujõe, L. & Leito, A. 2009. Loode- ja Lääne-Eesti avameremadalate mittepesitsusaegne linnustik: 2007-2008.a. lennuloenduste kokkuvõte.

Kuus, A., Martinson, M. 2009. Veelindude loendus Gretagrundi madalikul. (käikiri EOÜ-s)

Kuus, A., Kalamees, A. (koost.) 2003. Euroopa Liidu tähtsusega linnualad Eestis. <http://www.eoy.ee/projektid/iba/iba2003.pdf> (Eesti)

Kuus, A, Kuresoo, A, Luigujõe, L. 2010. Linnukaitseliselt väärtuslike merealade määratlemine Eesti territoriaalmeres ja majandusvööndis. Eesti Ornitoloogiaühing (käsikiri).

McSorley, C. A., Webb, A., Dean, B. J., Reid, J. B. 2005. UK inshore Special Protection Areas: a methodological evaluation of site selection and definition of the extent of an interest feature using line transect data. JNCC Report, No. 344.

Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E., Thomas, L. 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. *Methods Ecol Evol* 4(11):1001-1010. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12105>

Miller, D.L., Rexstad, E., Burt, M.L., Bravington, M.V., Hedley, S. 2015. dsm: Density surface modelling of distance sampling data. R package version 2.2.9. <http://CRAN.R-project.org/package=dsm>

Miller, D.L. 2015. Distance: Distance Sampling Detection Function and abundance Estimation. R package version 0.9.4. <https://CRAN.R-project.org/package=Distance>

Milton, G. R., Illsley, P. & MacKinnon, F. M. 2006. An effective survey technique for large groups of moulting sea ducks. *Waterbirds around the world*. Eds. G. C. Boere, C. A. Galbraith & D. A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK. pp. 756-757.

Pihl, S. & Frikke, J. 1992. Counting birds from aeroplane. – In: Komdeur, J., Bertelsen, J. & Cracknell, G (eds.) *Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds*. IWRB Special Publ. No. 19, Slimbridge, UK, p 24-37.

Prater, A.J. 1979. Trends in accuracy of counting birds. *Bird Study* 26: 198-200.

R Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

Roosaare, J. 2005. Ruumiandmete analüüsi kursuse materjalid. III. Ruumiliste andmete statistika.

Skov, H., Vaitkus, G., Flensted, K.N., Grishanov, G., Kalamees, A., Kondratyev, A. Leivo, M., Luigujõe, L., Maur, C., Rasmussen, J.F., Raudonikis, L., Sheller, W., Sidlo, P.O., Stipniece, A., Struwe-Juhl, B. & Welander, B. 2000. Inventory of coastal and marine Important Areas in the Baltic Sea. BirdLife International, Cambridge, 288 pp.

Henrik Skov, Stefan Heinänen, Ramūnas Žydelis, Jochen Bellebaum, Szymon Bzoma, Mindaugas Dagys, Jan Durinck, Stefan Garthe, Gennady Grishanov, Martti Hario, Jan Jacob Kieckbusch, Jan Kube, Andres Kuresoo, Kjell Larsson, Leho Luigujõe, Włodzimierz Meissner, Hans W. Nehls, Leif Nilsson, Ib Krag Petersen, Markku Mikkola Roos, Stefan Pihl, Nicole Sonntag, Andy Stock, Antra Stipniece and Johannes Wahl. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 201 pp.

Thomas, L., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L., Borchers, D. L., Strindberg, S. 2002. Distance sampling. In: El-Shaarawi, H., Piegorisch, W. W. (Eds.): *Encyclopedia of Environmetrics*, Vol. 1, pp. 544 – 552.

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B., Marques, T. A. 2006. Distance 5.0 Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.

Tuulmets, T. 1990. Limits of human capacity in counting birds. In: K. Stastny, V. Bejcek (eds.): Bird Census and Atlas Studies. Proc. XI th Int. Conf. On Bird Census and Atlas Work. Prague. P-103-105.

Webb, A., Dean, B. J., O'Brien, S. H., Söhle, I., McSorley, C., Reid, J. B., Cranswick, P. A., Smith, L. C., Hall, C. 2009. The numbers of inshore waterbirds using the Greater Thames during the non-breeding season; an assessment of the area's potential for qualification as a marine SPA. JNCC Report No. 374.

Williams, R., Hedley, S. L., Branch, T. A., Bravington, M. V., Zerbini, A. N., Findlay, K. P. 2011. Chilean blue whales as a case study to illustrate methods to estimate abundance and evaluate conservation status of rare species. *Conservation Biology* 25, 526–535.

Wood, S. N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1):3-36.