

Peatuvate veelindude lennuloendus Lääne-Hiiumaa rannikumerel

Leping nr. 1884421 aruanne



Foto: L.Luigujõe

Koostaja: Leho Luigujõe

Eesti Maaülikool

Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Tartu 2018

Sisukord

1. Uuringu vajadus ning lähteülesanne.....	3
2. Uuringute planeerimine ja läbiviimine.....	4
3. Loendusmetoodika	6
3.1. Distantsoendus (distance sampling).....	11
3.2. Tiheduspindade modelleerimine (density surface modeling).....	12
4. Tulemused	13
4.1. Aul (<i>Clangula hyemalis</i>).....	14
4.2. Must- ja tõmmuvaeras (<i>Melanitta nigra et.fusca</i>).....	17
4.3. Punakurk- ja järvekaur (<i>Gavia stellata et arctica</i>).....	18
4.4. Sõtkas (<i>Bucephala clangula</i>).....	19
4.5. Sõtkas, jääkoskel, tuttvart (<i>B. clangula, Mergus merganser, Aythya fuligula</i>).....	21
4.6. Kalakajakas (<i>Larus canus</i>).....	21
4.7. Hõbekajakas (<i>Larus argentatus</i>).....	23
4.8. Kalakajakas ja hõbekajakas (<i>Larus canus et argentatus</i>).....	25
4.9. Väikekajakas (<i>Hydrocoloeus minutus</i>).....	26
5. Põhja-Hiiumaa rannikumere linnukaitseline väärtus	28
6. Tuuleparkidest tulenevad otsesed ohutegurid	32
7. Kirjandus	34
Lisa 1. Modelling outputs	36
Long tailed Duck <i>Clangula hyemalis</i>	36
Velvet Scoter <i>Melanitta fusca</i>	38
Black Scoter <i>Melanitta nigra</i>	39
Scoters <i>Melanitta sp.</i>	41
Goldeneye <i>Bucephala clangula</i>	43
Goosander <i>Mergus merganser</i>	45
Diving ducks (Goldeneye, Goosanders and Tufted ducks).....	46
Divers <i>Gavia sp.</i>	48
Little Gull <i>Larus minutus</i>	50
Common Gull <i>Larus canus</i>	52
Herring Gull <i>Larus argentatus</i>	54
Common Gull <i>Larus canus</i> and Herring Gull <i>Larus argentatus</i>	56

1. Uuringu vajadus ning lähteülesanne

Käesolev aruanne on koostatud vastavalt Keskkonnaameti (tellija) ja Eesti Maaülikooli (töövõtja) vahelisele ornitoloogilise uuringu teenuse osutamise lepingule nr 1884421, mis tulenes eelnevalt teostatud lihthankest nr. 188442, nimega „Peatuvate veelindude lennuloendus“.

Uuringu eesmärgiks oli:

a) läbi viia Lääne-Hiiumaa territoriaalvetes arktiliste veelindude lennuloendus, selgitamaks nende sügisrände aegsed koondumisalad ning sealne arvukus.

b) saada sügisrändel peatuvate veelindude osas täpsemad andmed, nii Linnudirektiivi I lisas nimetatud liikide, kui ka teiste liikide osas (Linnudirektiivi artikkel 4 nõuete täitmine) viiel loendusosalal:

- Mardihansu (Hiiu maakonnaga piirneva mereala maakonnaplaneeringu kohaselt tuulepargi arendusala PT7)
- projekteeritav Kõpu merekaitseala;
- Projekteeritav Vinkovi meremadala looduskaitseala;
- Hiiu madala hoiuala;
- Tahkuna.

c) Saada loendusosalade kaupa seal peatuvate veelindude arvukus hinnang lindude kaitse korraldamise vajaduse kohta.

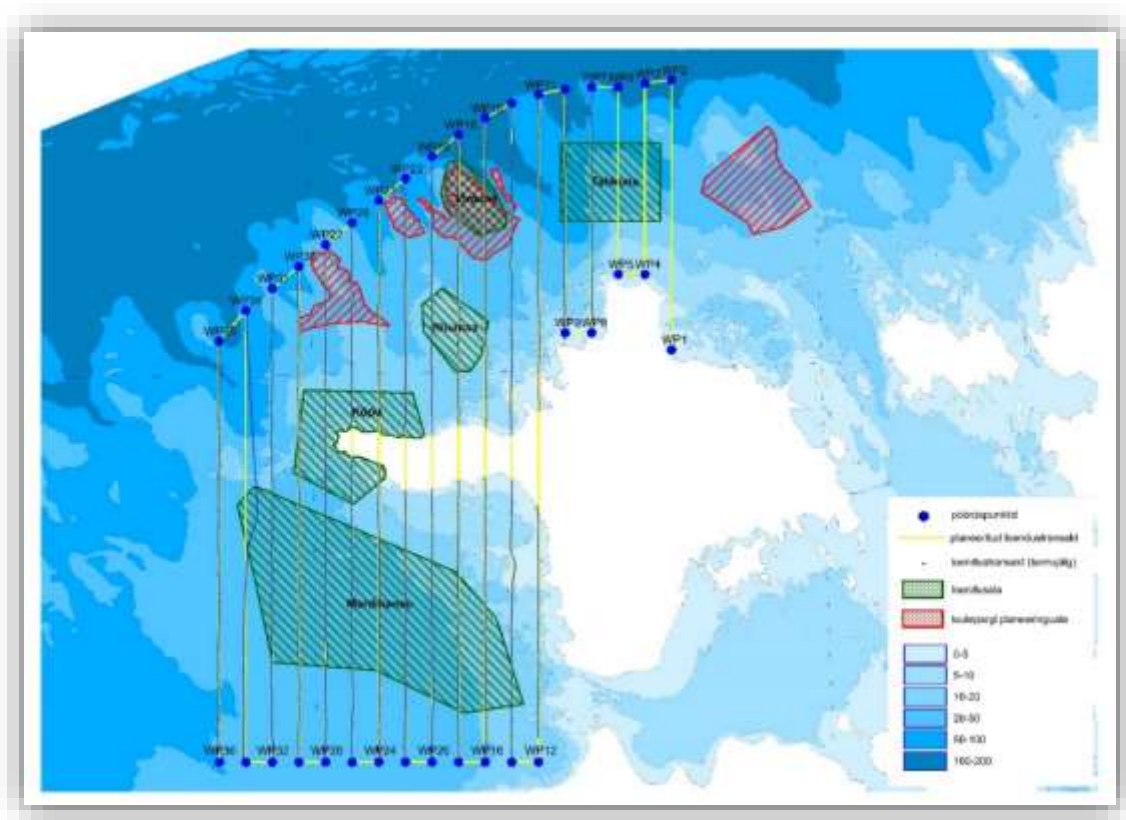
Eesmärgi saavutamiseks tuli läbi viia sügisel peatuvate veelindude lennuloendus Lääne-Hiiumaa territoriaalmerel, keskendudes eelpool märgitud viiele loendusosalale (joonis 1), vastavalt Läänemere äärsete riikide poolt kokkulepitud standardiseeritud lennuloenduse meetodikale (Aunins, 2015) ja Eesti oludele vastavalt kohandatud meetodikale (Kuresoo *et al.* 2013). Loenduse läbiviimise ajaks oli planeeritud ajavahemik 10.oktoober – 20.november 2017. a.

2. Uuringute planeerimine ja läbiviimine

Lennuloenduste planeerimisel arvestati, et uuringuala kataks kõiki olulisi Lääne-Hiiumaa territoriaalmerel asuvaid potentsiaalseid arktiliste veelindude koondumisalasid. Selleks planeeriti loendused kuni 50 m sügavusjoonele, kuna bentosetoiduliste veelindudele pole sügavamad alad enam toitumiseks sobilikud. Loendusala suuruseks oli planeeritud 2500 km², millest reaalselt kaeti loendusega 2400 km². Loendamata jäi kolm transekti Hiiumaa põhjaosas (Tahkuna loendusala), kogupikkusega 70 km, mida ei võimaldanud halvad ilmastikutingimused. Samas ei peetud ka rahaliselt otstarbekaks selle ala katmine järgmisel päeval, kuna alast diagonaalsel ülelend (vahemaandumine Kärddlas) veelinnukogumeid ei märgatud. Kuna meetodikana kasutati avamere transektloendust (*distance sampling*), siis disainiti eelnevalt kogu uurimisala ulatuses loendustransektsid. Et vältida võimalikku päikesepeegelduse mõju, planeeriti transektsid põhja-lõuna suunaliselt. Võimaldamaks mudeli suuremat täpsust võeti transektide vahekauguseks 3 km, mis on minimaalne vahekaugus käesoleva meetodika puhul (joonis 1). Kuigi lend oli algselt planeeritud kahele päevale, siis tulenevalt väga ebasoodsatest ilmastikuoludest 2017.a. sügisel, kaeti kogu ala ära ühe päevaga. Lend toimus 14.11.2017.a. ning lennutransekti kogupikkuseks kujunes 950 km, mille läbimiseks kulus 5 tundi ja 30 minutit. Loendusest võttis osa Leho Luigujõe (ees, paremal pardal) ja Uku Paal (taga, vasakul pardal).

Lisaks sügisloenduse andmetele kasutatakse aruandes ka talviseid andmeid, mis koguti 2016 aasta talvel. Loendused toimusid 15-17. jaanuar 2016 ning sellest võtsid osa Leho Luigujõe, Triin Kaasiku ja Tarvo Valker.

Sügisloendusel kasutati push-pull tüüpi väikelennukit „Cessna 336 Skymaster“, mis kuulus Taani firmale – Prop Express Scandinavia Aps, (Foto 1) ning talvisel loendusel Partenavia Vulcanair P68C, mis kuulus Taani firmale – Bioflight AS (Foto 2).



Joonis 1. Lääne-Hiiumaa loendusala 2017.a. sügisel



Foto 1. „Cessna Skymaster“ Kärdla lennuväljal, 14.11.2017.a.

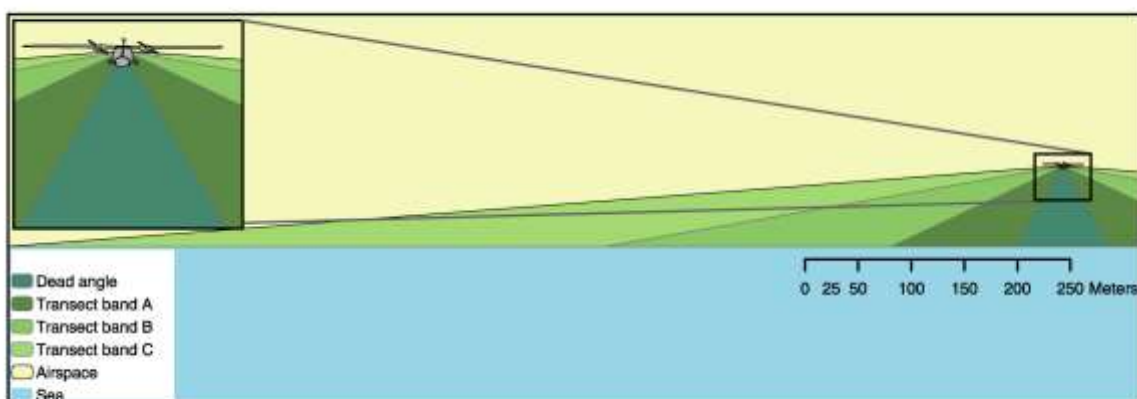


Foto 2. Lennuk Partenavia Vulcanair P68C Tallinna lennuväljal.

3. Loendusmetoodika

Loendusmetoodika aluseks on rahvusvaheliselt soovitatud standardid (Pihl & Frikke 1992, Camphuysen C.J. et al. 2004). 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 peab vajadusel raadiosidet 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, oleneb tuule suunast ja tugevusest. Kasutatakse kahemootorilist (turvalisuse kaalutlustel) ülatiibadega (tagab takistusteta vaatevälja) lennukit (Foto 1). Lennuloenduseks sobilik aeg jääb tavaliselt kella 10.00 ja 15.00 vahele, kuna siis on kõige paremad valgustingimused. Nii nagu valgus, nii mõjutab ka ilmastik oluliselt loendustulemusi. Ilm peab olema vaikne, st merel ei tohi olla suurt lainet ning lained ei tohi ületada Beauforti skaala järgi 3 punkti. Kindlasti ei tohi olla tegemist uduse ilmaga ja madalate pilvedega.

Kõik see seab vaatluslennu planeerimisel ette väga kitsad tingimused. Metoodika näeb ette lennata 250 jala (76 m) kõrgusel, kiirusega mis ei ületa 100 sõlme (185 km/h). Lennates kiiremini ja kõrgemalt teeb lindude määramise ja arvukuse hindamise raskeks ning muutuvad ka loendusribade laiused, mis on vajalikud hilisemal modelleerimisel. Madalamal lendamise puhul on nurkkiirus suurem ning lindude loendamine raskendatud. Loendus toimub lennuki mõlemal pardal, kolmel loendusribal (Joonis 2). Kolme loendusriba kasutamine võimaldab arvukuse algandmeid absoluutsete tiheduste (linde/km²) arvutamiseks statistiliselt korrigeerida (Peterson, Fox, 2005, Thomas *et al.* 2006). Loendusriba laiuse pidevaks testimiseks on vaatlajail kasutada klinomeetrid e.nurgamõõtjad (SILVA, type 65). Linde määratakse ja loendatakse reeglina visuaalselt, kasutades vajadusel ka binoklit. Loendustulemused loetakse diktofoni. Kuna kõigil vaatlajail on kasutada GPS seadmed, siis on kellade täpsus ja sünkroonsus püsivalt tagatud. Vaatlajate diktofonide ja fotoaparaatide kellad on sünkroniseeritud GPS kellaga. GPS- i automaatse positsioneerimise intervall on 5 sekundit (rahvusvahelise soovitusena samuti 5 sekundit). Lindude arvukushinnangute tegemisel arvestab mudel väga mitmeid faktoreid. Iga konkreetse vaatluse puhul arvestab mudel selle konkreetse koha meresügavust, merepõhja iseloomu, parve kaugust rannikust, jääkatte ulatust, laine kõrgust, päikesest tekkivat peegeldust, sademeid, lindude käitumist, laevaliiklust, kalavõrkude paiknemist jne. Sellest tulenevalt registreerib vaatlaja kogu loenduse kestel pidevalt ilmastiku muutumist, jääkatte olemasolu, laine kõrgust, päikesepeegeldust, lindude arvu liigiliselt ning nende tegevust. Kõike seda arvesse võttes saadakse mudelkaardid, mis eeldatavasti peegeldavad kõige objektiivsemalt lindude paiknemist alal ning nende sealset arvukust. Loendused kavandatakse selliselt, et ilmastiku poolt tingitud loenduste kvaliteedi langus oleks minimaalne.



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 2. Lennuloenduste loendusribade parameetrid.

Andmetöötuse osaks on ka loendustulemuste täpsustamine loendusega paralleelselt tehtud fotode alusel. Lindude täpselt registreerimiseks fotodel kasutatakse MapInfo programmi (Foto 2). Konkreetse 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 vaatelejal aega üksnes paar sekundit. Taolises situatsioonis on hinnangud allutatud vaateja taju võimekusele ja protsesse käsitletakse pigem inimpsüholoogia seaduspärasuste kohaselt (Tuulmets, 1990) (Foto 3).

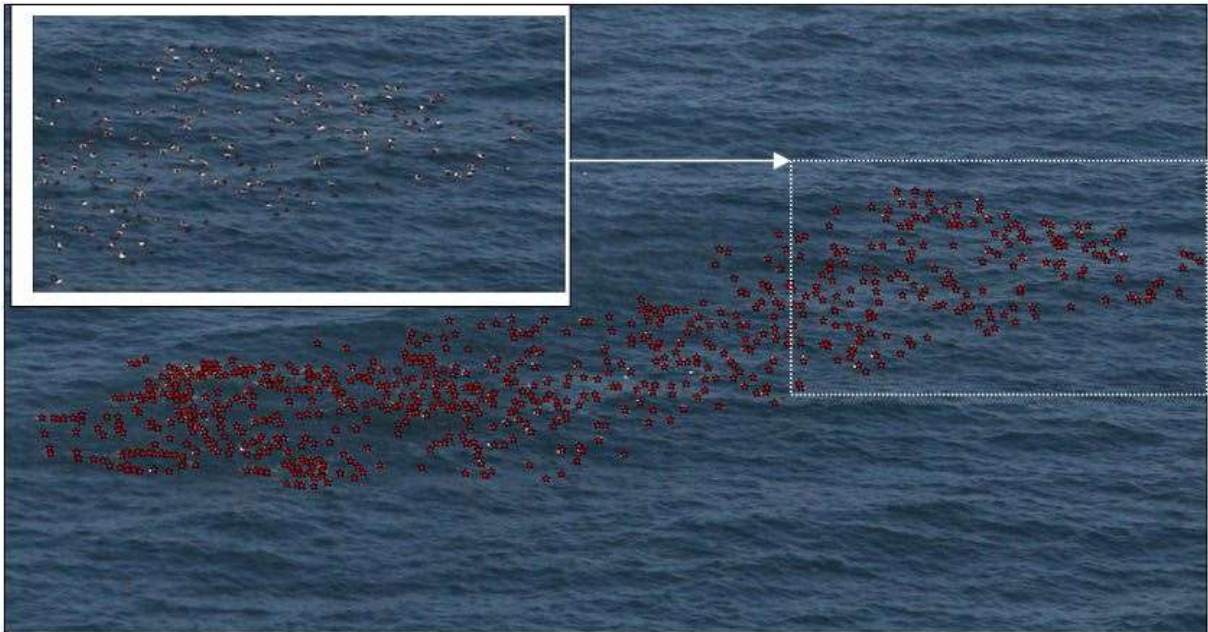


Foto 2. MapInfo programmi abil manuaalselt tähistatud linnud. Kirjuhakkade seltsing Vilsandi RP 25.04.2008 lennuloendusel (foto L. Luigujõe).

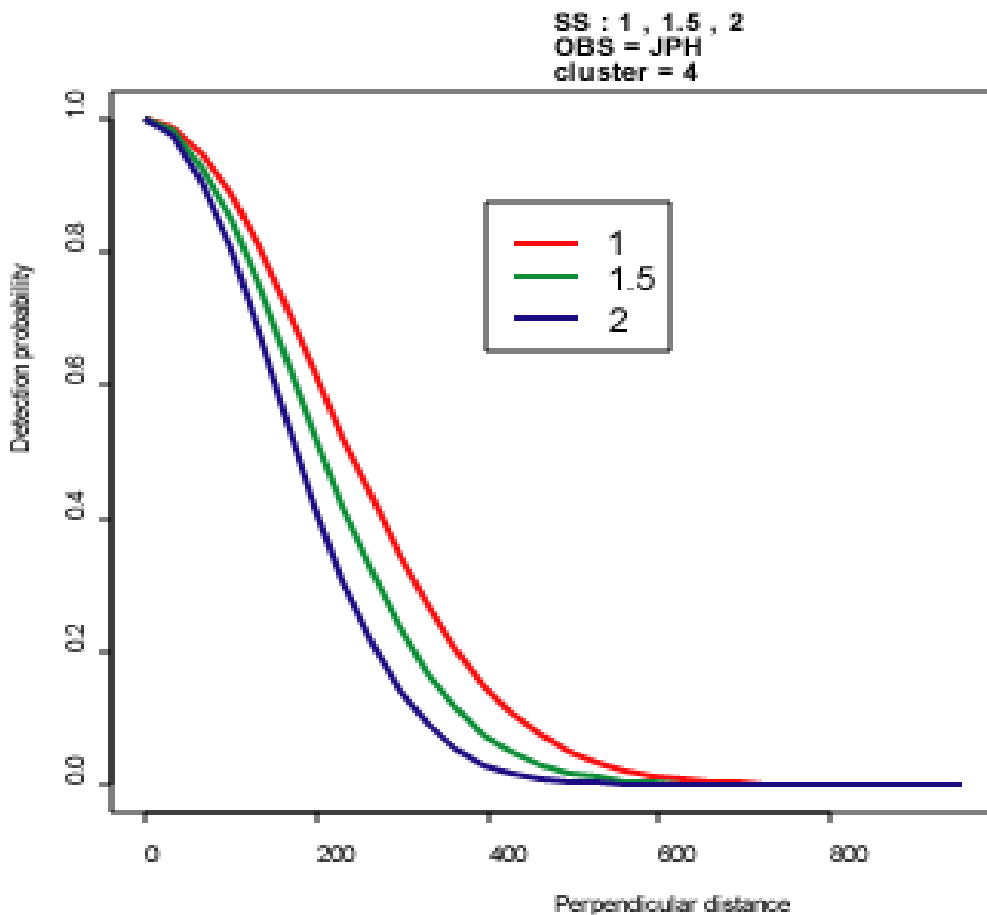


Foto 3. Aulide talvituskogum (2500 is). Osmussaarest edelas (foto A.Kuresoo).

Andmetötluse 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). Andmetöötuse osaks on lindude avastatavuse mudeli (detection model) genereerimine lähtudes *distance sampling* meetodist (Joonis 3). Mudel arvestab iga vaatleja võimekust linde registreerida kolmel loendusribal eraldi, võttes ühtlasi arvesse vaatleja poolt registreeritud vaatlustingimuste muutused (mere seisund, päikese peegeldused jne.).

Ökoloogiliste parameetritena kasutati mudelis veesügavust, laevateede paiknemist, jääkaarte, pinnase temperatuuri, mere soolsust, põhjabiotoopide - ja põhjasubstraatide kaardikihte.



Joonis 3. Vaatlusobjektide (lindude) avastatavuse mudel, kusjuures x-teljel on objekti distant vaatlajast (m) ja y-teljel objekti avastatavuse tõenäosus (Groom *et al.* 2007 järgi).

3.1. Distantsoendus (distance sampling)

Distantsoendus (*distance sampling*) on laialt kasutatav andmekogumismeetod millega kogutakse infot liikide populatsioonide suuruse kohta. Distantsoendusel kogutud andmed võimaldavad hinnata isendite asustustihedust ning prognoosida populatsiooni arvukuse hinnangut. Distantsoendusmeetodid 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 distantsoendusel 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.

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

Saadud avastamisfunktsiooni hinnang võimaldab meil korrigeerida loendusala 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.

3.2. 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 usaldusväärset 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 distantsoendusandmete 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 tunnusrastrate pikslivõrguga so üks segment jääb ühe rastri piksli ulatusse. 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 hinnang 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. Korrektne on usaldusvahemik, mis sisaldab nii GAM-mudeli viga, kui ka distantismudeli (avastamisfunktsiooni lähend) viga (Miller et al, 2013). Täpsema ülevaate mudelist annab Lisa 1.

4. Tulemused

Loenduse käigus registreeriti kokku 17 veelinnuliiki, koguarvuga 25645 isendit. Nendest otseselt olid avamere madalikega seotud aulid ja vaerad. Arvukaim linnuliik oligi aul, keda loendati kokku 21314 isendit. Teine suur grupp veelinde on kalatoidulised linnud, kes saavad toituda ka sügavamates mereosades, nagu kaurid, alklased, ja kajakad. Sellest grupist olid arvukamad hõbe- ja kalakajakas. Kolmanda grupi moodustavad linnud, kes on seotud rannikuga – luiged, kosklad, sõtkad. Arvukaim liik nendest oli sõtkas. Sõltuvalt ilmast ning valgustingimustest on osade liikide määramine lennukilt raskendatud või mõnikord isegi võimatu. Seepärast analüüsiti vaeraid (must- ja tõmmuvaeras), kaure (punakurk- ja järvekaur) ning kajakaid (kala- ja hõbekajakas) koos. Sama tehti ka rannikulähedaste liikidega nagu sõtkaste, jääkosklate ning tuttvartidega. Kuna mõnede liikide arvukus oli äärmiselt madal, siis sai arvukuse

hinnangu arvutada vaid 10 liigil ja 3 liigirühmal. Lindude arvukusest Lääne-Hiiumaa rannikumerel annab ülevaate tabel 1.

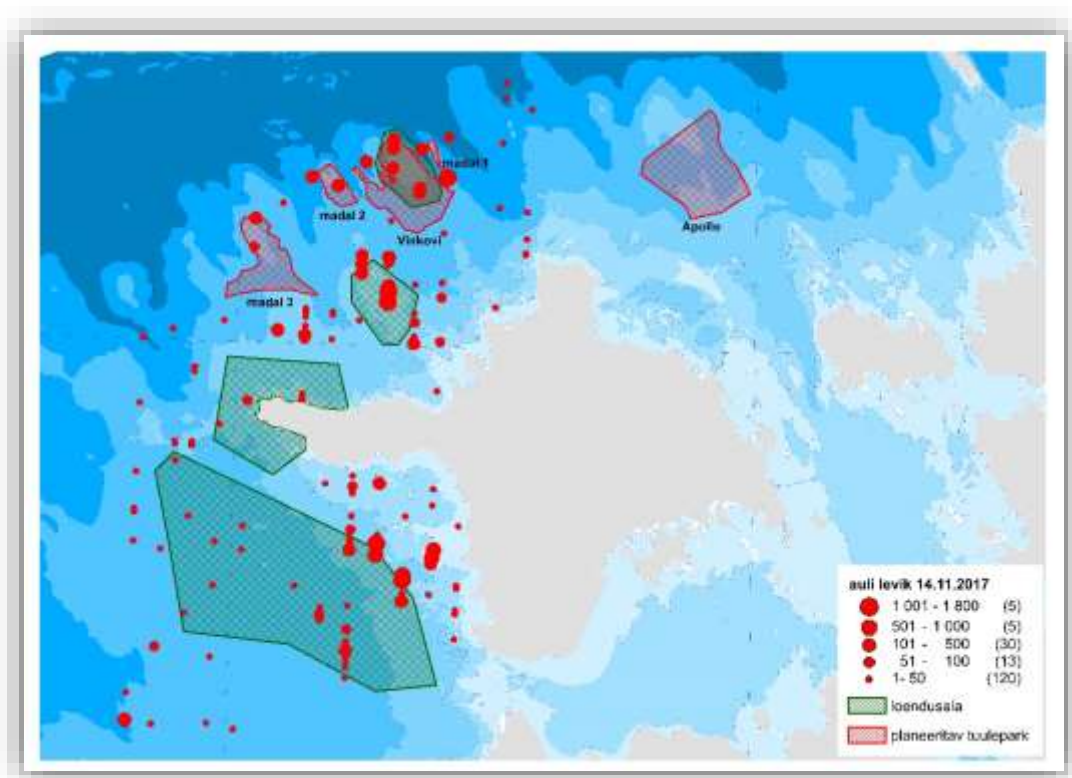
Tabel 1. Lääne-Hiiumaa rannikumere projektialal peatunud lindude loendatud arv ning arvukushinnangud.

Liik	Loendatud arv	Liikide arvukuse hinnangud Lääne-Hiiumaa merel		
		95% confidence interval		
		üldhinnang	miinimum	maksimum
Aul <i>Clangula hyemalis</i>	21314	40665	30482	54250
Tõmmuvaeras <i>Melanitta fusca</i>	11	108	28	412
Mustvaeras <i>Melanitta nigra</i>	462	2079	1092	3957
Mustvaeras+Tõmmuvaeras	473	2182	1208	3942
Sõtkas <i>Bucephala clangula</i>	1602	11887	6725	21015
Jääkoskel <i>Mergus merganser</i>	120	1066	431	2639
Sõtkas+Jääkoskel+Tuttvart	1882	18637	11467	30290
Kühmnokk-luik <i>Cygnus olor</i>	106	508	118	2189
määramata kaur <i>Gavia sp.</i>	60	390	251	609
Väikekajakas <i>Hydrocoloeus minutus</i>	53	242	142	412
Kalakajakas <i>Larus canus</i>	318	1432	481	4263
Hõbekajakas <i>Larus argentatus</i>	202	675	363	1257
Kalakajakas+Hõbekajakas	1033	1794	891	3611
Alk <i>Alca torda</i>	16			
Sinikael-part <i>Anas platyrhynchos</i>	150			
Tuttvart <i>Aythya fuligula</i>	160			
Väikekoskel <i>Mergus albellus</i>	25			
Naerukajakas <i>Larus ridibundus</i>	30			
Merikajakas <i>Larus marinus</i>	1			

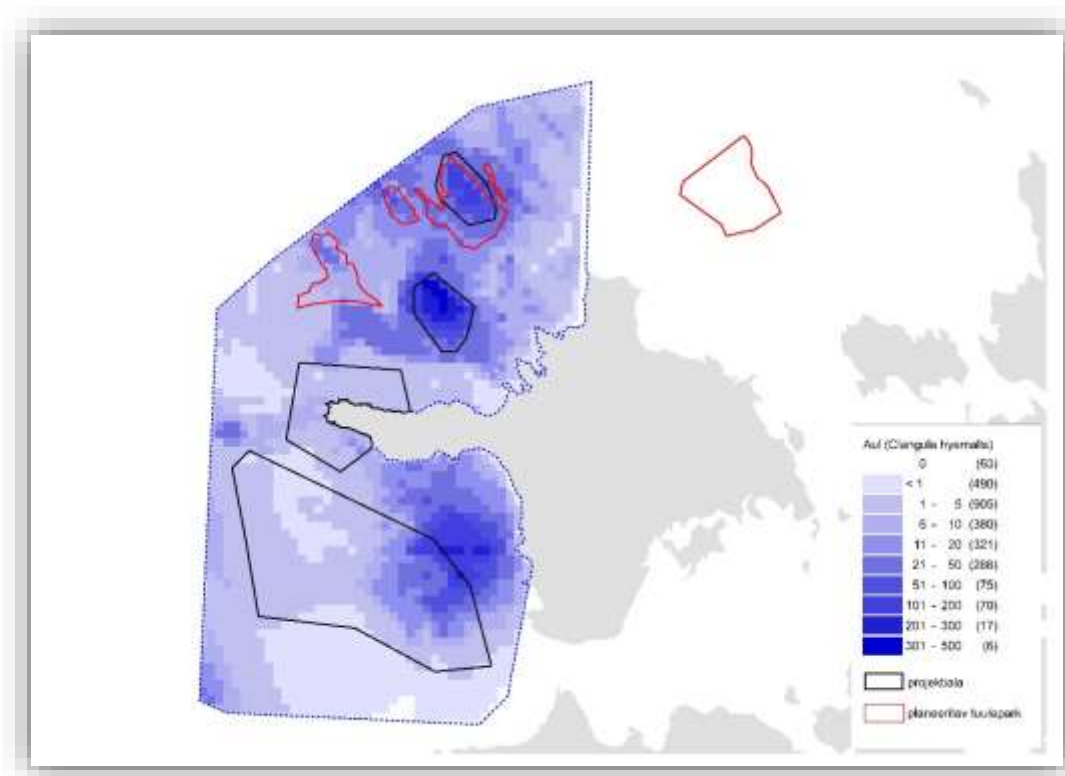
4.1. Aul (*Clangula hyemalis*)

Aul on Eesti arvukaim läbirändav ja talvituv artiline veelinnuliik, kelle arvukus on viimase 20 aasta jooksul tugevasti kahanenud. Kui Lääne-Siberi ja Põhja-Euroopa auli populatsiooni arvukuse hinnanguks oli 90-tel 4 600 000 isendit (Rose ja Scott, 1994), siis hetkel on see arv vaid 1 600 000, mis teeb arvukuse languseks 65% (Skov *et al.* 2011; Wetland International, 2018). Kõige selle valguses on koostatud rahvusvaheline auli kaitse tegevuskava „International Single Species Action Plan for the conservation of the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* - 2016–2025“, mis paneb ette mitmeid tegevusi, mida me peame järgima selle kahaneva liigi kaitseks. Üks nendest tegevustest on kaitse korraldamine auli rändepeatus- ja talvituskohtades (<http://www.unep-aewa.org/en/document/draft-international-single-species-action-plan-conservation-long-tailed-duck-0>). Eestis talvituvate aulide viimaseks arvukuse hinnanguks on 90 000

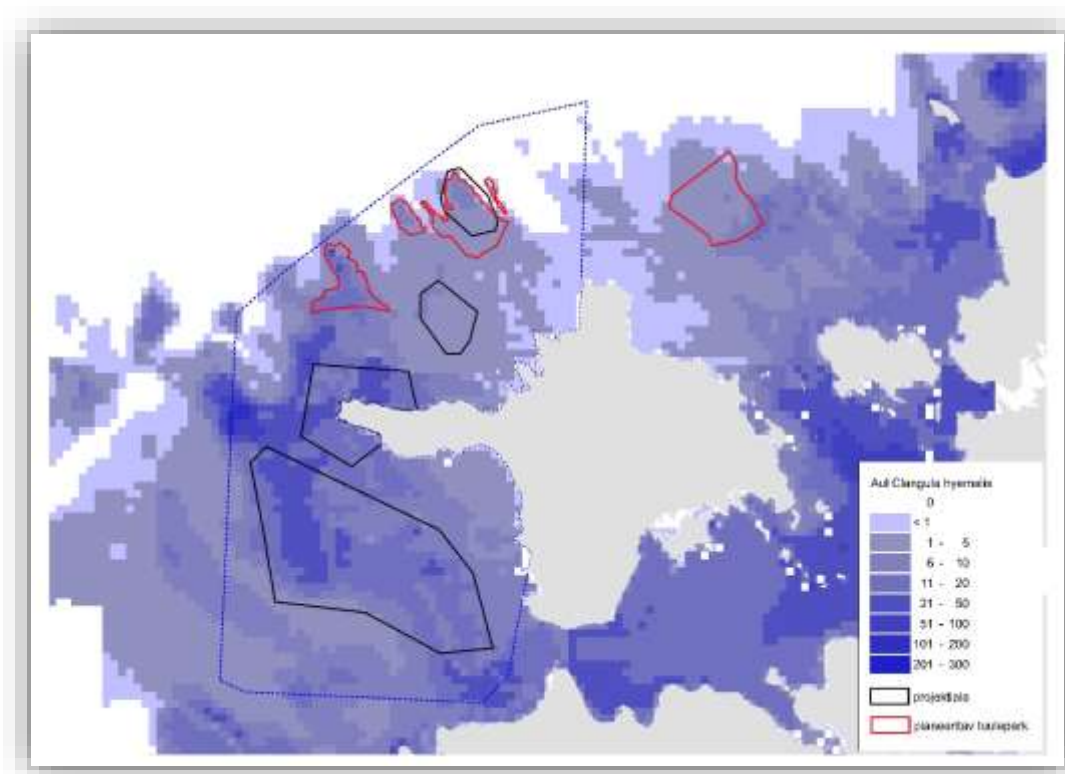
– 460 000 isendit (Eltis *et al*, 2003). Käesoleva loenduse käigus loendati aule kokku, kogu projektilal 21300 isendit, üldhinnanguna 40700 isendit (Tabel 1, joonis 4-6). Bentosetoidulise e. merepõhjast toituva linnuna on aul väga tugevalt seotud meremadalikega, kus tal on sobiv sügavus sukeldumiseks. Seda illustreerivad ka sügiserändeagegsed levikukaardid, kus suurimad auli rändekogumid on koondunud vaatlusalustele madalikele. Hinnanguliselt peatus kõige rohkem aule Hiiu madalal (8600 is.), sellele järgnes Mardihansu (6500 is) ning Vinkovi madalik (3500 is.). Planeeritaval Kõpu hoiualal oli aule vaid ca 500 (joonis 4, 5, tabel 2). Vinkovi madaliku aulide arvukus oli tegelikult suurem, kuna mitmed suured parved jäid planeeritava kaitseala piiridest napilt välja (joonis 4). Kui vaadelda Madal 1 ja Vinkovi madalikku tervikuna, siis peatus sellel alal hinnanguliselt 5000 auli. Kokku peatusid ligi pooled aulid valitud loendusaladel. Talvised aulid ei olnud nii väga seotud madalikega ning olid rohkem koondunud Kõpu poolsaarest läände (joonis 6).



Joonis 4. Aulide sügisrände aegne leviku Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a. (toorandmed)



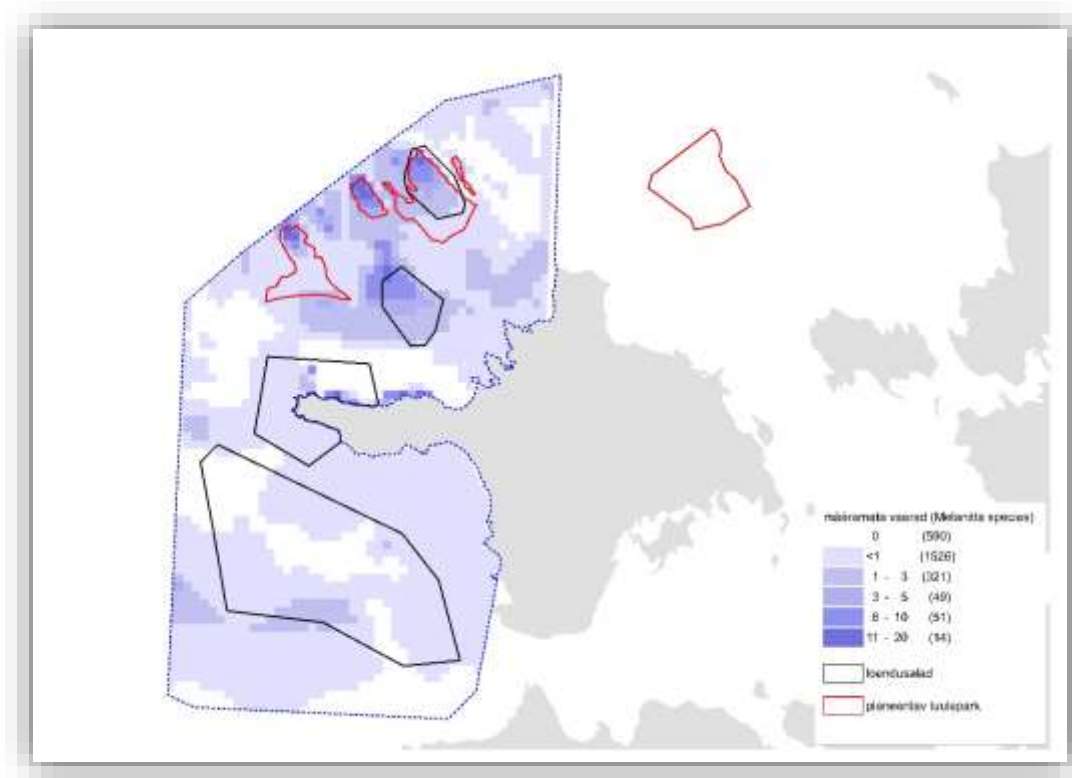
Joonis 5. Aulide sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.



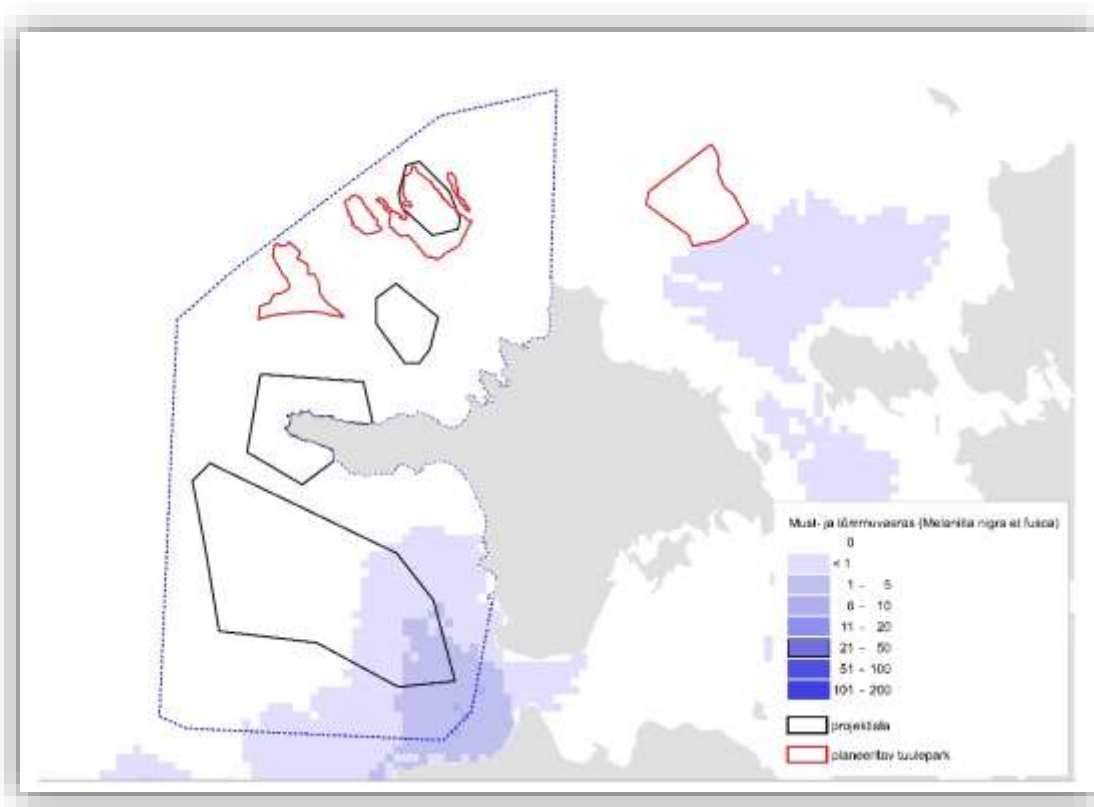
Joonis 6. Aulide talvine levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 15-17 jaanuar 2016.a.

4.2. Must- ja tõmmuvaeras (*Melanitta nigra et.fusca*)

Eestis sulgib, peatub rändel ja talvitub kahte liiki vaeraid – mustvaeras ja tõmmuvaeras. Kui maa pealt on nende kahe liigi määramine väga lihtne, siis lennukilt on seda teha äärmiselt raske, eriti juhul kui tegemist on ujuvate lindudega. Seetõttu käsitletakse neid käesolevas aruandes koos. Vaeraid loendati kogu projektialal kokku 473 isendit. Üldhinnang kogu alale oli 2200 isendit, piiridega 2000 – 4000 isendit (Tabel 1). Tähtsaimad vaeraste koondumisalad asusid madalikel, sest nii nagu aul, saavad ka vaerad toidu veekogu põhjast (joonis 7). Talvine pilt oli erinev, kuna suurim vaeraste kontsentratsioon oli Soela väinast läänes ja seda ka mitte väga suurel arvul (joonis 8). See on ka mõistetav, kuna vaeraste talvitusalad jäävad Liivi lahe põhjaossa ja Suurde Katlasse.



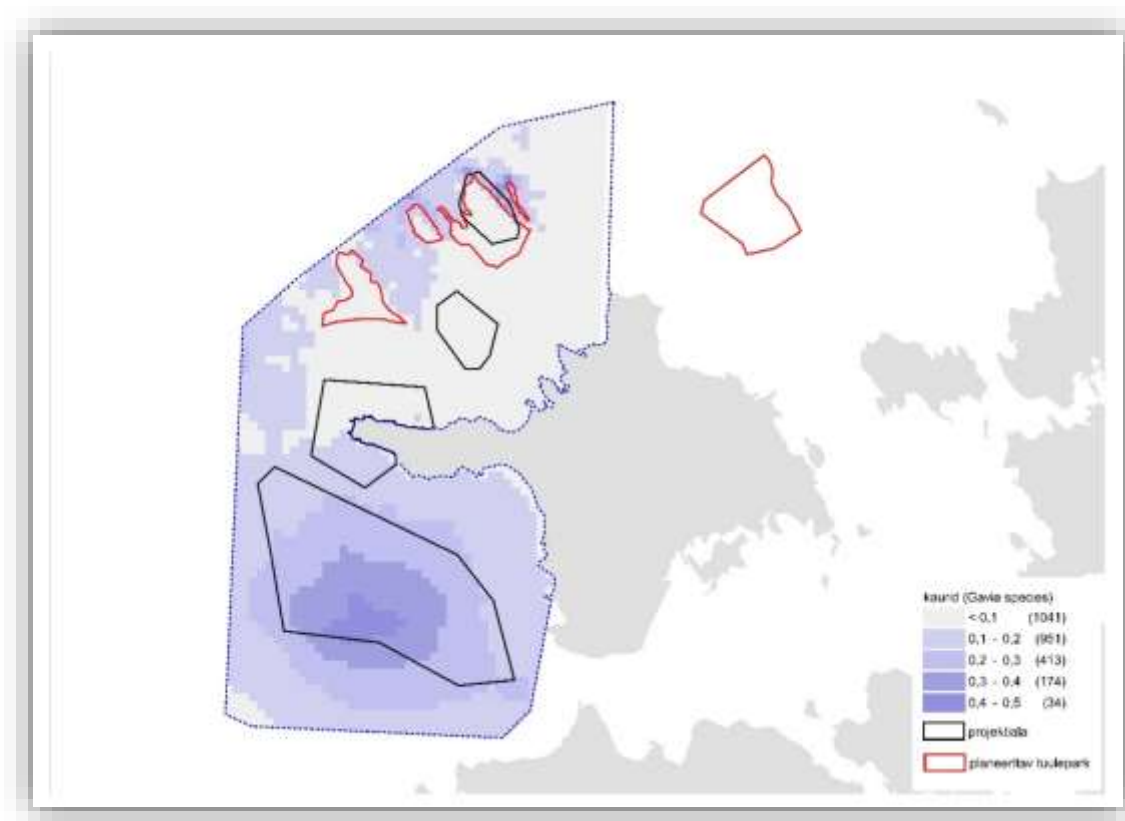
Joonis 7. määramata vaeraste sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.



Joonis 8. määramata vaeraste talvine levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 15-17 jaanuar 2016.a.

4.3. Punakurk- ja järvekaur (*Gavia stellata et arctica*)

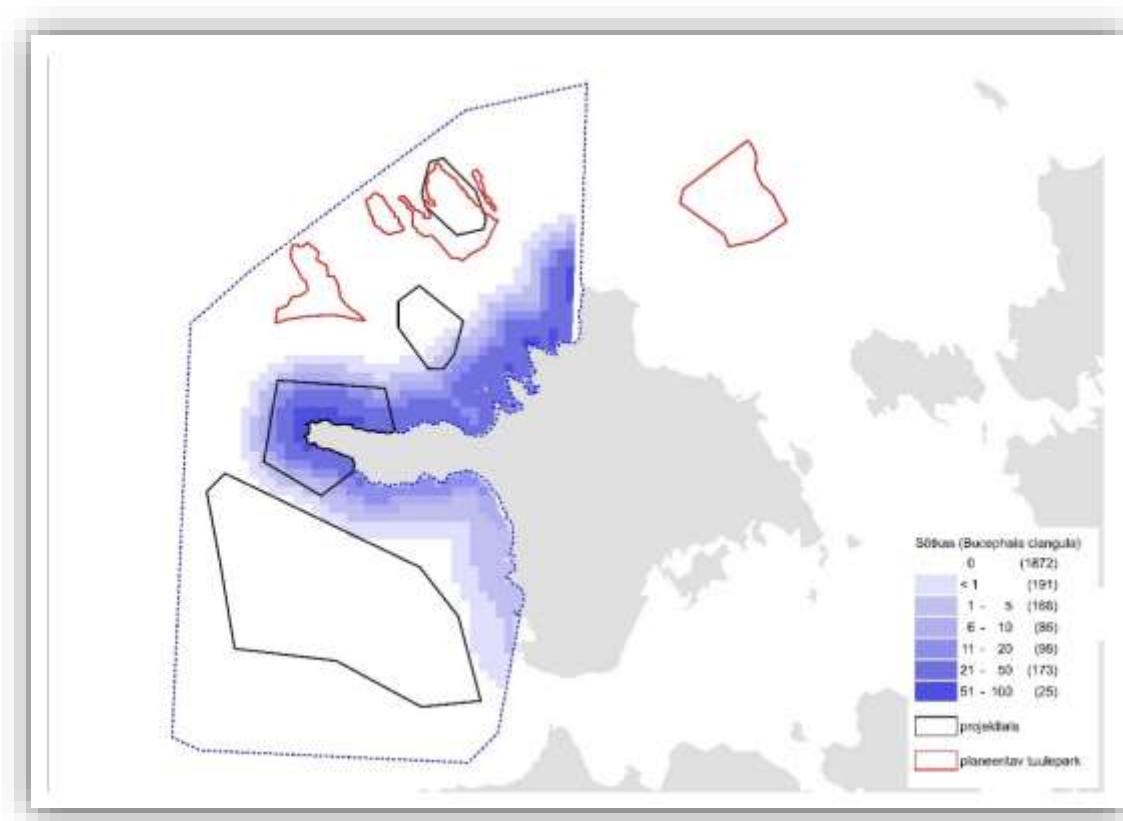
Punakurk- ja järvekauri käsitletakse samuti koos, kuna ka nende puhul on probleeme lennukilt määramisel. Samas peab märkima, et kõik määratud kaurid osutusid punakurk-kaurideks, mis lubab arvata nende suurt enamust järvekauri ees. Kauride puhul on tegemist klassikalise kalatoidulise linnuga, mistõttu pole nad seotud madalikega, sest saavad toidu kätte ka sügavamast veest, kalade näol. Kauride toitumisalad on tavaliselt suhteliselt „laialivalguvad“ ning pole nii kontsentreeritud nagu teistel arktilistel veelindudel. See tuleneb eelkõige toidubaasist ning sellest, et toitutakse üksikult või paari kaupa. Kogu projektialal loendati kaure vaid 60 isendit, mis andis arvukuse hinnanguks ca 400 lindu, piiridega 250 – 600 isendit (Tabel 1). Samas peab märkima, et kauride puhul on suur oht teha alahinnanguid, kuna nende loendamine nõuab väga häid vaatlustingimusi – peegelsiledat merd ning head valgust. Juba pisut suurema lainega, kipuvad linnud ära kaduma. Sügisel olid kaurid rohkem koondunud Mardihansu lahte ning loendusala loodeservas olevate madalike vahele (joonis 9).



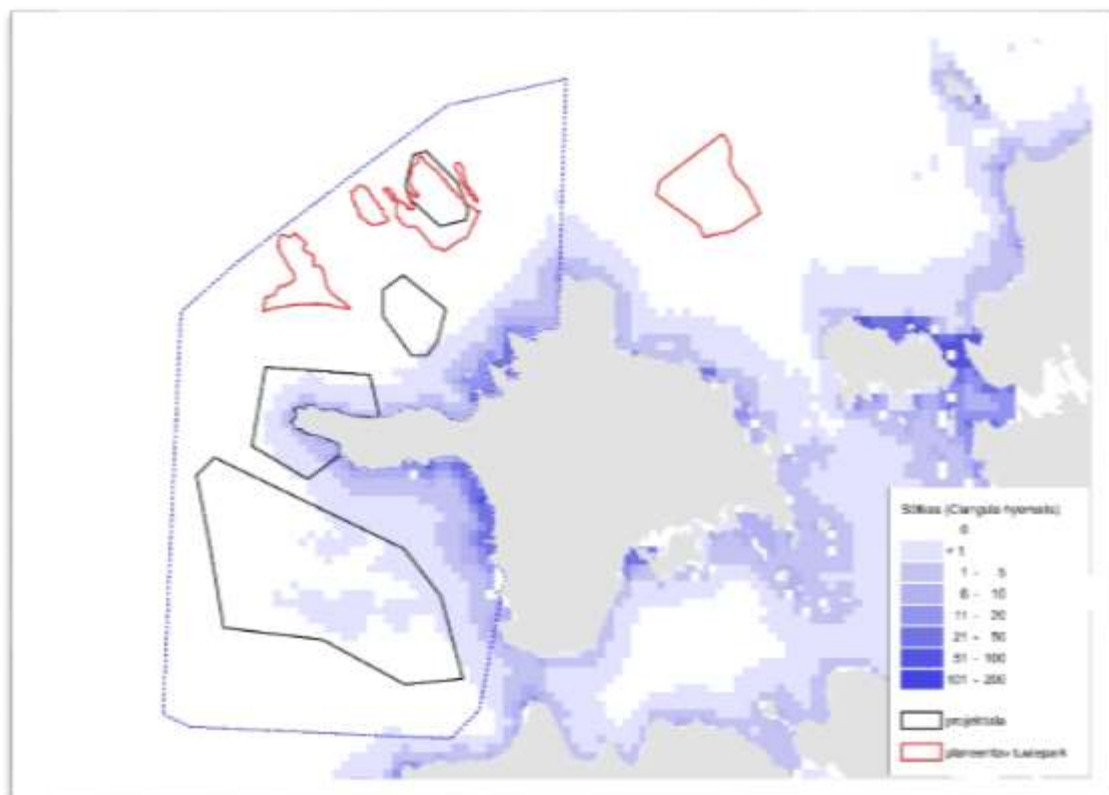
Joonis 9. määramata kauride sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a. sügisel

4.4. Sõtkas (*Bucephala clangula*)

Sõtkas on rannikulähedase levikuga veelind ning seetõttu väldib avamerd. Kuna kõik vaatlusalused madalikud on sõtkale rannikust piisavalt kaugel, siis seda liiki seal ka ei kohatud. Seevastu on ta tavaline ja arvukas rannikuäärsetes vetes (joonis 10). Sõtkaid loendati projektialal kokku 1600 isendit, mis tegi keskmiseks arvukusehinnanguks 11 900 isendit, usalduspiiridega 6700 – 21 000 isendit (Tabel 1). Talvine levik kopeeris sügisest levikupilti (joonis 11).



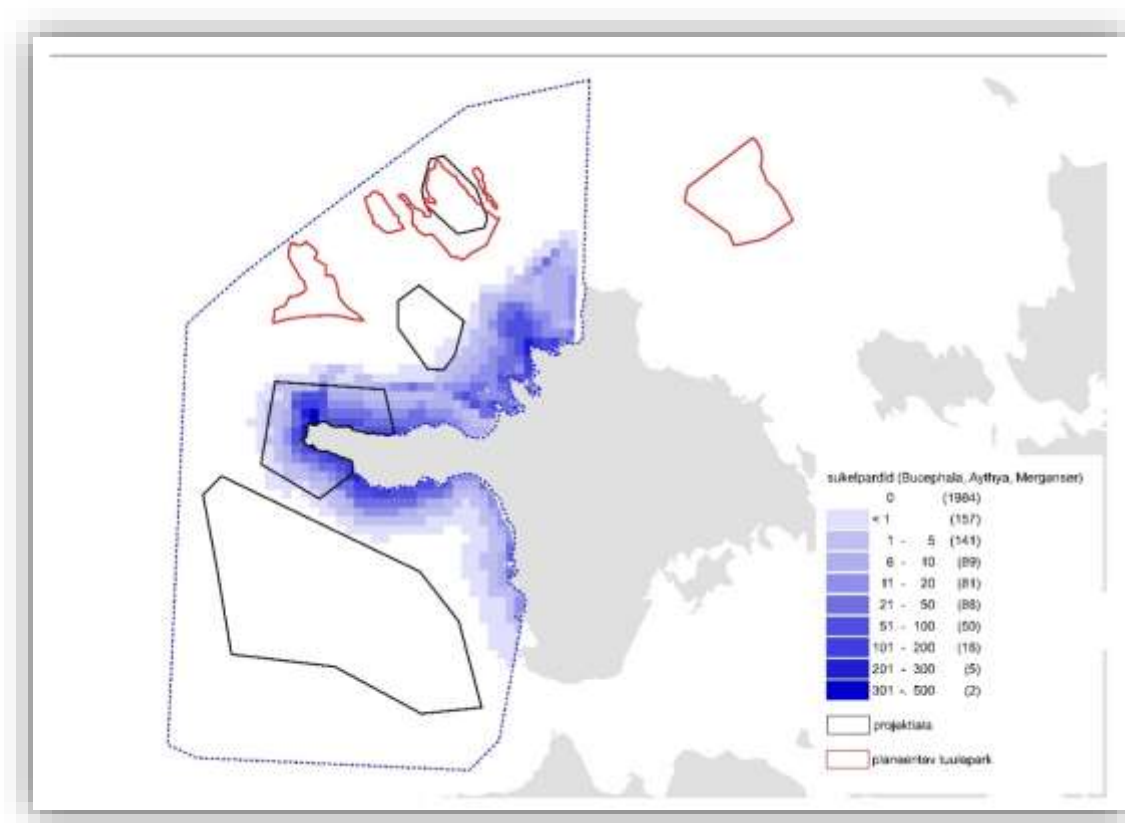
Joonis 10. Sötka sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.



Joonis 11. Sötka talvine levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 15-17 jaanuar 2016.a.

4.5. Sõtkas, jääkoskel, tuttvart (*Bucephala clangula*, *Mergus merganser*, *Aythya fuligula*)

Kuna sõtka, jääkoskla ja tuttvardi puhul oli tegemist kõige levinumate rannikulähedaste veelinnuliikidega, siis käsitlesime neid ka koos. Kui võrrelda selle rühma levikut projektialal, siis see ei erinenud väga sõtka omast (joonis 12). Kokku loendati neid kolme liiki 1900 isendit, mis andis keskmiseks arvukus hinnanguks 18 600 isendit, piiridega 11 500 – 30 300 isendit (Tabel 1).

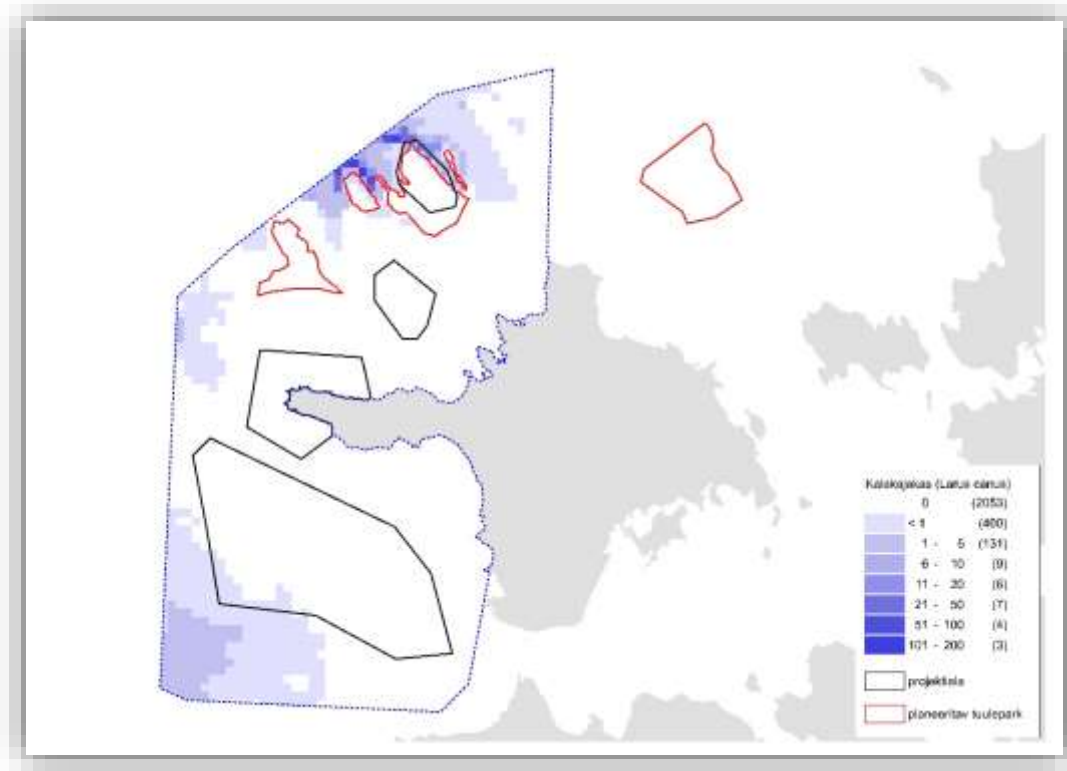


Joonis 12. Sõtka, jääkoskla ja tuttvardi sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.

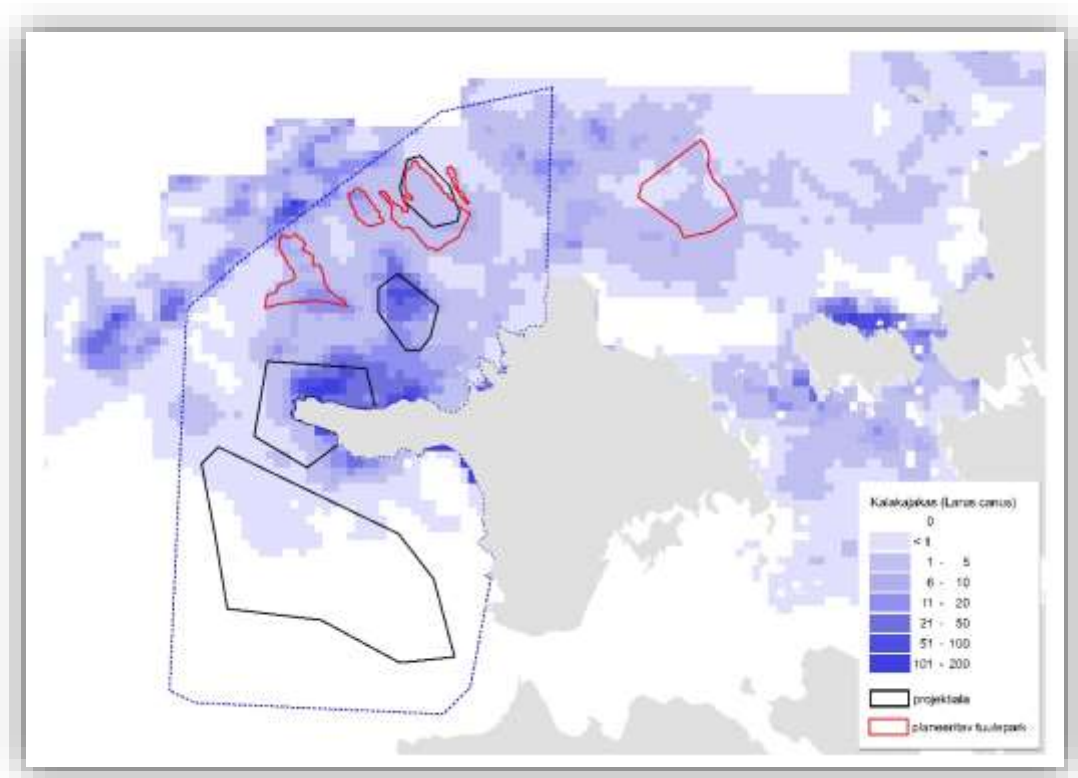
4.6. Kalakajakas (*Larus canus*)

Arvukaim kajakaliik projektialal oli kalakajakas, keda loendati kokku 320 isendit. Sellest tulenevalt oli keskmiseks arvukusehinnanguks 1400 isendit, piiridega 480 – 4300 isendit (Tabel 1). Kalakajakad nagu ka kõik teised kajakaliigid järgivad laevu ning seetõttu kohtab neid tihti laevade läheduses. Sellest tulenevalt olid kalakajakad koondunud Vinkovi madalast loodesse jäävale laevateele. Teine koondumine oli loendusala

lõunaosas, kus toimus traalpüük (joonis 13). Talvine pilt oli pisut erinev, kuna linnud olid rohkem laiali, levides Kõpu poolsaare rannikulähedasel merel ning Hiiu madalal. Hästi joonistub levikukaardilt välja ka loendusosalast loodes asuv laevatee (joonis 14).



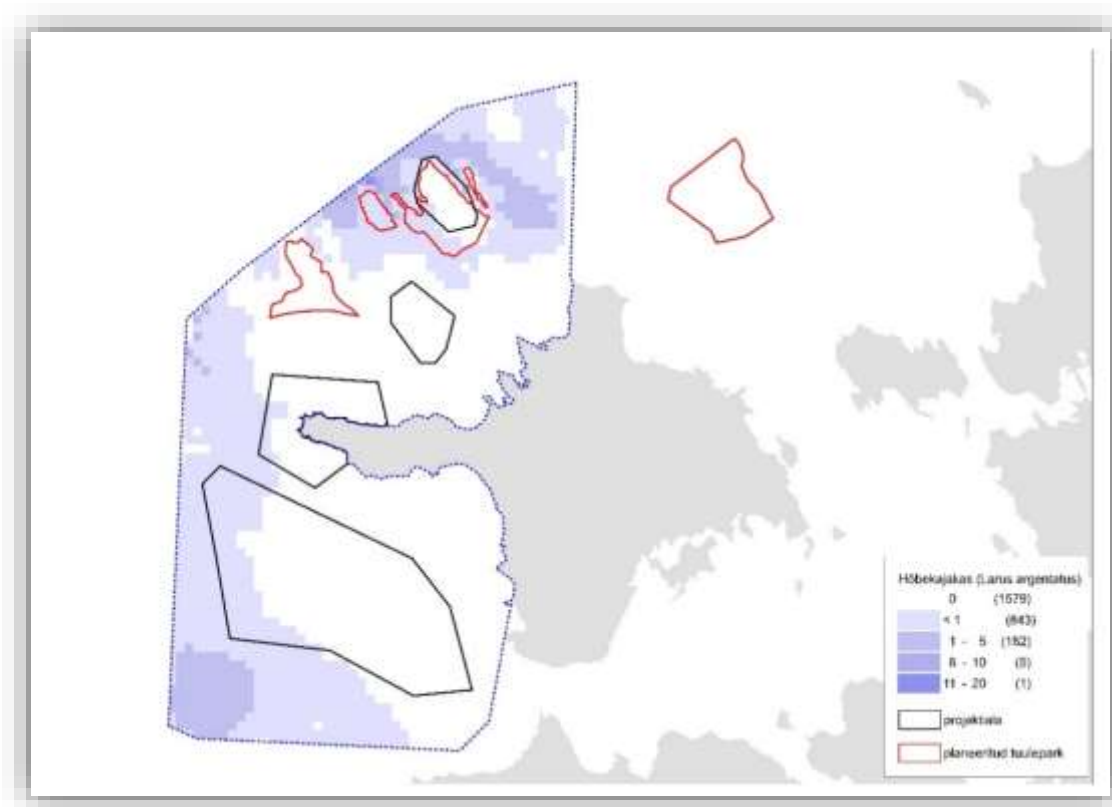
Joonis 13. Kalakajaka sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.



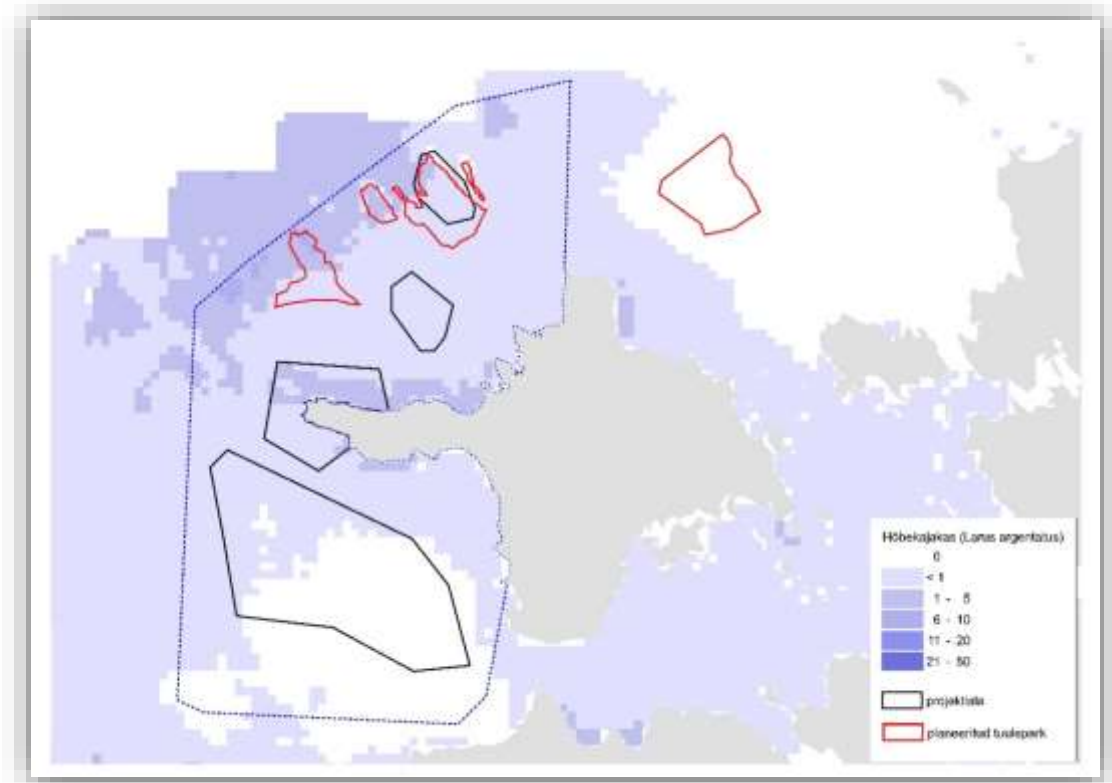
Joonis 14. Kalakajaka talvine levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 15-17 jaanuar 2016.a.

4.7. Hõbekajakas (*Larus argentatus*)

Hõbekajaka sügisene levik järgis kalakajaka oma. Nii nagu kalakajakat, kohtab ka teda kõige rohkem laevade ümbruses (joonis 15). Hõbekajakat oli kalakajakast vähem, 200 isendit, keskmise arvukus hinnanguliselt 675 isendit, vahemikuga 360 – 1250 isendit (Tabel 1). Talvel oli hõbekajakas koondunud laevateele ning vähemal arvul rannikule (joonis 16).



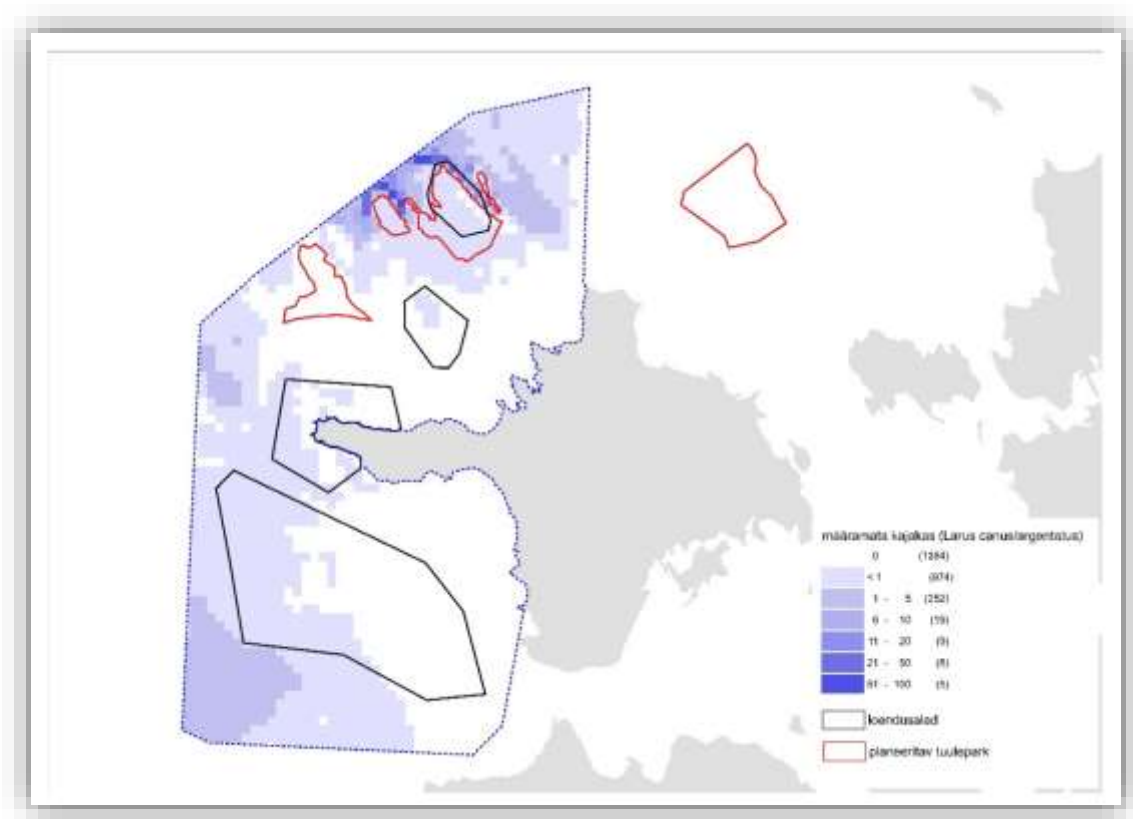
Joonis 15. Hõbekajaka sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.



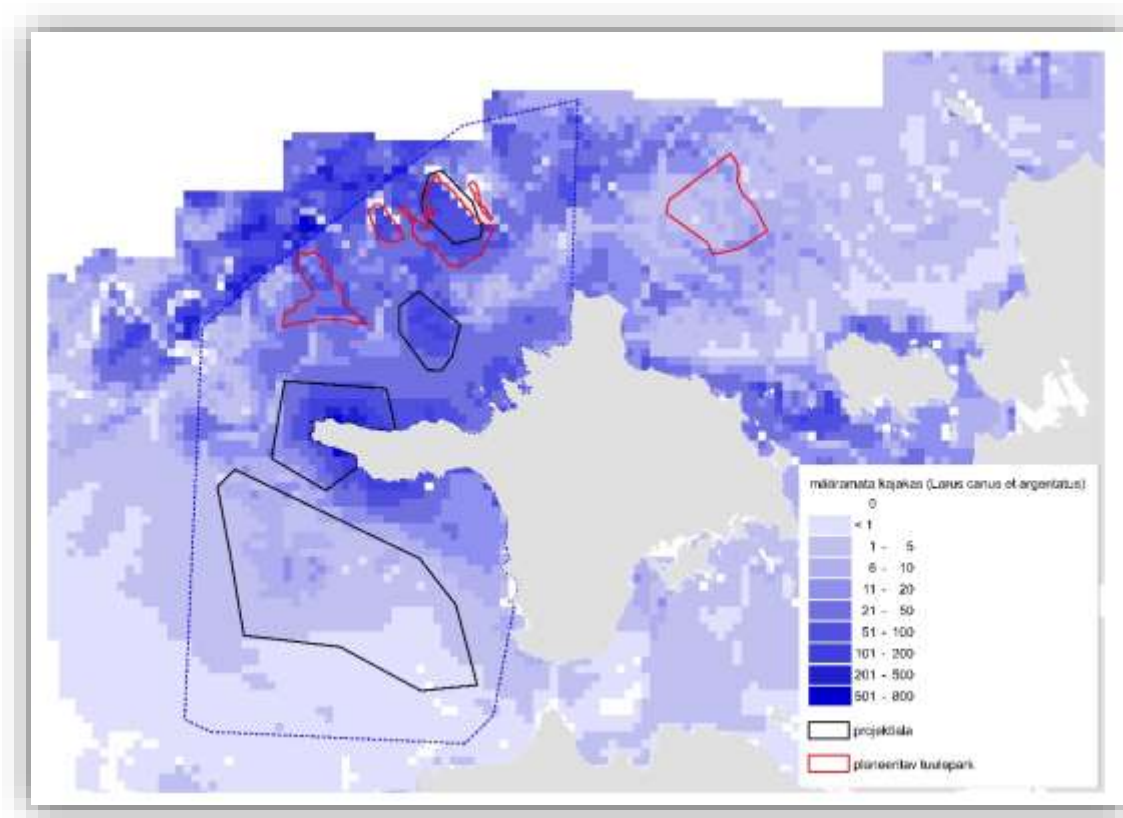
Joonis 16. Hõbekajakas talvine levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 15-17 jaanuar 2016.a.

4.8. Kalakajakas ja hõbekajakas (*Larus canus et argentatus*)

Väga tihti ei ole võimalik õhust vahet teha kalakajakal ning hõbekajakal, kuna nende kahe liigi sulestik on väga sarnane ning hea taustsüsteemi puudumisel ei saa hinnata nende suurust. Sellest tulenevalt tehakse sageli ka nende kahe liigi jaoks eraldi levikumudel, kuna väga suur osa kajakatest jääb määramata. Määramata kajakate levikupilti tuleb vaadata koos kalakajaka ja hõbekajaka omaga, sest reeglina see suure osas kattub (joonis 13, 15, 17). Talvine levik on rohkem hajutatud (joonis 18).



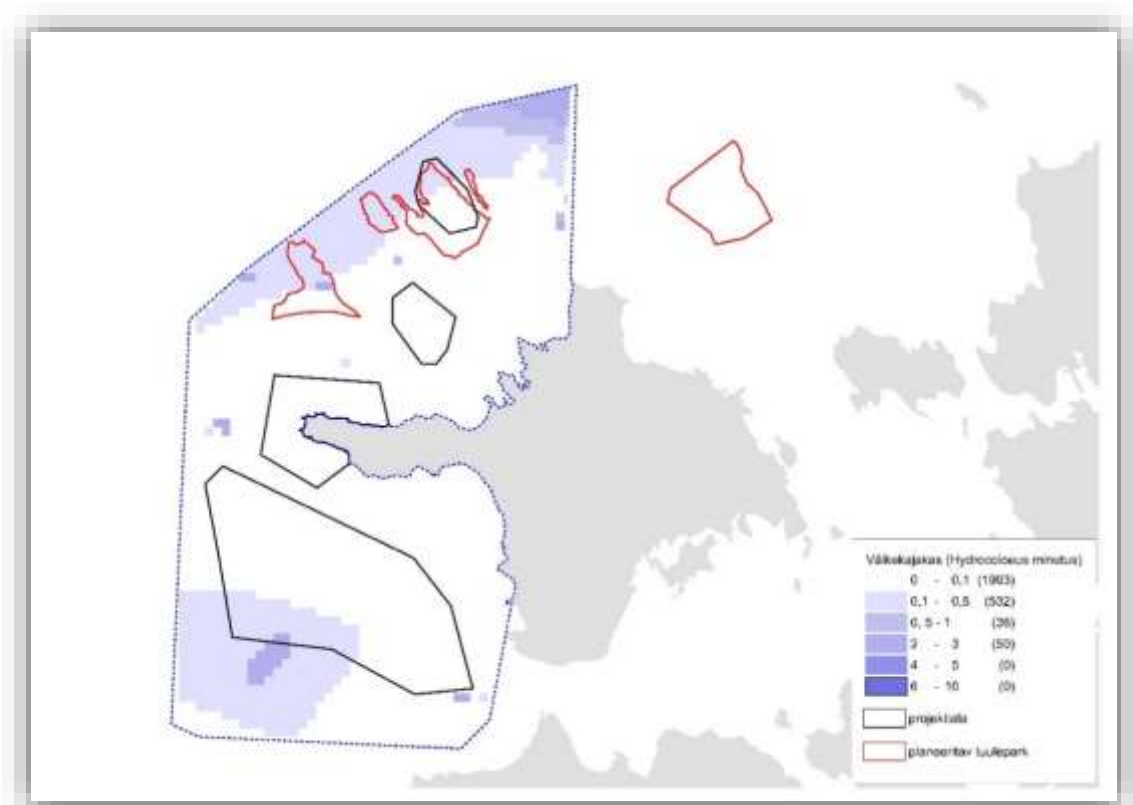
Joonis 17. määramata kajaka sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 2017.a.



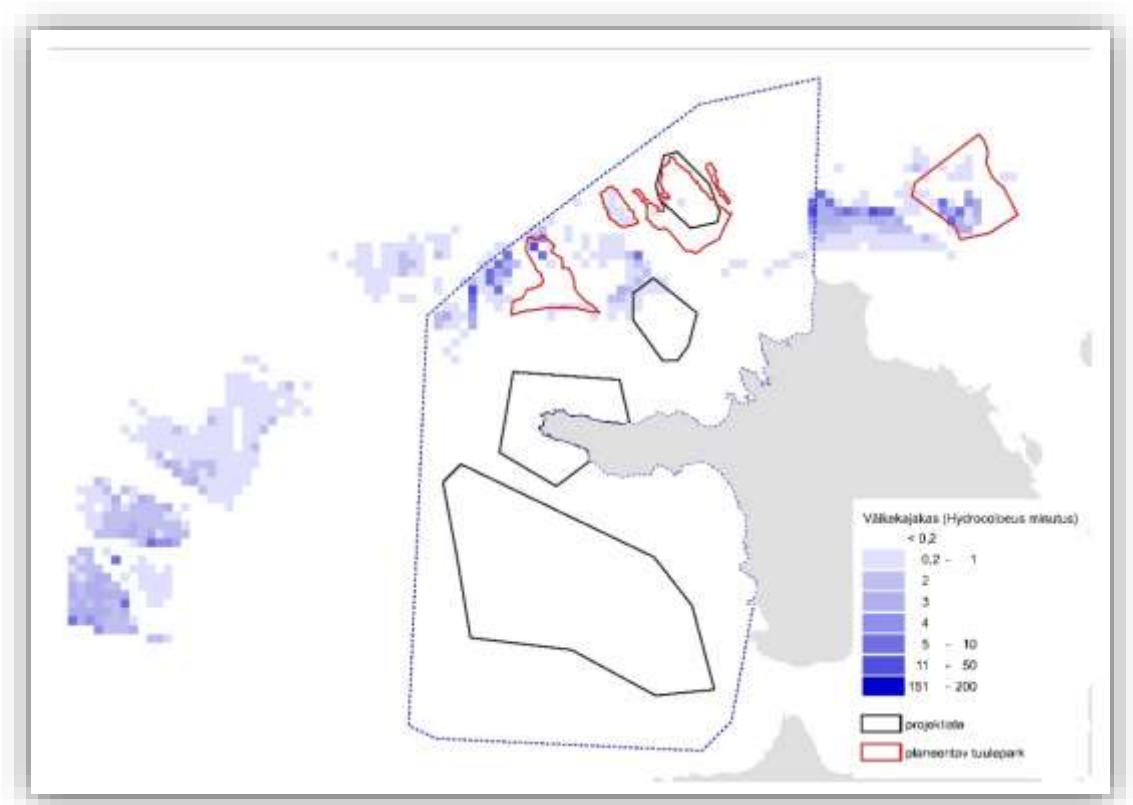
Joonis 18. määramata kajaka talvine levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumerel, 15-17 jaanuar 2016.a.

4.9. Väikekajakas (*Hydrocoloeus minutus*)

Väikekajakas on väljaspool pesitsusaega pelaagilise levikuga linnuliik, kes toitub avamerel ning pole seotud madalikega. Väikekajakat loendati loendusala kokku 53 isendit, mille põhjal hinnati selle liigi arvukuseks alal 240 isendit, piiridega 140 – 410 isendit (joonis 19, Tabel 1). 2016.a. talvel oli liik levinud loendusala loodeosas ning kaugel avamerel, Hiiumaast läänes (joonis 20).



Joonis 19. Väikekajaka sügisene levik ja asustustihedus (isendit/1 km²) Lääne-Hiiumaa rannikumereel, 2017.a.



5. Põhja-Hiiumaa rannikumere linnukaitseline väärtus

Eesti merealade tähtsus lindudele tuleneb eelkõige vahetust paiknemisest Ida-Atlandi rändeteel. Suur osa meil rändel peatuvatest veelindudest pesitsevad Arktikas – valdavalt Venemaa tundraaladel, Koola poolsaarest läänes kuni Taimõri poolsaareni idas. Juba kesksuvel algab nn. lindude sügisränne arktilistelt pesitsusaladelt talvitusaladele, mis sõltuvalt liigist vältab novembri lõpuni. Osa liike rändab siit peatumata läbi, kuid enamus moodustavad rändekogumeid. Eesti rannikul ja avamerel tekkivad sügisränne kogumid on sõltuvalt liigist kas ajutised, s.t. linnud rändavad pärast nuumamist edasi talvitusaladele või püsivad, s.t. jäävad meie vetesse talvituma, moodustades talvituskogumeid. Seoses pehmete talvedega on Läänemere põhjaosa tähtsus talvitavatele merelindudele järkjärgult kasvanud. Märkimisväärne merelindude koondumine meie vetesse toimub kevadel, mil lisaks meil talvitavatele lindudele, saabuvad siia ka linnud kes talvitavad lõunapoolsematel aladel, eriti Siberi tundra- ja taigavööndisse pesitsema suunduvad aulid, vaerad, luiged, haned ja lagled.

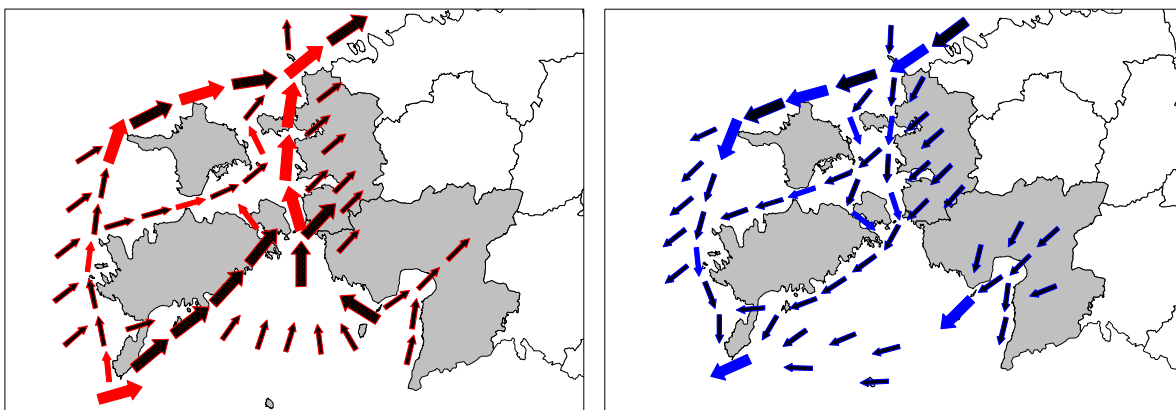
Suurem osa arktiliste veelindude rändepeatuskohtadest ning talvitusaladest asuvad meremadalikel, kuna sealsed toiduressid, vastandina sügavas vees olevatele, on lindudele kättesaadavad. Neid alasid võib tinglikult nimetada „tanklateks“, kus toimub rändeaegne energiavarude kogumine. Kuna lendamine (ränne) on äärmiselt energiamahukas tegevus, siis taolised alad omavad ülitähtsat osa veelindude elutsükli, omades isegi võib-olla olulisemat tähtsust pesitsusaladel toimuvast. Me ei tea näiteks, miks on auli arvukus nii järsult langenud. Me võime süüdistada pesitsusaladel toimuvat (gaasi ja naftaväljad), kuid me ei tohi unustada, et need samad linnud veedavad Läänemerel enamus aega aastast ja arvukuse kahanemise põhjused võivad olla hoopis siin. See võib olla näiteks Läänemere suur reostuskoormus, mereelupaikade hävimine, suured takistused rändeteedel jne. Sellest tulenevalt ei tohi me alahinnata meremadalikel toimuvat ning seetõttu võiksime pöörata nende kaitsmisele suuremat tähelepanu.

Põhja-Hiiumaa rannikumerelt läbirändavate ja toituvate lindude levikumuster, samuti kogumite ajaline jaotumus on tähtsaks komponendiks, millega peab arvestama plaanides

tegevusi nendel aladel. Põhja-Hiiumaa mereakvatoorium on tervikuna oluliseks läbirände ja rändepeatuspaiaks paljudele arktilistele veelindudele. Kui võrrelda kevad- ja sügisrännet, siis on ränne intensiivsem sügisel, kuna paljud veelinnud ei sisene Väinamerre ning järgivad Põhja-Hiiumaa ning Lääne-Saaremaa rannajoont. Seevastu suur osa kevadrändest kulgeb läbi Väinamere ning väiksem osa järgib Saaremaa ja Hiiumaa rannajoont (joonis 21). Seetõttu on rändel peatuvate lindude hulk oluliselt suurem just sügisel. Suurima looduskaitse väärtusega linnuliikideks sellel alal on kirjuhahk, punakurk- ja järvekaur (Euroopa Nõukogu linnudirektiivi I lisa liigid). I lisa liikidest esineb alal veel väikekajakas, räusktiir, tutt-tiir, randtiir, jõgitiir ja väiketiir. II lisa liikidest on tähtsaimad aul, merivart, hahk, tõmmu- ja mustvaeras. Eriti suurt tähelepanu tuleb pöörata suuremat kaitset väärivale aulile, kelle arvukus on viimastel aastakümnetel väga oluliselt langenud. Valmimas on rahvusvaheline auli kaitse korraldamise tegevuskava, kus on välja toodud vajadus kaitsta auli rändepeatus- ja talvitalasid <http://www.unep-aewa.org/en/document/draft-international-single-species-action-plan-conservation-long-tailed-duck-0>. Merel peatuvate linnuliikide puhul on kaitse eesmärgiks tavaliselt arvukate liikide elupaikade kaitse, kelle arvukus alal moodustab olulise osa populatsiooni arvukusest. Rahvusvaheliselt üheks aktsepteerituimaks mõõdupuuks oluliste alade valikul on nn. Ramsari kriteeriumid (Heath and Evans, 2000). Ramsari konventsiooni kriteerium nr 6 väidab, et rahvusvaheliselt tähtsaks märgalaks peetakse ala kus peatub regulaarselt 1 % mingi liigi või alamliigi populatsioonist. Teine kriteerium, nr 5 väidab, et kaitsta tuleb ka alasid kus peatub regulaarselt 20 000 või rohkem veelindu. Põhja-Hiiumaa rannikumere madalikest kvalifitseeruks nendeks aladeks Apollo ning Hiiu madal ning varasematele uuringutele toetudes ka Vinkovi madal (Leito, 2008).

Kevad

Sügis



Joonis 21. Arktiliste veelindude transiitränne Lääne-Eesti rannikuala (pudelikaelad paksult)

Käesoleva töö üheks eesmärgiks oli selgitada veelindude paiknemist neljal Hiiumaa merealal - projekteeritaval Vinkovi meremadala looduskaitsealal, projekteeritaval Kõpu merekaitsealal, Mardihansu PT7 arendusalal ja Hiiu madala hoiualal. Nendel aladel peatuvatest veelinnuliikidest oli võimalik anda arvukushinnang 5 liigil ja 4 liigirühmal. Arvukushinnangutest loendusosaladel annab ülevaate tabel 2.

Tabel 2. Veelindude arvukushinnangud Hiiumaa rannikumere loendusosaladel 2017.a sügisel.

Liik	Projekteeritav Vinkov'i meremadala looduskaitseala		
	keskmine	miinimum	maksimum
<i>Aul Clangula hyemalis</i>	3498	2622	4667
Määramata vaerad <i>Melanitta species</i>	152	84	275
Sõtkas <i>Bucephala clangula</i>	0	0	0
Sõtkas+jääkoskel+tuttvart	0	0	0
määramata kaurid <i>Gavia species</i>	7	5	11
Väikekajakas <i>Larus minutus</i>	5	3	9
Kalakajakas <i>Larus canus</i>	187	63	554
Hõbekajakas <i>Larus argentatus</i>	17	9	32
Kalakajakas+Hõbekajakas	186	92	374
Liik	Projekteeritav Kõpu merekaitseala		
	keskmine	miinimum	maksimum
<i>Aul Clangula hyemalis</i>	473	355	631
Määramata vaerad <i>Melanitta species</i>	122	68	220
Sõtkas <i>Bucephala clangula</i>	3616	2046	6393
Sõtkas+jääkoskel+tuttvart	5291	3255	8599
määramata kaurid <i>Gavia species</i>	14	9	22
Väikekajakas <i>Larus minutus</i>	0	0	0
Kalakajakas <i>Larus canus</i>	5	2	15
Hõbekajakas <i>Larus argentatus</i>	6	3	11
Kalakajakas+Hõbekajakas	15	7	30
Liik	Mardihansu PT7 arendusala		
	keskmine	miinimum	maksimum
<i>Aul Clangula hyemalis</i>	6493	4870	8636
Määramata vaerad <i>Melanitta species</i>	161	89	291
Sõtkas <i>Bucephala clangula</i>	2	1	4
Sõtkas+jääkoskel+tuttvart	0	0	1
määramata kaurid <i>Gavia species</i>	138	89	215
Väikekajakas <i>Larus minutus</i>	30	18	51
Kalakajakas <i>Larus canus</i>	23	8	68
Hõbekajakas <i>Larus argentatus</i>	37	20	69
Kalakajakas+Hõbekajakas	58	29	117
Liik	Hiiu madala hoiuala		
	keskmine	miinimum	maksimum
<i>Aul Clangula hyemalis</i>	8622	6463	11502
Määramata vaerad <i>Melanitta species</i>	224	124	405
Sõtkas <i>Bucephala clangula</i>	37	21	65
Sõtkas+jääkoskel+tuttvart	8	5	13
määramata kaurid <i>Gavia species</i>	4	3	6
Väikekajakas <i>Larus minutus</i>	0	0	0
Kalakajakas <i>Larus canus</i>	1	0	3
Hõbekajakas <i>Larus argentatus</i>	6	3	11
Kalakajakas+Hõbekajakas	15	8	30

Kõigi nelja ala puhul, ei ületanud seal peatuvate veelindude arv Ramsari 1% või 20 000 isendi kriteeriumit, mis ei tähenda aga seda, et need alad on veelindudele mitteolulised. Väga oluline on alal korraga viibivate lindude hulk, kuid veelgi olulisem on ala kasutatavate lindude hulk ehk rändekäive (*turnover*). Kuna rändekäivet on väga raske hinnata, siis ongi mindud lihtsama vastupanu teed ning kasutatakse ala väärtuse hindamisel Ramsari 1% kriteeriumit. See kriteerium annab võimaluse võtta kaitse alla alasid, kus peatub üle 1% mingi konkreetse liigi asurkonnast. Siin tuleb mängu aga ala suurus, sest mida väiksem ala, seda raskem on kriteeriumit täita. Me teame, et meilt rändab läbi peaaegu kogu 1 600 000 isendiline auli populatsioon ning kõik nad kasutavad vähemal või suuremal määral toiduresse, mis asuvad meie rannikumeres asuvatel meremadalikel. Samas me teame ka, et arktiliste veelindude sügisränne kulgeb piki Eesti põhjarannikut, pöörates Kõpu poolsaare tipust lõuna suunas ning kõik Hiiumaast põhjas olevad madalikud jäävad rändeteele. Siit tulenevalt on nende madalike tähtsust veelindudele raske alahinnata.

Projekteeritav Vinkovi meremadala looduskaitseala

Vinkovi madalike grupp koosneb 3 madalikust – Vinkovi madalik ning 2 nimetut madalikku. Nendest kõige väiksem (Madalik 1) jääb Vinkovist 1,5 km kaugusele itta ja Madalik 2 Vinkovist 5 km läände (joonis 4). Oluline viga mida tehakse on, et igat väikest madalikku vaadatakse iseseisvana. Taolisel juhul ei ole Ramsari kriteeriumi saavutamine ühegi madaliku puhul võimalik, sest selleks on madalikud lihtsalt liiga väikesed. Hiiumaa põhjamadalikud – Vinkovi madal, Madalik 1 ja Madalik 2 on üks süsteem, kus toimub madalike vahel pidev veelindude liikumine. Nende kolme madaliku puhul on Vinkovi madalik ning Madalik 1 veelindudele kõige atraktiivsemad, mida näitavad nii värsked kui ka varasemad loendustulemused (Leito, 2008). Kuigi viimaste loendusandmete põhjal ei ületa sealne aulide arvukus Ramsari kriteeriumit, väärivad need kaitse alla võtmist.

Hiiu madaliku hoiuala

Hiiu madaliku hoiuala piir langeb hästi kokku lindude paiknemisega alal, kuigi linnud on levinud nendest piiridest ka väljaspool, eriti lääne ja loode suunal. 2016.a. taliloendusel leiti Hiiu madala põhjaosast kirjuhaha 200 isendiline talikogum, mis oli uus kirjuhaha talvituskoht Läänemerele. Hiiu madaliku olulisust arvestades, ei tohiks lubada hoiuala piiride läheduses tegevusi, mis muudaks oluliselt merepõhja kooslusi n. liiva kaevandamine.

Mardihansu planeeringuala PT7

Juhul kui planeeritav tuulepark on vältimatu, tuleks kindlasti planeeringuala piiri nihutada 20 m sügavusjoonest lääne poole. Ala idapoolne ja madalam ala on oluline veelindude rändepeatuse ja talvituskohana. Samas tuleb arvestada väga suure kumulatiivse mõjuga veelindudele, eriti juhul kui saab teoks Põhja-Hiiumaa merele kavandatav Loode-Eesti meretuulepark.

Projekteeritav Kõpu merekaitseala

Kavandatav Kõpu merekaitseala on keskendunud rohkem rannikuäärse mere elustiku kaitsele ning teeb seda väga edukalt, kuid pakub õige vähe avamerel peatuvatele liikidele v.a. arktiliste veelindude rändekoridori pudelikaela (e. bottleneck) kaitse poolsaare tipust läänes. Kindlasti tuleks edaspidi pöörata suuremat tähelepanu rände pudelikaelte kaitsele ja seda nii maismaa kui mere kontekstis. Hiiumaal on taolised kohad Tahkuna poolsaare ja Kõpu tipp. Pudelikaelte all me mõtleme kohti kuhu koondub ränne tingituna mingist geograafilisest tõkkest (Joonis 21).

6. Tuuleparkidest tulenevad otsesed ohutegurid

Toiduressursi ja toitumistingimuste kaudu (oluline mõju) on kõige haavatavamad meremadalikel toituvad veelinnuliigid. Tavaliselt on sellel juhul tegemist põhjast toitu otsivate veelindudega, kelle sukeldumissügavus on kuni 30 m. Nendeks on põhjaloomastikust toituvad aulid, hahad, vaerad ja merivardid. Suurim oht merepõhja elupaikade hävimisel on tuulikute rajamisega seotud muutused merepõhjas, mis omakorda põhjustab muutusi ka merepõhja elustikus. Kalatoiduliste (kaurid, kosklad) ja pelaagilistele liikidele (kajakad, tiirud) see erilist ohtu ei kujuta, kuna need liigid saavad hakkama ka sügavas vees ning pole madalikega otseselt seotud. Küll võivad nad koonduda madalike serva aladele, kus võivad olla rikkalikumad kalavarud.

Tuulikud kui takistus rändavatele veelindudele (oluline mõju). Töötavad tuulepargid on oluliseks takistuseks rändavatele veelindudele (Madsen *et al.* 2009, Larsen & Guillemete, 2007, Topping & Petersen, 2011). Mitmel pool Lääne-Euroopas on tehtud põhjalikke radaruuringuid selgitamaks avamere tuuleparkide mõju transiiträndel olevatele veelindudele. Uuringud näitavad, et rändavad linnud väldivad avamere tuuleparke ning ei sisene nendele aladele ning ei lenda neist läbi (Desholm, 2006, Madsen *et al.* 2009). Kuna projektilal pole kunagi radarvaatlusi teostatud, siis saame vaid oletada põhilise rändevoo

kulgemist Põhja-Hiiumaa rannikumerel. Visuaalvaatlused rannikult näitavad, et nii kevad- kui sügisränne koondub põhiliselt Kõpu ja Tahkuna poolsaarte tippudes. Seda arvestades jääb rändetele ette vaid Kuivalõuka kuiv (endine Neupokojevi madal) ning väga suure tõenäosusega jäävad Põhja-Hiiumaa madalad põhilisest veelindude rändkoridorist põhja poole ning ei kujuta suurt takistust transiiträndel olevatele lindudele.

Kokkupõrkeoht tuuliku labadega (oluline mõju). Suurima riskitasemega linnuliikideks on liigid, kes kasutavad rändel tõusvaid õhuvoole (kullilised, toonekured, sookured, kormoranid ja kajakad). Kuna tõusvad õhuvoolud tekivad maismaa kohal, siis kokkupõrkeoht on suurim rannikul ning maismaal asuvates tuuleparkides. Arvestades, et avamerel tõusvad õhuvoolud praktiliselt puuduvad, siis avamere tuulepargid kõnesolevatele liigirühmadele erilist ohtu ei kujuta, eriti kui arvestada, et nn „planeerivad“ liigid väldivad suuri veekogusid ning neid ületades kasutavad madalat sõudelendu. Kuna veelinnud väldivad tuuleparke, siis ka nende kokkupõrkeoht tuulikutega on suhteliselt madal. Küll võib see toimuda väga halbades ilmastikutingimustes. Ka nendes oludes on see tõenäosus väike, kuna halva ilmaga rännet tavaliselt ei toimu. Tõsiseks ohuks võivad kujuneda avamere tuulepargid öistele rändajatele, kelleks on enamasti värvulised ja kahlajad. Arvestades nende kahe liigirühma rändekõrgust, siis suurim oht kokkupõrgeteks on värvulistel, kes rändavad madalamatel kõrgustel. Tuuleparkide tuled võivad olla väga suureks ohuks eriti rändavatele maismaalindudele, kuna meelitavad rändlinde tuulepargi aladele. Tuginedes visuaalvaatlustele (radaruuringud puuduvad) rannikult, kulgeb tähtsaim maismaalindude rändekoridor Hiiumaal Tahkunast Hankosse ning vastupidi.

7. Kirjandus

Aunins, A. 2015. Guidelines for coordinated cost-effective future monitoring of marine birds. Baltic Marine Environment Protection Commission. Working Group on the State of the Environment and Nature Conservation. Testing new concepts for integrated environmental monitoring of the Baltic Sea (BALSAM) Work. Package 3: Regional coordination of monitoring of marine mammals and seabirds. Helsinki, Finland. Pp 1-15. <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/HELCOM%20guidelines%20for%20coordinate%20monitoring%20of%20wintering%20birds.pdf>;

Camphuysen C.J., Fox A.D., Leopold M.F. & Petersen I.K. 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K.. Report commissioned by COWRIE for the Crown Estate, London. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel, 38pp.

Desholm, M. 2006. Wind farm related mortality among avian migrants – a remote sensing study and model analysis. University of Copenhagen: pp 127.

Elts, J., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M., Pehlak, H. 2009. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008–2012 . *Hirundo*, 26(2), 80 - 112.

Heath, M. F., Evans, M. I. (eds.) 2000. Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 8).

Kuresoo, A, Luigujõe, L., Kuus, A. 2013. Rändel peatuvate veelindude seiremetoodika väljatöötamine ja kohandamine Eesti oludele.

Larsen, J., Guillemete, M. 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* (2007) 44, 516–522.

Leito, A. (2008). Avamere tuuleparkide rajamisega Loode-Eesti rannikumerre kaasnevate keskkonnamõjude hindamine. Käsikiri. 48 pp.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R., and Desholm, M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.

Miller, L., Louise Burt, M., Rexstad, E.A. & Thomas, L. 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. *Method in Ecology and Evolution*, 4, p 1001-1001.

Petersen, I.K, Fox, A.D. 2005. An aerial survey technique for sampling and mapping distributions of waterbirds at sea. Department of Wildlife Ecology and Biodiversity, National Environmental Research Institute. 24 pp.

Pihl, S., Frikke, J. 1992. Counting birds from aeroplane. Pp 8-21 in: J. Komdeur, J. Pertelsen ja G. Cracknell (eds.). Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds, IWRB Special Publications No.19.

Rose, P.M. & Scott, D.A. 1994. Waterfowl Population Estimates. IWRB Publication 29, Slimbridge.

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Mikkola Roos, M., Pihl, S., Sonntag N., Stock, A., Stipniece, A. and Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. Copenhagen, 201 pp

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. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>.

Topping, C., Petersen, I.C., 2011. Report on a red-throated diver agent-based model to assess the cumulative impact from offshore wind farms. Aarhus University. 48 pp.

Wetlands International, 2018. "*Waterbird Population Estimates*". Retrieved from wpe.wetlands.org on Friday 2 Feb 2018.

Lisa 1. Modelling outputs

Long tailed Duck *Clangula hyemalis*

Detection model

Summary for ds object
Number of observations : 173
Distance range : 44 - 1000
AIC : 333.8694

Detection function:
Hazard-rate key function

Detection function parameters

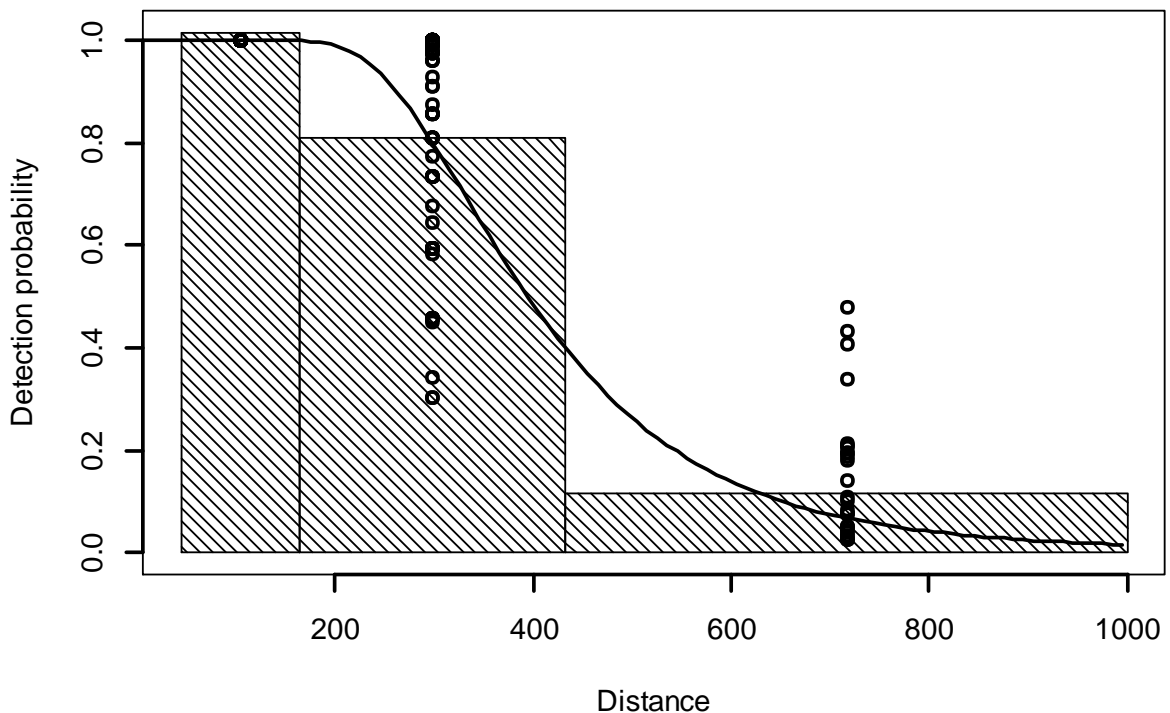
Scale coefficient(s):

	estimate	se
(Intercept)	5.2670990	0.33876159
log(size)	0.1186836	0.03949011
visibilitygood	0.3262927	0.34949357

Shape coefficient(s):

	estimate	se
(Intercept)	1.543069	0.3272945

	Estimate	SE	CV
Average p	0.4057213	0.03854549	0.09500484
N in covered region	426.4010928	47.91236473	0.11236454



Density surface model

Family: Tweedie (p=1.59)
Link function: log

Formula:

$\text{Nhat} \sim s(x, y, k = 200) + s(\text{depth}, k = 4) + s(\text{prop.mix}, k = 4) + s(\text{prop.clay}, k = 4) + \text{offset}(\text{off.set})$

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-12.2974	0.1701	-72.3	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

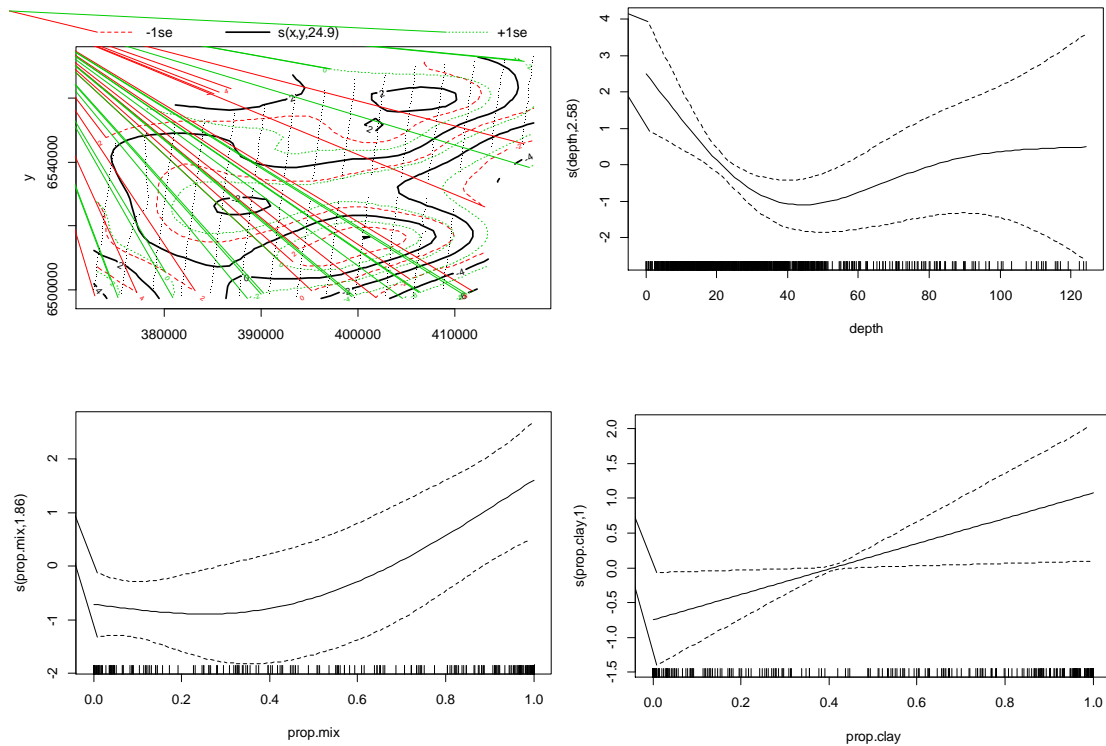
Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(x,y)	24.898	36.097	2.653	7.9e-07 ***
s(depth)	2.579	2.848	4.211	0.00996 **
s(prop.mix)	1.862	2.198	5.582	0.00366 **
s(prop.clay)	1.001	1.002	4.813	0.02850 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq. (adj) = 0.247 Deviance explained = 45.3%
-REML = 754.86 Scale est. = 50.42 n = 824

AIC value: [1] 2344.737



Velvet Scoter *Melanitta fusca*

Detection model

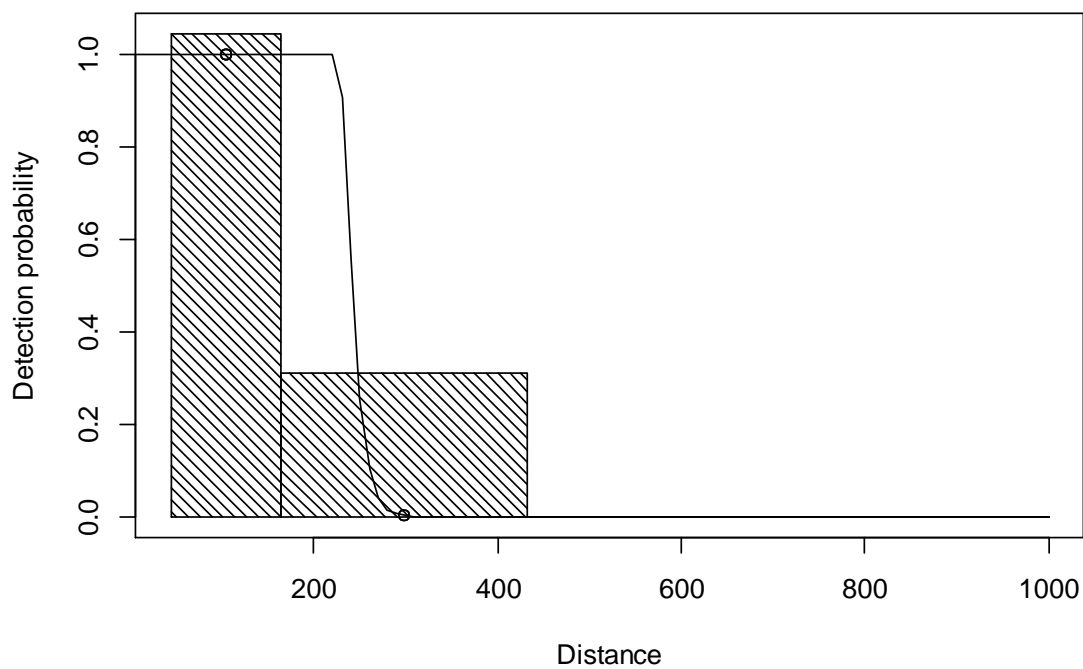
Summary for ds object
Number of observations : 5
Distance range : 44 - 1000
AIC : 10.73012

Detection function:
Hazard-rate key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):
estimate se
(Intercept) 5.472812 12522.3

Shape coefficient(s):
estimate se
(Intercept) 3.221808 486948.9

	Estimate	SE	CV
Average p	0.2092049	0.09991545	0.4775962
N in covered region	23.9000160	14.85376133	0.6214959



Density surface model

DSM model not obtained due to too few observations (5)

Black Scoter *Melanitta nigra*

Detection model

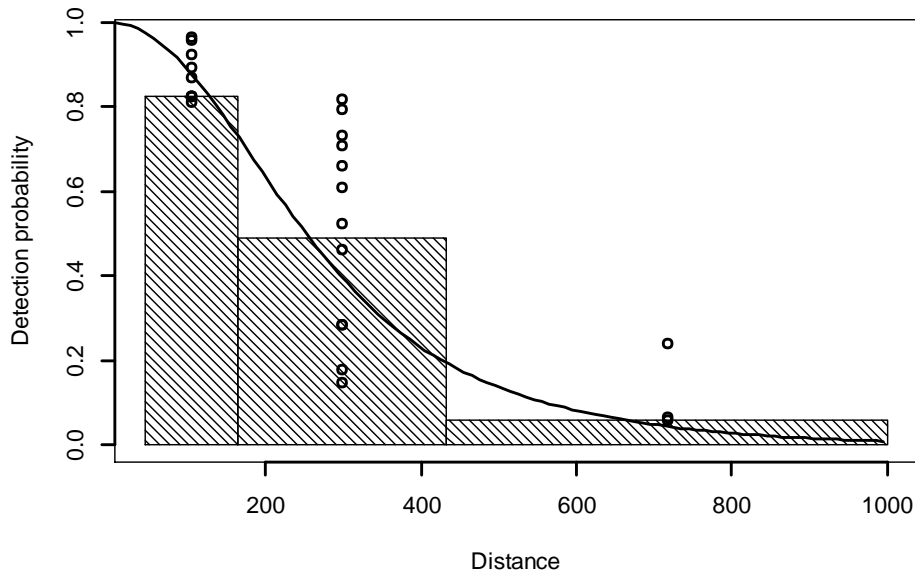
Summary for ds object
Number of observations : 24
Distance range : 44 - 1000
AIC : 48.96091

Detection function:
Half-normal key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):

	estimate	se
(Intercept)	4.7180054	0.6088207
log(size)	0.2252198	0.1838468
sun	0.6079780	0.4206056

	Estimate	SE	CV
Average p	0.2639701	0.07382511	0.2796723
N in covered region	90.9194040	30.28085460	0.3330516



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.373)
Link function: log

Formula:
Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(depth, k = 4) + s(di.coast, k = 4) +
s(prop.clay, k = 4) + offset(off.set)

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-14.672	0.349	-42.04	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
--	-----	--------	---	---------

```

s(x,y)      2.001  2.003  3.337  0.03602  *
s(depth)    1.000  1.001  8.197  0.00430  **
s(di.coast) 1.727  2.098  5.623  0.00382  **
s(prop.clay) 1.000  1.001  5.935  0.01502  *

```

```

---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

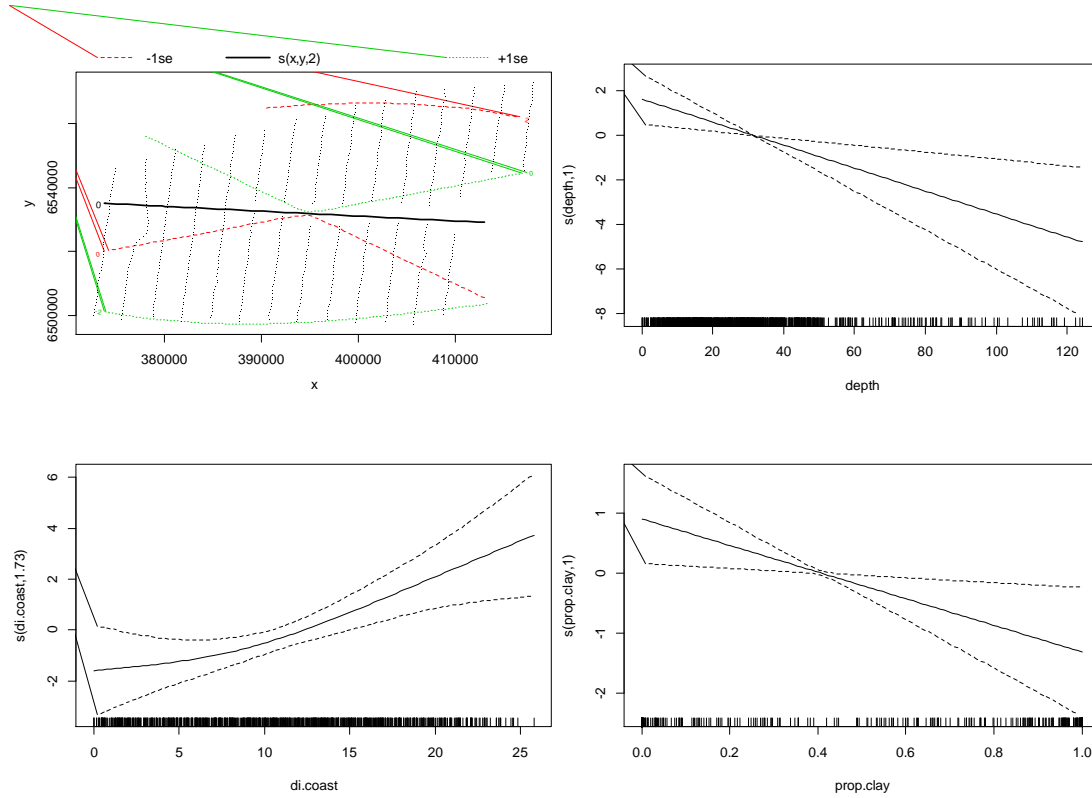
R-sq.(adj) = 0.032  Deviance explained = 21.7%
-REML = 148.18  Scale est. = 74.17  n = 824

```

```

AIC value: [1] 1043.75

```



Scoters *Melanitta sp.*

Detection model

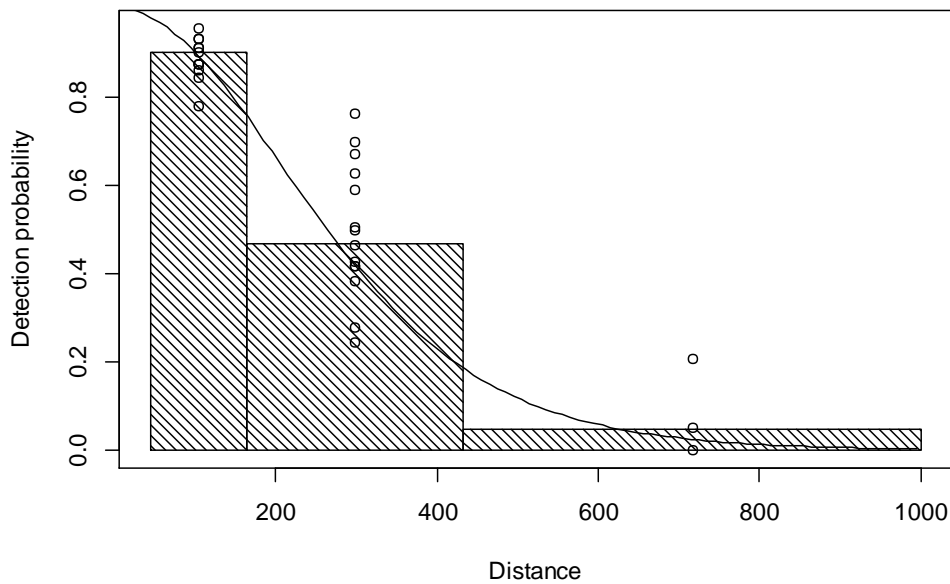
```
Summary for ds object
Number of observations : 29
Distance range       : 44 - 1000
AIC                  : 58.40418
```

```
Detection function:
Half-normal key function
```

```
Detection function parameters
Scale coefficient(s):
      estimate      se
(Intercept) 4.8006645 0.4240452
log(size)    0.2741386 0.1801922
seat3        0.4285707 0.8073813
```

```

              Estimate      SE      CV
Average p      0.2612533 0.06392485 0.2446853
N in covered region 111.0033616 32.57625465 0.2934709
```



Density surface model

```
Family: Tweedie(p=1.367)
Link function: log
```

```
Formula:
Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(depth, k = 4) + s(di.coast, k = 4) +
      s((prop.sand), k = 4) + s((prop.clay), k = 4) + offset(off.set)
```

```
Parametric coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -15.0856      0.3552  -42.47  <2e-16 ***
---
```

```
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
Approximate significance of smooth terms:
              edf Ref.df      F p-value
s(x,y)        2.000  2.001  4.860 0.00797 **
s(depth)      1.340  1.600  8.294 0.00867 **
s(di.coast)   1.322  1.565 10.648 0.00130 **
s(prop.sand)  2.580  2.856  3.637 0.01344 *
```

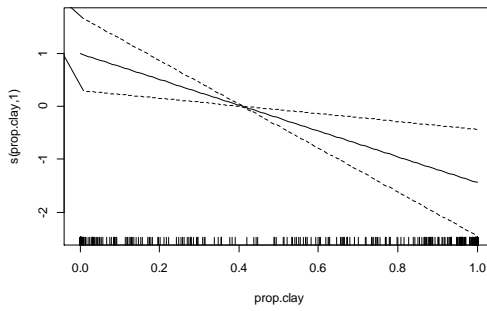
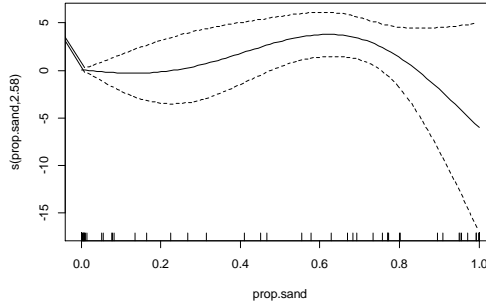
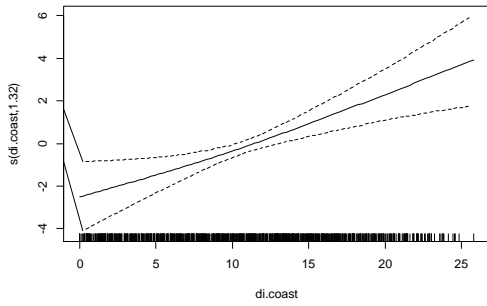
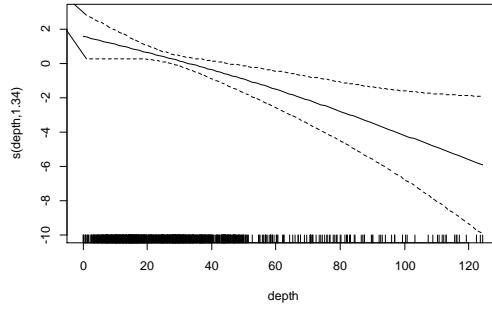
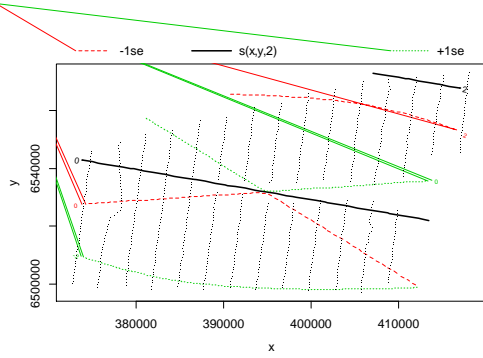
```

s(prop.clay) 1.000 1.000 8.122 0.00448 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq. (adj) = 0.0754  Deviance explained = 31.9%
-REML = 166.46  Scale est. = 55.376  n = 824

AIC value: [1] 1072.754

```



Goldeneye Bucephala clangula

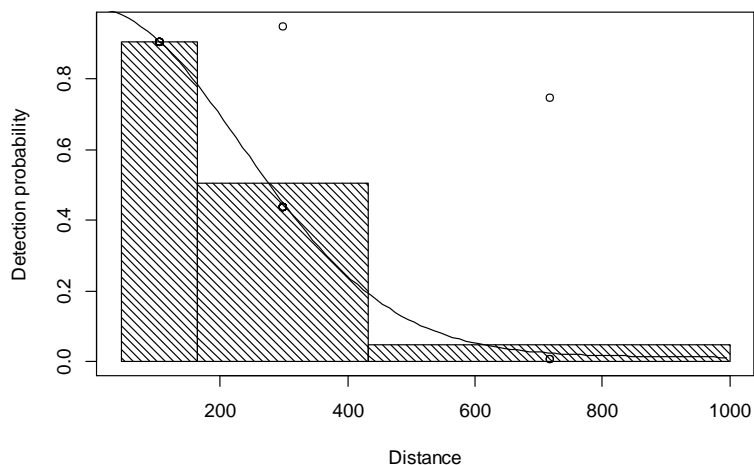
Detection model

Summary for ds object
Number of observations : 30
Distance range : 44 - 1000
AIC : 57.85398

Detection function:
Half-normal key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):
 estimate se
(Intercept) 5.448353 0.1503196
seat3 1.396719 3.0099583

	Estimate	SE	CV
Average p	0.2713471	0.04741874	0.1747531
N in covered region	110.5594888	26.08949063	0.2359769



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.521)
Link function: log

Formula:
Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(di.coast, k = 4) + offset(off.set)

Parametric coefficients:
 Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -31.570 9.665 -3.267 0.00113 **

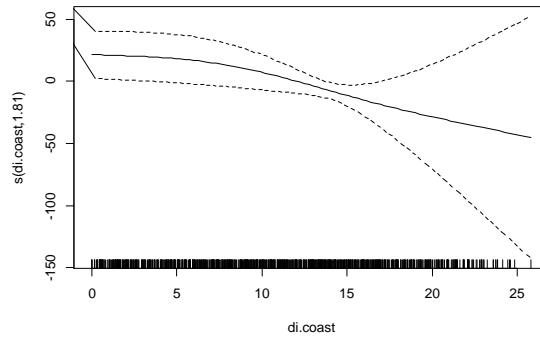
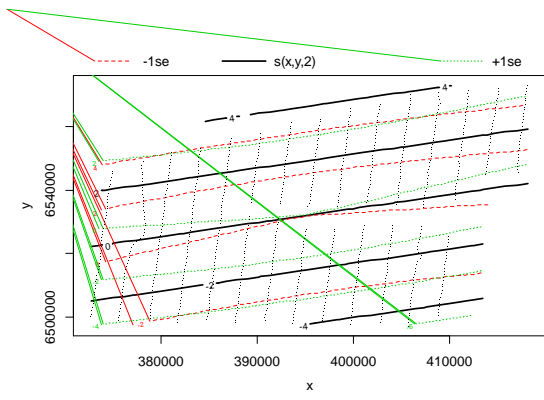
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
 edf Ref.df F p-value
s(x,y) 2.001 2.001 5.268 0.00531 **
s(di.coast) 1.811 1.975 10.979 1.31e-05 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0293 Deviance explained = 65.2%
-REML = 160.92 Scale est. = 80.337 n = 824

AIC value: [1] 1104.789



Goosander *Mergus merganser*

Detection model

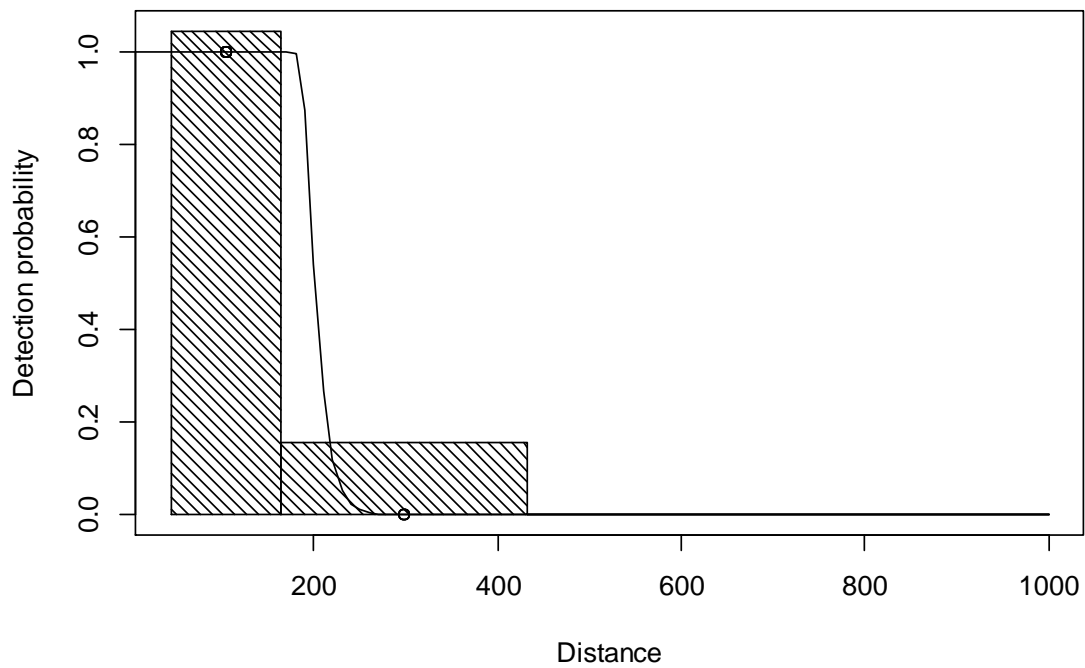
Summary for ds object
Number of observations : 12
Distance range : 44 - 1000
AIC : 17.49604

Detection function:
Hazard-rate key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):
estimate se
(Intercept) 5.285453 3908.297

Shape coefficient(s):
estimate se
(Intercept) 2.94591 111476.5

	Estimate	SE	CV
Average p	0.167364	0.04887948	0.2920550
N in covered region	71.700013	28.19939146	0.3932969



Density surface model

DSM model not obtained due to too few observations (12)

Diving ducks (Goldeneye, Goosanders and Tufted ducks)

Detection model

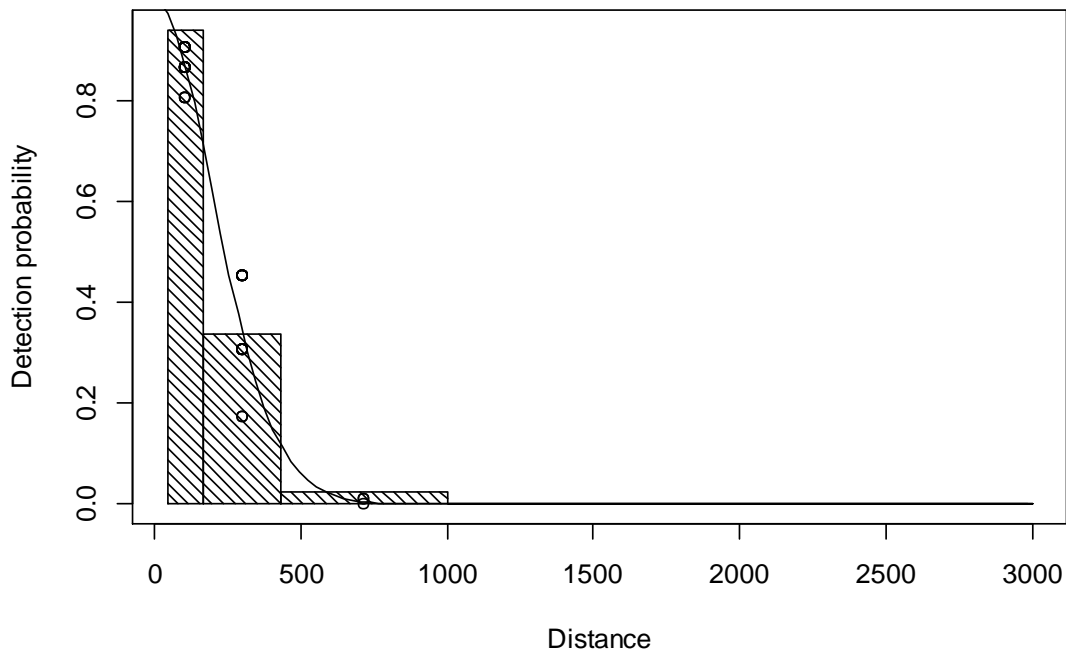
Summary for ds object
 Number of observations : 48
 Distance range : 44 - 3000
 AIC : 87.76675

Detection function:
 Half-normal key function

Detection function parameters
 Scale coefficient(s):

	estimate	se
(Intercept)	4.8710443	0.4440668
waves	0.2005409	0.1804721

	Estimate	SE	CV
Average p	0.07244751	9.874541e-03	0.1362993
N in covered region	662.54867582	1.290525e+02	0.1947820



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.522)
 Link function: log

Formula:
 $N_{hat} \sim s(x, y, k = 100) + s(di.coast, k = 4) + s((prop.mix), k = 4) + offset(off.set)$

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-36.03	10.77	-3.344	0.000863 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(x,y)	11.855	16.150	2.055	0.00854 **
s(di.coast)	1.772	1.937	9.490	6.11e-05 ***

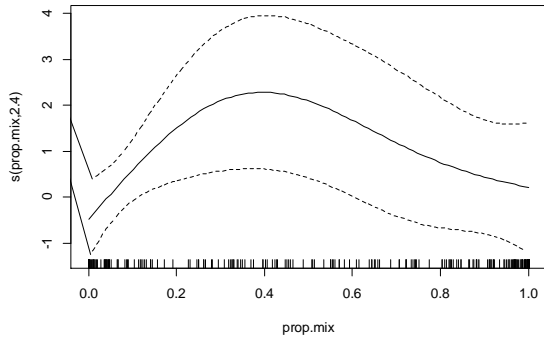
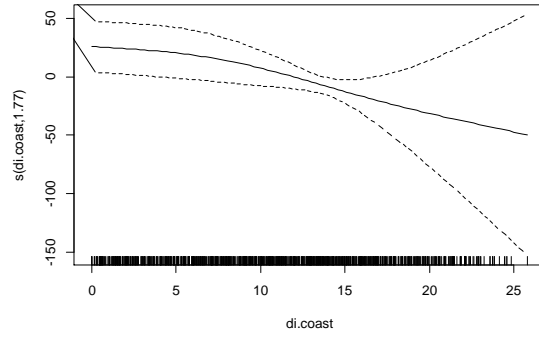
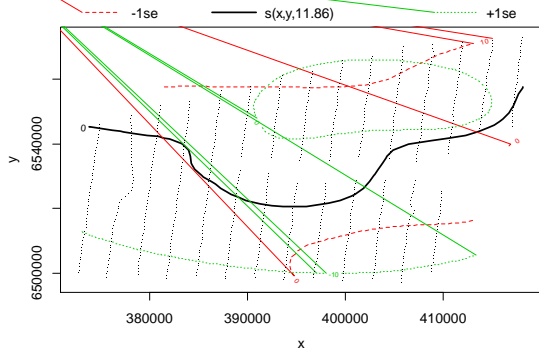
```
s(prop.mix) 2.401 2.712 3.287 0.06232 .
```

```
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
R-sq.(adj) = 0.221 Deviance explained = 79.8%
```

```
-REML = 254.17 Scale est. = 77.131 n = 824
```

```
AIC value: [1] 1322.747
```



Divers Gavia sp.

Detection model

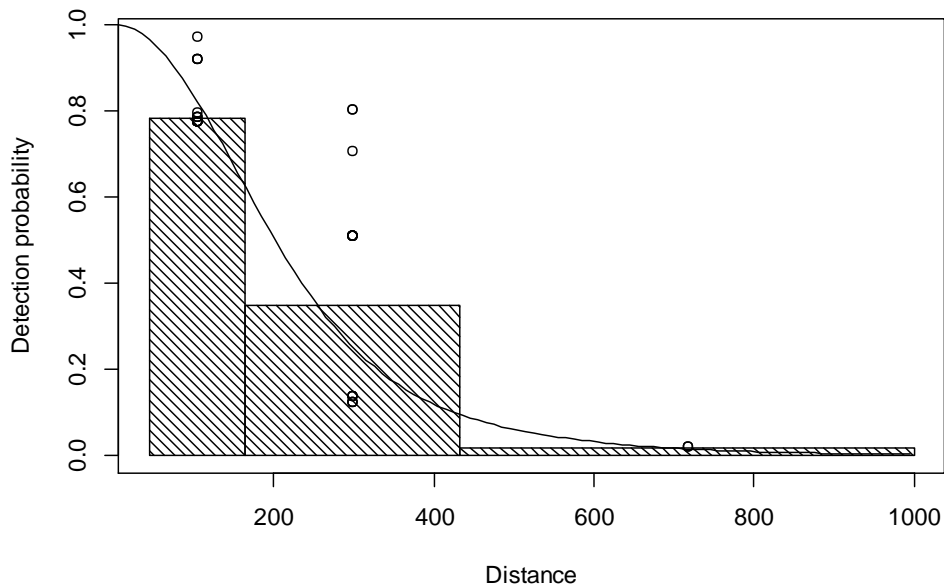
Summary for ds object
Number of observations : 36
Distance range : 44 - 1000
AIC : 63.45265

Detection function:
Half-normal key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):

	estimate	se
(Intercept)	4.9840625	0.2737376
log(size)	0.8162334	0.4469157
sun	0.0255794	0.3937205

	Estimate	SE	CV
Average p	0.1990472	0.04305052	0.2162829
N in covered region	180.8615914	47.90238145	0.2648566



Density surface model

NO REASONABLE MODEL WAS OBTAINABLE

Family: Tweedie(p=1.2)
Link function: log

Formula:

Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(depth, k = 4) + s(depth.var) + s(di.coast) +
offset(off.set)

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-15.8671	0.2161	-73.44	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

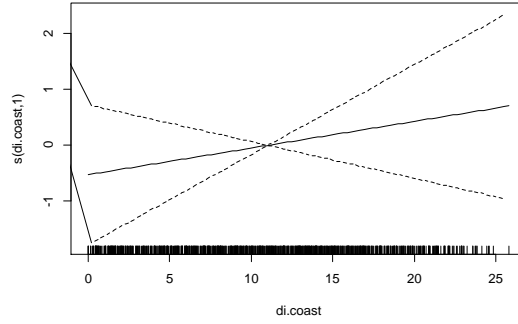
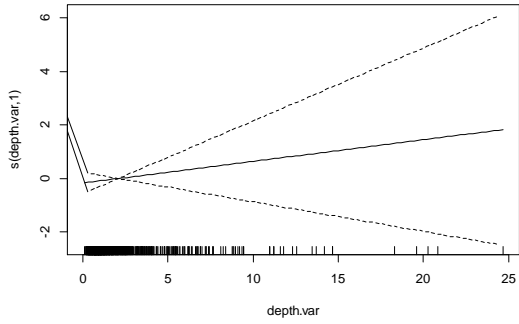
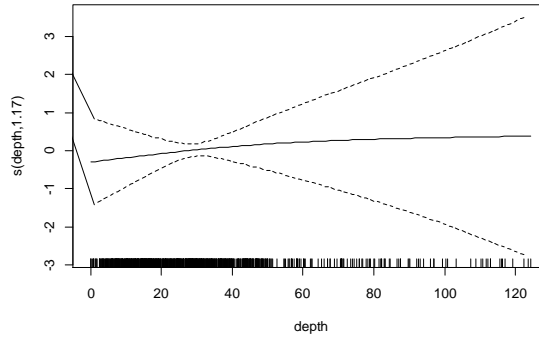
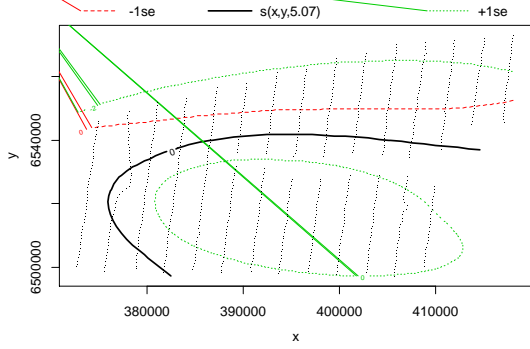
Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(x,y)	5.066	7.265	1.292	0.256
s(depth)	1.172	1.311	0.083	0.765

```
s(depth.var) 1.000 1.000 0.718 0.397
s(di.coast) 1.000 1.000 0.705 0.401
```

```
R-sq.(adj) = 0.0187  Deviance explained = 10.2%
-REML = 155.66  Scale est. = 11.637  n = 824
```

AIC value: [1] 1016.739



Little Gull *Larus minutus*

Detection model

Summary for ds object
Number of observations : 167
Distance range : 44 - 1000
AIC : 265.6049

Detection function:
Hazard-rate key function

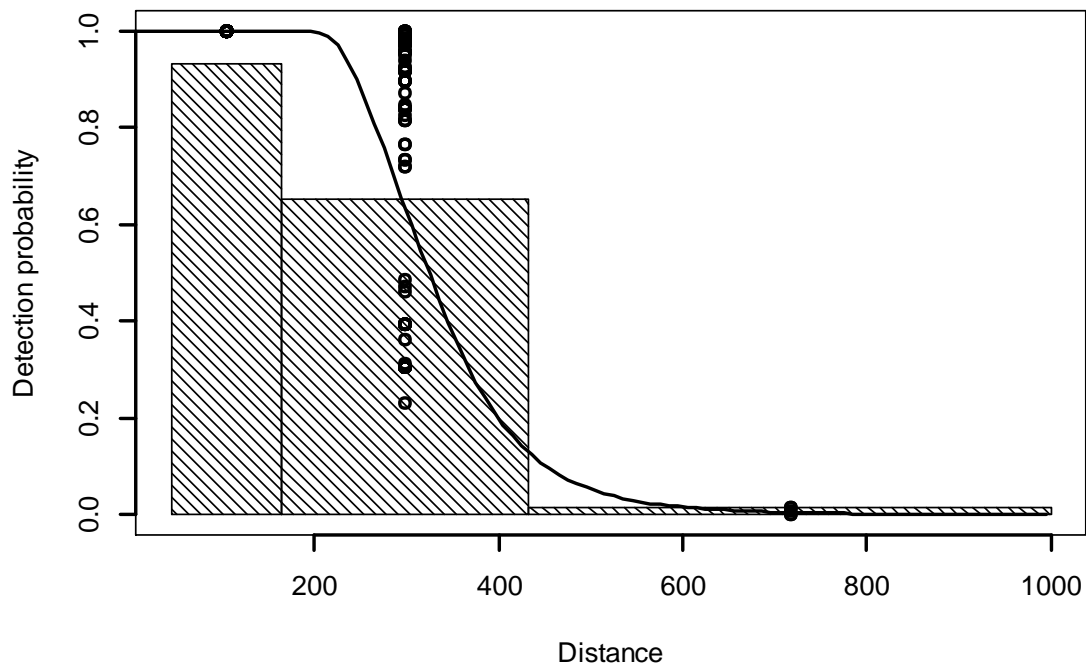
Detection function parameters
Scale Coefficients:

	estimate	se
(Intercept)	5.69071109	0.25720598
log(size)	0.04597024	0.05148834
seat2	0.19097280	0.18178607
waves	-0.04711836	0.08618612

Shape parameters:

	estimate	se
(Intercept)	1.912314	0.2211627

	Estimate	SE	CV
Average p	0.2959249	0.02738922	0.09255462



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.325)
Link function: log

Formula:

Nhat ~ s(x, y, k = 200) + s(di.coast, k = 4) + s((prop.mix),
k = 4) + offset(off.set)

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-23.222	3.704	-6.27	5.86e-10 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

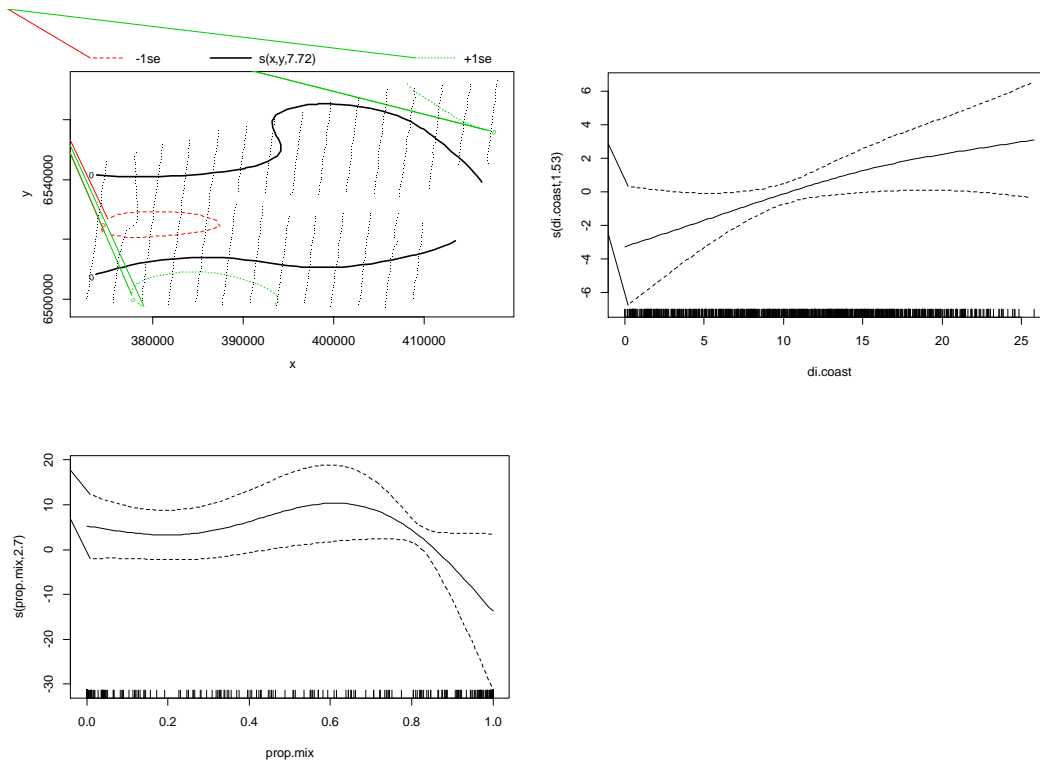
Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(x,y)	7.717	10.996	1.141	0.32658
s(di.coast)	1.531	1.831	2.299	0.09349 .
s(prop.mix)	2.704	2.912	5.128	0.00423 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq. (adj) = 0.11 Deviance explained = 50.8%
-REML = 100.59 Scale est. = 17.069 n = 824

AIC value: [1] 953.2264



Common Gull *Larus canus*

Detection model

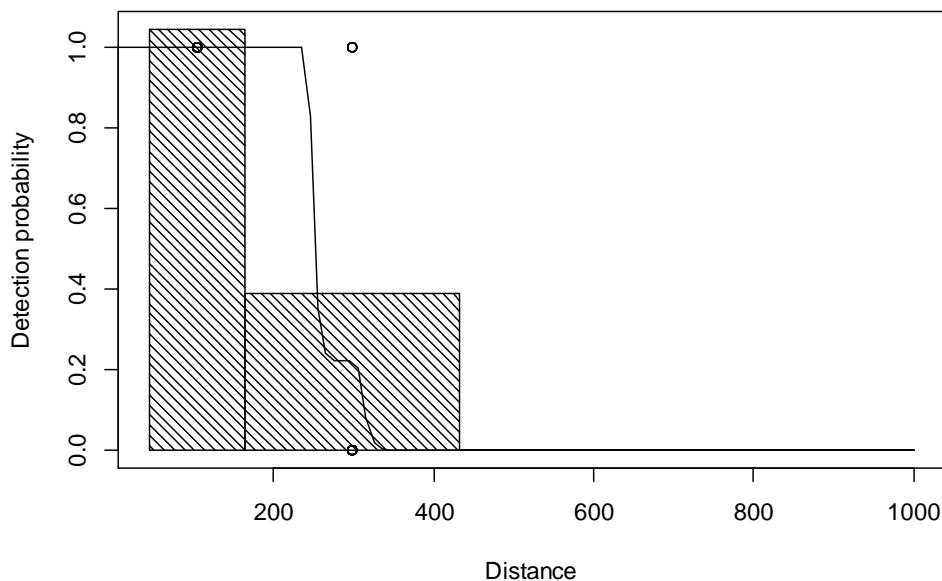
Summary for ds object
Number of observations : 33
Distance range : 44 - 1000
AIC : 50.96659

Detection function:
Hazard-rate key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):
estimate se
(Intercept) 5.5091925 1.925861e+04
seat3 0.2290756 3.560232e-01

Shape coefficient(s):
estimate se
(Intercept) 3.97508 1685383

	Estimate	SE	CV
Average p	0.2301274	0.03697911	0.1606897
N in covered region	143.3988572	31.82472140	0.2219315



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.471)
Link function: log

Formula:
Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(depth, k = 4) + s(depth.var, k = 4) +
offset(off.set)

Parametric coefficients:
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -17.2065 0.3991 -43.11 <2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

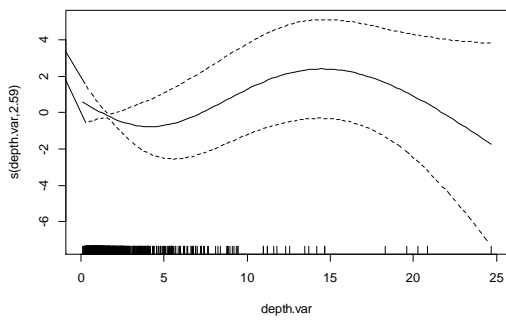
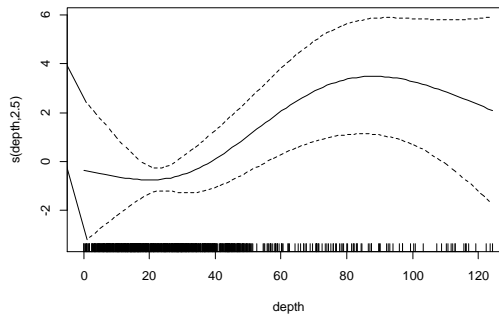
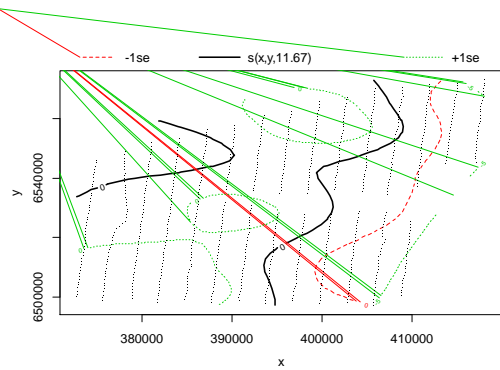
Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(x,y)	11.668	16.859	1.545	0.0739 .
s(depth)	2.499	2.773	3.097	0.0211 *
s(depth.var)	2.589	2.856	2.220	0.0508 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.465 Deviance explained = 75.5%
-REML = 169.58 Scale est. = 23.867 n = 824

AIC value: [1] 1061.372



Herring Gull *Larus argentatus*

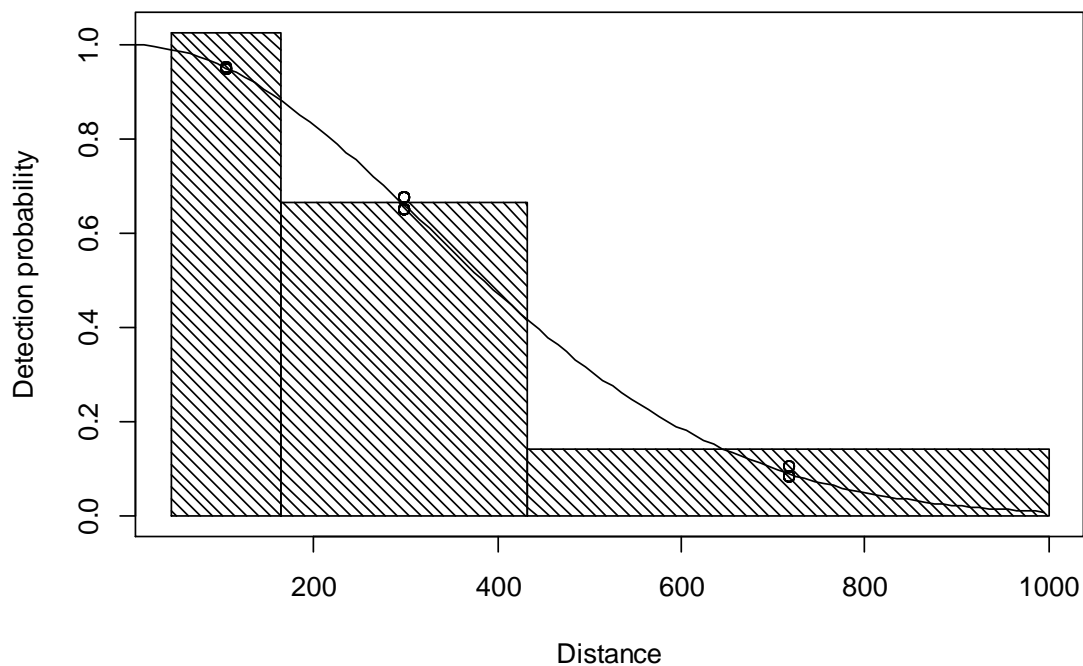
Detection model

Summary for ds object
Number of observations : 62
Distance range : 44 - 1000
AIC : 133.9624

Detection function:
Half-normal key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):
 estimate se
(Intercept) 5.77420668 0.1267935
seat3 0.04887398 0.2479912

	Estimate	SE	CV
Average p	0.3820331	0.04597081	0.1203320
N in covered region	162.2896027	25.37688745	0.1563679



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.407)
Link function: log

Formula:
Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(depth, k = 4) + s(prop.sand, k = 4) +
offset(off.set)

Parametric coefficients:
 Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -3997 1071 -3.731 0.000204 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

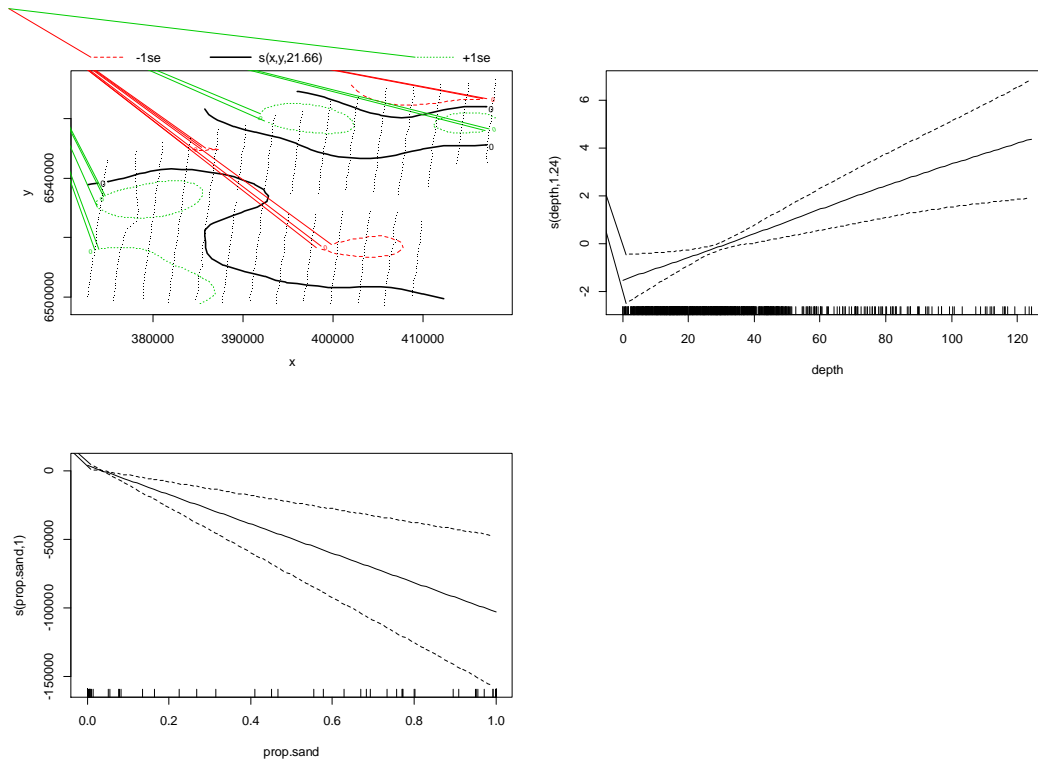
Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value	
s(x,y)	21.664	30.930	1.612	0.019233	*
s(depth)	1.241	1.404	10.527	0.000794	***
s(prop.sand)	1.000	1.000	13.807	0.000217	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.103 Deviance explained = 50.1%
-REML = 254.11 Scale est. = 11.266 n = 824

AIC value: [1] 1170.144



Common Gull *Larus canus* and Herring Gull *Larus argentatus*

Detection model

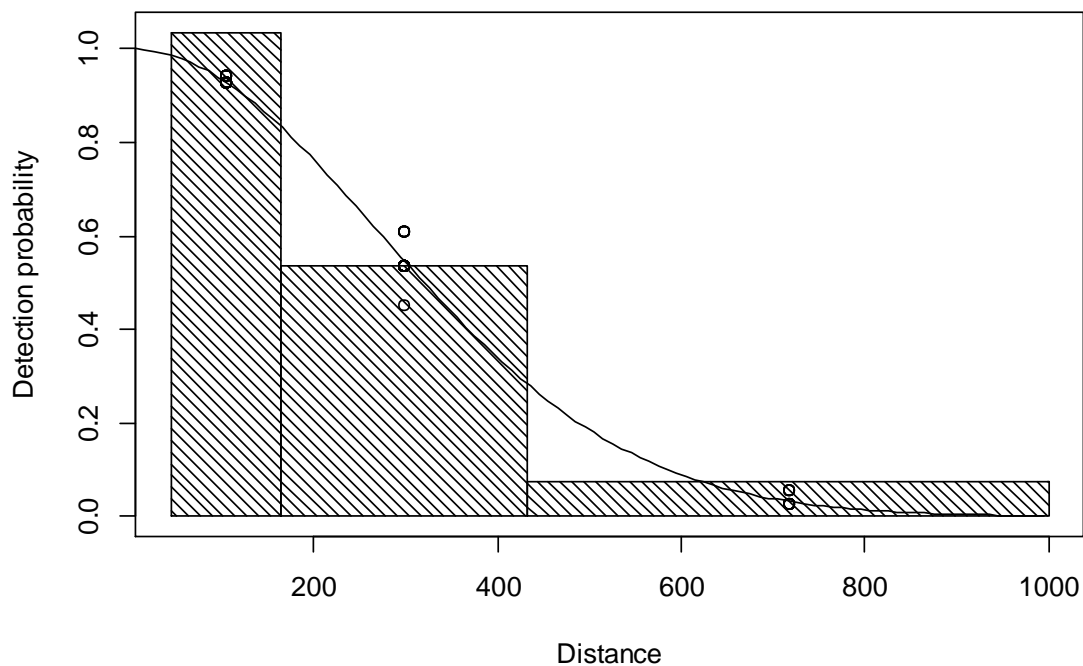
Summary for ds object
Number of observations : 95
Distance range : 44 - 1000
AIC : 193.2333

Detection function:
Half-normal key function

Detection function parameters
Scale coefficient(s):

	estimate	se
(Intercept)	5.2343633	0.6246976
waves	0.1170739	0.1918967

	Estimate	SE	CV
Average p	0.3108279	0.02907561	0.09354248
N in covered region	305.6353957	38.67797761	0.12654941



Density surface model

Family: Tweedie(p=1.482)
Link function: log

Formula:
Nhat ~ s(x, y, k = 150) + s(depth, k = 4) + s(depth.var, k = 4) +
offset(off.set)

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-15.8729	0.2094	-75.79	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(x,y)	15.909	22.982	1.680	0.024 *
s(depth)	2.704	2.900	7.544	4.57e-05 ***
s(depth.var)	2.681	2.909	2.812	0.024 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.345 Deviance explained = 62.1%
-REML = 360.83 Scale est. = 14.02 n = 824

AIC value: [1] 1357.223

