



Aqua reports 2021:17

Kartering av uppväxtområden för fisk i grunda områden i Östersjön

Mårten Erlandsson, Ronny Fredriksson, Ulf Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Kartering av uppväxtområden för fisk i grunda områden i Östersjön

Mårten Erlandsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Ronny Fredriksson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Ulf Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Lena Bergström, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Göran Sundblad, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr HaV 1345-20

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2021
Utgivningsort:	Öregrund
Illustrationer:	Juvenil abborre vid blåstång. Foto: Ulf Bergström, SLU.
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2021:17
ISBN:	978-91-576-9907-7 (elektronisk version)
Nyckelord:	Provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, uppväxtområden, förvaltning, områdesskydd, havsplanering.

Sammanfattning

I kust- och havsförvaltningen är behovet av heltäckande utbredningskartor över viktiga fiskhabitat stort både på regional och på nationell nivå. Kartorna efterfrågas för både fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom för hanteringen av tillstånds- och dispensärenden.

Habitatmodellering där man kopplar förekomst av arter i provfisken till olika miljövariabler och på så sätt predikterar lämpliga habitat är en metod som gör det möjligt att ta fram heltäckande utbredningskartor utifrån provfiskedata. Hos många fiskarter är speciellt de yngre livsstadierna starkast knutna till specifika miljöer, vilket dels gör dem extra känsliga för påverkan i dessa områden. Samtidigt gör detta dem lämpliga att kartlägga med hjälp av modellering.

I denna studie har vi tagit fram heltäckande, högupplösta kartor över uppväxtområden för ett tjugotal av de viktigaste fiskarterna i grunda områden längs svenska kusten i Östersjön. Vi har använt så kallad ensemblemodellering, där ett flertal statistiska metoder kombineras, för att predicera så säkra utbredningskartor som möjligt.

Modellerna bygger på data på yngelförekomst under sensommaren, baserat på provfisken utförda med små undervattensdetonationer under sensommaren, i kombination med data på sex miljövariabler (djup, vågexponering, siktdjup, temperatur, salinitet och avstånd till utsjön). Totalt har 5 867 prover från åren 2005–2018 ingått i modelleringen. Kartorna täcker in kuststräckan från norra Bottenviken till norra delen av skånska kusten, och 0–6 m djup, som utgör huvudsakligt utbredningsområde för merparten av de modellerade arterna. De predicerade utbredningskartorna är användbara till exempel inom fiskförvaltning, havsplanering, arbete med grön infrastruktur och områdesskydd på både nationell och regional nivå.

Nyckelord: provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, uppväxtområden, förvaltning, områdesskydd, havsplanering.

Innehållsförteckning

1. Inledning	7
2. Metoder	8
2.1 Provfiskedata och modellerade arter.....	8
2.2 Miljövariabler.....	9
2.3 Statistiska analyser.....	12
2.4 Kartprediktioner	13
3. Resultat	15
3.1. Statistiska modeller	15
3.2 Kartprediktioner	19
3.2.1 Abborre.....	20
3.2.2 Braxen/björkna	21
3.2.3 Elritsa.....	22
3.2.4 Gärs	23
3.2.5 Gädda.....	24
3.2.6 Gös	25
3.2.7 Id.....	26
3.2.8 Löja	27
3.2.9 Mört.....	28
3.2.10 Nors	29
3.2.11 Ruda	30
3.2.12 Sarv.....	31
3.2.13 Sjustrålig smörbult	32
3.2.14 Skarpsill	33
3.2.15 Småspigg	34
3.2.16 Storspigg.....	35
3.2.17 Strömning.....	36
3.2.18 Sandstubb/lerstubb.....	37
3.2.19 Sutare	38
3.2.20 Svart smörbult.....	39
4. Diskussion	40

4.1.	Användningsområde för kartorna	40
4.2.	Underliggande data	40
4.3.	Kvalitet på kartprediktionerna	41
4.4.	Utvecklingsmöjligheter.....	42
5.	Erkännanden	44
6.	Referenser	45
7.	Appendix 1. Osäkerhetskarta.....	47
8.	Appendix 2. Responskurvor.....	68
9.	Appendix 3. Prediktionslager.....	89

1. Inledning

Kartor över olika naturtypers och arters utbredning är ett centralt underlag för naturvården och förvaltningen av naturresurser. Att identifiera områden med särskilda naturvärden är nödvändigt för att undvika risk för skada vid nyttjande och därmed kunna bevara biologisk mångfald, ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster. I kust- och havsförvaltningen är behovet av utbredningskartor över viktiga fiskhabitat stort både på regional och på nationell nivå. Kartorna efterfrågas till exempel för fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom för hanteringen av tillstånds- och dispensärenden.

I denna studie kartläggs lämpliga uppväxtområden för ett tjugotal arter av fisk i grunda områden (0–6 m djup) längs den svenska östersjökusten från norra Bottenviken till norra delen av den skånska kusten. Kartläggningen har utförts med hjälp av habitatmodellering, där artförekomster relateras statistiskt till ett antal miljövariabler och det statistiska sambandet tillsammans med kartor över miljövariablerna sedan används för att göra prediccera den förväntade utbredningen på en karta. Unga livsstadier av fisk är oftast starkt knutna till specifika livsmiljöer och den tydliga kopplingen till olika miljöfaktorer gör det möjligt att på ett bra sätt kartlägga dessa genom habitatmodellering. Samtidigt hjälper de statistiska modellerna till att belysa biologiska samband mellan arter och olika miljövariabler och de kan därför användas för att karakterisera den prefererade livsmiljön för olika arter.

Att fisk under tidiga livsstadier i hög grad är beroende av specifika betingelser gör dem dock även mer känsliga för störning. Ofta sammanfaller de viktiga lek- och uppväxtområdena för fisk med de områden som påverkas starkast av mänskliga aktiviteter, som exempelvis båttrafik, muddringar och byggnation av bryggor. Kartor över viktiga livsmiljöer kan bidra till att genom planering och förvaltning minimera de skador som kan uppstå genom mänsklig aktivitet i känsliga områden.

Analyserna i studien ingår i Havs- och vattenmyndighetens projekt *Nationell marin kartering* (NMK), som har som mål att ta fram heltäckande kartor över bentiska habitat i Sveriges kust- och havsområden.

2. Metoder

2.1 Provfiskedata och modellerade arter

Förekomst av fiskyngel har karterats genom provtagning med små undervattensdetonationer längs hela Sveriges ostkust åren 2005–2018 (Figur 1). Insamlingen har gjorts under juli-september inom ett flertal olika inventerings-, miljöövervaknings- och forskningsprojekt. Provfiskena har utförts med små undervattensdetonationer (8–12 g) i grunda kustområden (0–6 m djup). Metodiken beskrivs i en kommande undersökningstyp (Bergström m.fl., Yngelprovfiske med tryckvåg). Detonationen bedövar fisk på upp till cirka 20 cm längd inom en radie på cirka 5 meter från detonationspunkten, där påverkansradien i viss mån är art- och storleksspecifik. Efter detonationen samlas fisk in, med håv vid ytan och genom snorkling från botten, för art- och livsstadiebestämning samt räkning. Vid stationerna noteras även ett flertal omgivningsfaktorer, som bottendjup, bottensubstrat, vegetation, temperatur och salinitet. Totalt ingick data från 5 867 provfiskepunkter från norra Skåne län i söder till Norrbottens län i norr i analyserna (Tabell 2). Ölands och Gotlands kust hade inte tillräckligt med provfiskedata för att ingå i modellerna. Data från yngelprovfiskena finns lagrade i databasen för provfiske vid kusten, KUL.

Modeller och habitatkartor togs fram för uppväxtområden av 22 arter (Tabell 1). Arterna valdes ut baserat på förekomstfrekvens i provfiskena. I ett första skede gjordes även modeller för stäm och tångspigg, men de hade för lite underlag för att ge trovärdiga modeller så de uteslöts senare. Yngel av björkna och braxen analyserades tillsammans vid modelleringen, eftersom de är svåra att skilja åt. Av samma anledning slogs även sand- och lerstubb samman. För de flesta arter har modellerna tagits fram enbart för årsyngel, men för arter där indelningen i årsyngel respektive äldre fisk är svår att göra så har fångster av alla åldersgrupper ingått. Detta gäller för storspigg, småspigg och sandstubb/lerstubb. Även för dessa arter förekommer främst årsyngel i provtagningarna.

Tabell 1. Arter som ingått i modelleringen. Kolumnerna visar antal provtagningspunkter med noterad förekomst och artens förekomstfrekvens i provfiskena.

Art	Antal förekomster	Förekomstfrekvens
Storspigg	2 145	36,6%
Abborre	1 412	24,1%
Sandstubb/ lerstubb	1 322	22,5%
Gädda	1 167	19,9%
Mört	759	12,9%
Löja	474	8,1%
Småspigg	443	7,6%
Svart smörbult	344	5,9%
Strömming	332	5,7%
Braxen/ Björkna	208	3,5%
Skarpsill	187	3,2%
Elritsa	119	2,0%
Gers	110	1,9%
Sutare	101	1,7%
Sjustrålig smörbult	63	1,1%
Nors	47	0,8%
Sarv	47	0,8%
Ruda	43	0,7%
Id	35	0,6%
Gös	32	0,5%



Figur 1. Positioner för de 5 867 provfiskepunkter som ingick i modellerna.

Tabell 2. Antal provfiskepunkter som ingick i modelleringen per län och år

Län	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Totalt
Blekinge län				45		162	51	150	193	166	160	144		200	1 271
Kalmar län			78	146	90	88				6					408
Östergötlands län								66		43					109
Södermanlands län		43						119		43	54				259
Stockholms län	32	42	94		183	95	246	181	158	178	95	70	70	70	1 514
Uppsala län	73	50	21			185		97	24	157	46		168	82	903
Gävleborgs län	21					70	59	37	59	99					345
Västerbottens län	78						147	147		148				132	652
Västernorrlands län						27	175	39		40					281
Norrbottnens län			78							47					125
Totalt	204	135	271	191	273	627	678	836	434	927	355	214	238	484	5 867

2.2 Miljövariabler

I de statistiska modellerna relaterades arternas utbredning till ett antal miljövariabler. Miljövariablerna insamlades antingen i samband med yngelprovtagningen i fält eller hämtades till varje provfiskepunkt i GIS-miljö från kartraster som täcker hela modelleringsområdet. Miljövariablerna användes i ett första steg för att bygga de statistiska förklaringsmodellerna och därefter som

underlag för att prediktera heltäckande kartor över uppväxtområden för varje art. Eftersom målet med studien var att ta fram kartsnitt över arters utbredning använde modellerna endast miljövariabler där det fanns heltäckande kartunderlag att tillgå.

I ett första modelleringssteg skapades preliminära modeller för att testa ett stort antal kombinationer av miljövariabler som antogs ha potential att förklara arternas utbredning. I alla modeller testades de ingående miljövariablerna för eventuell samvariation med hjälp av variance inflation factor (VIF), där de miljövariabler som hade ett värde högre än 3 utelämnades från modelleringen (Zuur m.fl., 2010). Ytterligare variabler utelämnades efter granskning av modellernas responskurvor och variablernas bidrag till modellerna. Variabler med ekologiskt orimlig respons och av liten betydelse för att förklara utbredningen av fiskyngel utelämnades. I de slutgiltiga modellerna användes sex miljövariabler som tillsammans bedömdes ha god potential att karakterisera habitatet för de olika arterna, nämligen djup, vågexponering, siktdjup, temperatur, salinitet och avstånd till utsjön (variablerna förklaras mer ingående längre ner i texten).

Kartorna över miljövariablerna kommer från olika källor och hade olika upplösning. För vågexponering och siktdjup användes vid modelleringen medelvärden inom en radie på 100 meter, vilket beräknades med hjälp av verktyget focal statistics i ArcGIS. Vid modelleringen gjordes alla kartor över miljövariabler om till 250 gånger 250 meters upplösning för att minska den datorkraft som krävdes när dessa användes som underlag vid predikteringen av arternas utbredning.

Djup. Vattendjupet är en viktig faktor för att förklara utbredningen av fisk på en lokal skala (Bergström m.fl. 2013, Sundblad m.fl. 2014, Kallasvuo m.fl. 2016). Djupdata från både fältnätningar och sjökortsdata har använts i modelleringarna. Då djupet har betydelse för utbredningen på en lokal skala är det viktigt att djupdata som ingår i modellerna har en hög precision, och därför användes fältnät djup vid modellkalibreringen. Vid kartprediktionerna användes ett djupraster framtaget genom interpolation med hjälp av TopoToRaster-funktionen i ArcGIS utgående från sjökortsdata, som har en relativt grov upplösning, men som är heltäckande.

Vågexponering. Vågexponering har tidigare visats sig vara en viktig variabel vid habitatmodellering av fisk (Bergström m.fl. 2013, Sundblad m.fl. 2014, Kallasvuo m.fl. 2016) och kan ses som en proxy för ett antal andra variabler, som t.ex. bottensubstrat och förekomst av vegetation (Isæus 2004, Bekkby m.fl. 2008). Det vågexponeringslager som användes har en upplösning på 10x10 meter och har beräknats med Simplified Wave Model (Isæus, 2004). Vid modelleringen logaritmerades (\log_{10}) vågexponeringen för att få en jämnare fördelning längs variabelns variationsbredd.

Siktdjup. Siktdjupet kan ha en stark påverkan på utbredningen av fisk (Bergström m.fl. 2013, Sundblad m.fl. 2014), dels genom en direkt påverkan på födosöksbeteende och predationsrisk, dels genom att siktdjupet är en indikator på näringsstatus och födotillgång. Då det inte fanns något heltäckande siktdjupslager

som omfattade hela svenska ostkustens kustområden togs ett nytt lager fram med hjälp av en rumslig modell. Lagret modellerades med en GAM-modell (Generalized Additive Model) där alla tillgängliga fältmätningar av siktdjup längs ostkusten mellan april-september, åren 2002–2018 användes som responsvariabel. Totalt byggde modellen på 43 200 mätvärden, från Svenskt HavsARKiv (SHARK). De prediktorvariabler som användes var fältmätt djup i samband med siktdjupsprovtagningen, andel land inom en radie av 5 km, avstånd till baslinjen, avstånd till utsjön, avstånd till 10 meters djupkurvan, medelvågexponering inom en 1 km radie och en koordinatvariabel ($s(x,y)$, dvs en thin-plate regression spline smoother som tar hänsyn till storskaliga mönster i x- och y-led). Modellen hade en förklaringsgrad på 61,7%.

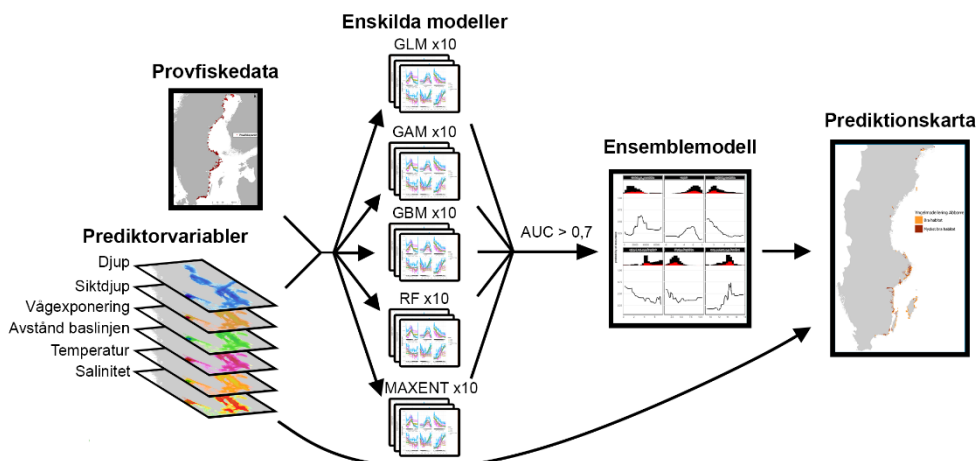
Temperatur och salinitet. Temperatur och salthalt är viktiga faktorer för att förklara utbredningsmönster för fisk i Östersjön (Bergström m.fl. 2016, 2018), eftersom båda faktorerna har starka fysiologiska effekter på fisk. Temperatur- och salinitetsdata hämtades från EU:s plattform för öppna marina data, Copernicus Marine Environment Monitoring Service. Data är skapade av Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) och framtaget med hjälp av Hiromb-Boos Model (HBM) (Copernicus, 2019). För både modelleringen och prediktionerna användes ett medelvärde av salinitet och temperatur i ytvattenskiktet för juli-september under åren 2016–2018. Datat har en relativt grov upplösning på 2x2 km, och temperatur och salinitet bidrar därmed främst till att förklara utbredningsmönster på regional skala.

Avstånd till utsjön. Avstånd till utsjön är ett mått på hur långt det är till öppet hav, och därmed på påverkan från utsjön. Avståndet till utsjön kan vara en viktig förklaringsvariabel för utbredningen av många fiskarter genom att den representerar flera starka miljögradienter. En annan faktor av betydelse är att mängden spigg i ett skärgårdsområde beror på avståndet till utsjön, eftersom spiggen har en stark påverkan på förekomsten av andra arter genom predation (Eklöf m.fl., 2020). Lagret togs fram med cost distance-funktionen i ArcGIS Pro, och mäter avståndet vattenvägen till en linje som går mellan de yttersta öarna längs kusten. Linjen togs fram genom att först expandera ett landlager med 5 km och därefter ta bort de yttersta 5 kilometerna. Ytterlinjen i det nya lagret användes som gräns till utsjön.

Ytterligare ett antal variabler testades, eftersom de tidigare visat sig användbara (Vanhatalo et al. 2012, Kallasvuo et al. 2016) men som inte ingick i de slutgiltiga modellerna var avstånd till 10 meter djup, avstånd till 20 meter djup, latitud, rugositet (bottenkomplexitet), strandlängd inom 5 km radie, potentiella sötvattenslekområden inom 2 km radie, andel land inom 5 km radie.

2.3 Statistiska analyser

Modelleringen av sambandet mellan prediktorvariablerna och responsvariablerna baserades på en ensemblemodell och skapades i det statistiska programspråket R med paketet Biomod2 (R Core Team, 2014, Thuiller m.fl., 2014). Modellerna baseras på förekomstdata, det vill säga uppgifter om de olika arternas närvaro eller frånvaro i respektive provpunkt och resulterar i en beräknad sannolikhet för förekomst. För att skapa ensemblemodellen inkluderades fem konceptuellt olika modelleringstekniker, varav två var statistiska regressionsmetoder (generalized linear model, GLM, och generalized additive model, GAM), två metoder var baserade på klassifikationsträd (random forest, RF, och generalized boosted models, GBM) samt en maskininlärningsmetod (maximum entropy modeling, MAXENT). Genom att kombinera flera olika modelleringstekniker utnyttjas styrkorna i alla enskilda modelleringstekniker för att ge en sammanslagen modell med högre precision och generalitet i prediktionerna än de enskilda modellerna (Figur 2).



Figur 2. Konceptuell bild över modelleringsprocessen

För varje art gjordes tio iterationer med varje enskild modellteknik. I varje iteration av de enskilda modellerna slumpades 75% av de totalt 5 867 provfiskepunkterna fram för att kalibrera modellen och de övriga 25 % provfiskepunkterna användes för att testa (validera) modellen. Därefter beräknades ett AUC-värde (Area Under Curve) för varje enskild modell som ett mått på dess kvalitet. AUC-värdet representerar sannolikheten att en slumpvis utvald provfiskestation med där arten påträffats har högre sannolikhetsvärde i prediktionen än en slumpvis utvald station där den inte påträffats enligt data. Ett AUC-värde på 0,5 innebär att modellen är helt slumpartad och en perfekt modell har AUC-värde 1. Alla enskilda modeller som har ett AUC-värde högre än 0,7 bedömdes vara tillräckligt bra för att ingå i ensemblemodellen (Hosmer & Lemeshow, 2000). Ett AUC-värde beräknades sedan även för ensemblemodellen.

Modellerna utvärderades även med avseende på sensitivitet och specificitet, det vill säga hur bra de är på att prediktera förekomster respektive icke-förekomster (Fielding & Bell 1997). Vid modelleringen i biomod2 beräknas även ett cutoffvärde som baseras på true skills statistics (Allouche m.fl., 2006), som anger det tröskelvärde för sannolikhet där summan av sensitivitet och specificitet är som störst. Tröskelvärdet kan sedan användas för att dela upp prediktionerna i förekomst respektive icke-förekomst om man vill använda förekomstkartor i stället för sannolikhetskartor.

Prediktionsvariablernas betydelse för modellen testades genom ett standardtest i Biomod2-paketet, där originalmodellen genom Pearsons korrelationstest jämförs med en modell där värdena för den variabel man vill testa slumpvis kastats om mellan provpunkterna. Resultatet redovisas som 1 minus resultatet från korrelationstestet så att om en modell inte förändrades mycket när en variabel blandades får variabeln ett lågt värde och bedöms därmed ha låg inverkan i modellens resultat. Den proceduren upprepades tio gånger och sedan beräknades ett medelvärde för varje variabel i varje ensemblemodell.

För varje modell granskades miljövariablernas responskurvor. Responskurvorna visar hur modellen bedömer att sannolikheten till förekomst för en art förändras längs hela miljövariablernas intervall.

2.4 Kartprediktioner

För att göra kartor över potentiella habitat för arterna användes heltäckande raster för alla prediktorvariabler tillsammans med ensemblemodellerna. För alla variabler utom djupet användes samma datakälla för att skapa kartprediktionerna som för att skapa modellerna. När modellerna kalibrerades användes det djup som uppmättes i samband med provtagningen. När modellerna sedan validerades användes istället djupvärden från ett heltäckande djupraster baserat på sjökortsdata.

Kartprediktionerna begränsades till 0–6 meters djup då alla provfisken hade skett inom det djupintervallet. Öland och Gotland klipptes bort från kartorna då det inte fanns tillräckligt med provfiskeunderlag därifrån för att ge tillförlitliga prediktioner. Därefter klassificerades de predicerade sannolikheterna (för förekomst) för respektive art in i fem kategorier. Kategoriseringen gjordes med funktionen "natural breaks" i ArcGIS Pro som minimerar variansen mellan värden inom en klass och maximerar variansen av värden mellan klasser. För att visualisera resultaten tydligare i denna rapport aggregerades modellerna till 5x5 km cellstorlek. Aggregeringen gjordes med funktionen Aggregate i ArcGIS där värdet på varje 5 km-cell beräknades från medelvärdet av alla underliggande 250 m-celler.

För att bedöma osäkerheten i kartorna togs även kartor fram baserade på variationskoefficienten (standardavvikelsen/medelvärdet) av samtliga modeller

som ingick i ensemblemodellen. Det ger ett mått på hur mycket de underliggande modellerna avviker från varandra i varje cell i kartan.

3. Resultat

3.1. Statistiska modeller

Vid kalibreringen av ensemblemodellerna var AUC-värdena generellt mycket höga, mellan 0,94–0,99 (Tabell 3), vilket påvisar att de fungerade väl för att klassificera provfiskedatat. När modellerna sedan testades på den del av datasetet som inte använts vid kalibreringen och med djup från sjökortsdata istället för fältmätt djup var AUC-värdena fortsatt höga (0,82–0,99). Den relativt höga likheten mellan AUC-värdena vid kalibreringen och valideringen tyder på att överanpassning av modellerna generellt inte var något problem. För modellerna för strömming och sandstubb/lerstubb var skillnaden hög.

För samtliga arter hade ensemblemodellen ett högre AUC-värde än någon av de enskilda modelleringsteknikerna (Tabell 3 och 4), vilket visar på styrkan i att kombinera flera olika statistiska metoder. RF var den modelleringsteknik som i snitt presterade bäst, fast skillnaden mellan modelleringsteknikerna var minimal (Tabell 4). För vissa arter skiljde sig dock de enskilda modellerna ifrån varandra ganska mycket. Maxent var den modell som skiljde sig mest mellan olika körningar av samma art.

Vilken variabel som hade högst betydelse för modellernas precision skiljde sig mycket mellan arter. Den variabel som var viktigast i flest modeller var siktdjup, följt av salinitet och vågexponering (Tabell 5).

Tabell 3. Resultat från utvärderingen av ensemblemodellen. AUC är ett mått på modellernas kvalitet. Sensitivitet och specificitet anger hur bra modellen är på att predicera förekomster respektive icke-förekomster och cutoff anger den sannolikhet där summan av sensitivitet och specificitet är som störst

Art	Antal fisken med förekomst (n=5876)	AUC			Sensitivitet	Specificitet
		Kalibreringsdata	Testdata	Cutoff		
Abborre	1 412	0,94	0,86	0,12	86,7	73,3
Braxen/björkna	208	0,96	0,95	0,05	96,2	81,2
Elritsa	119	0,99	0,92	0,27	77,0	91,8
Gädda	1 167	0,93	0,88	0,10	85,5	78,2
Gärs	110	0,98	0,94	0,02	88,7	88,1
Gös	32	0,999	0,995	0,002	100,0	94,1
Id	35	0,97	0,95	0,17	86,2	91,0
Löja	474	0,97	0,91	0,17	80,1	87,6
Mört	759	0,97	0,92	0,08	89,0	81,5
Nors	47	0,999	0,99	0,002	97,8	97,1
Ruda	43	0,99	0,98	0,05	97,1	93,4
Sarv	47	0,99	0,95	0,10	80,0	95,7
Sjustrålig smörbult	63	0,99	0,98	0,04	96,8	92,8
Skarpsill	187	0,97	0,90	0,07	81,1	82,2
Småspigg	443	0,95	0,91	0,16	83,8	84,6
Strömming	332	0,99	0,85	0,04	82,2	73,6
Storspigg	2 145	0,90	0,84	0,48	71,3	80,5
Sandstubb/lerstubb	1 322	0,95	0,81	0,13	77,6	71,2
Sutare	101	0,97	0,96	0,04	92,9	88,7
Svart smörbult	344	0,98	0,92	0,08	88,8	80,1

Tabell 4. AUC-värden med standardavvikelse för de enskilda modelleringsteknikerna. De modeller där medelvärdet för de tio körningarna var lägre än gränsvärdet 0,7 togs inte med i ensemblemodellerna.

Art	GLM	GAM	RF	GBM	MAXENT
Abborre	0,73 ±0,01	0,73 ±0,01	0,81 ±0,01	0,78 ±0,01	0,76 ±0,01
Björkna/braxen	0,85 ±0,02	0,85 ±0,03	0,83 ±0,03	0,87 ±0,04	0,85 ±0,03
Elritsa	0,89 ±0,03	0,89 ±0,03	0,90 ±0,03	0,92 ±0,03	0,93 ±0,02
Gärs	0,79 ±0,01	0,78 ±0,01	0,87 ±0,01	0,85 ±0,01	0,83 ±0,01
Gädda	0,86 ±0,04	0,86 ±0,04	0,82 ±0,04	0,85 ±0,03	0,83 ±0,06
Gös	0,87 ±0,09	0,88 ±0,11	0,84 ±0,05	0,80 ±0,11	0,67 ±0,07
Id	0,73 ±0,08	0,70 ±0,09	0,71 ±0,09	0,69 ±0,11	0,79 ±0,07
Löja	0,70 ±0,02	0,70 ±0,02	0,73 ±0,03	0,74 ±0,02	0,72 ±0,02
Mört	0,72 ±0,03	0,73 ±0,02	0,80 ±0,02	0,77 ±0,03	0,76 ±0,02
Nors	0,94 ±0,04	0,94 ±0,05	0,93 ±0,04	0,89 ±0,05	0,72 ±0,17
Ruda	0,81 ±0,08	0,81 ±0,08	0,78 ±0,05	0,71 ±0,07	0,84 ±0,04
Sarv	0,79 ±0,04	0,77 ±0,04	0,59 ±0,09	0,73 ±0,08	0,64 ±0,15
Sjustrålig smörbult	0,89 ±0,03	0,90 ±0,03	0,87 ±0,06	0,86 ±0,06	0,92 ±0,02
Skarpsill	0,80 ±0,02	0,78 ±0,02	0,86 ±0,03	0,87 ±0,03	0,84 ±0,03
Småspigg	0,76 ±0,02	0,75 ±0,02	0,83 ±0,02	0,83 ±0,03	0,80 ±0,03
Storspigg	0,76 ±0,01	0,76 ±0,01	0,84 ±0,01	0,81 ±0,01	0,79 ±0,01
Strömning	0,75 ±0,02	0,75 ±0,03	0,84 ±0,02	0,81 ±0,03	0,80 ±0,03
Sandstubb/lerstubb	0,68 ±0,01	0,69 ±0,01	0,77 ±0,01	0,75 ±0,01	0,74 ±0,01
Sutare	0,85 ±0,03	0,86 ±0,02	0,79 ±0,04	0,87 ±0,02	0,87 ±0,02
Svart smörbult	0,72 ±0,03	0,72 ±0,03	0,76 ±0,03	0,78 ±0,03	0,76 ±0,02
Medelvärde	0,79 ±0,03	0,79 ±0,04	0,81 ±0,04	0,81 ±0,04	0,79 ±0,04

Tabell 5. Prediktorvariablernas relativa betydelse för att förklara arternas förekomst i modellerna. Värden med fet stil markerar den variabel som var viktigast för respektive art.

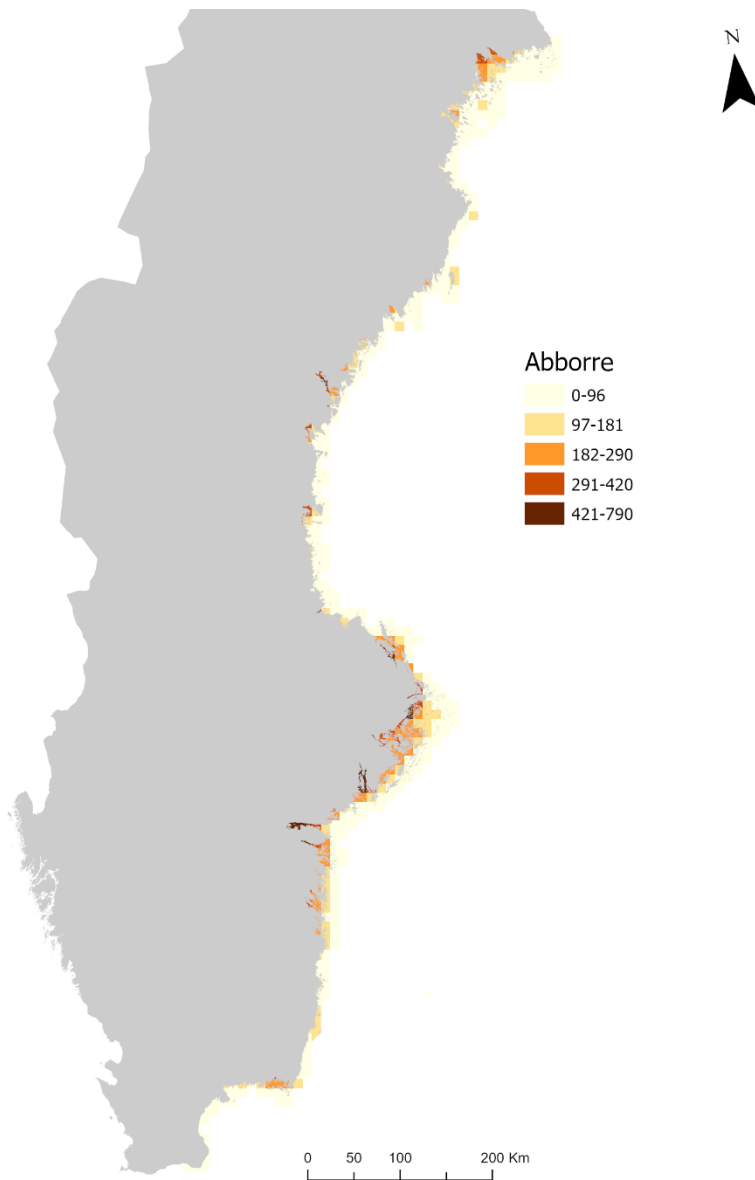
Art	Avstånd	Vågexponen		Sikt-		
	utsjön	Djup	ring	Salinitet	djup	Temperatur
Abborre	0,49	0,17	0,15	0,09	0,11	0,07
Björkna/braxen	0,17	0,13	0,27	0,13	0,46	0,08
Elritsa	0,29	0,19	0,34	0,36	0,19	0,12
Gärs	0,09	0,23	0,14	0,12	0,68	0,04
Gädda	0,08	0,13	0,04	0,15	0,06	0,40
Gös	0,17	0,18	0,04	0,06	0,85	0,03
Id	0,37	0,15	0,10	0,30	0,14	0,01
Löja	0,09	0,13	0,23	0,27	0,42	0,05
Mört	0,56	0,13	0,35	0,07	0,28	0,08
Nors	0,06	0,48	0,08	0,03	0,87	0,04
Ruda	0,08	0,10	0,68	0,07	0,38	0,05
Sarv	0,22	0,24	0,30	0,09	0,28	0,37
Sjustrålig smörbult	0,23	0,06	0,33	0,55	0,25	0,08
Skarpsill	0,10	0,12	0,04	0,85	0,10	0,36
Småspigg	0,12	0,06	0,16	0,70	0,07	0,23
Storspigg	0,52	0,05	0,09	0,12	0,08	0,18
Strömning	0,30	0,33	0,11	0,15	0,26	0,17
Sandstubb/lerstubb	0,17	0,25	0,12	0,12	0,14	0,29
Sutare	0,13	0,02	0,71	0,03	0,07	0,27
Svart smörbult	0,08	0,13	0,34	0,22	0,17	0,34
Medel	0,22	0,16	0,23	0,22	0,29	0,16

3.2 Kartprediktioner

I figur 3–22 visas kartprediktioner för de modellerade arterna. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.1 Abborre

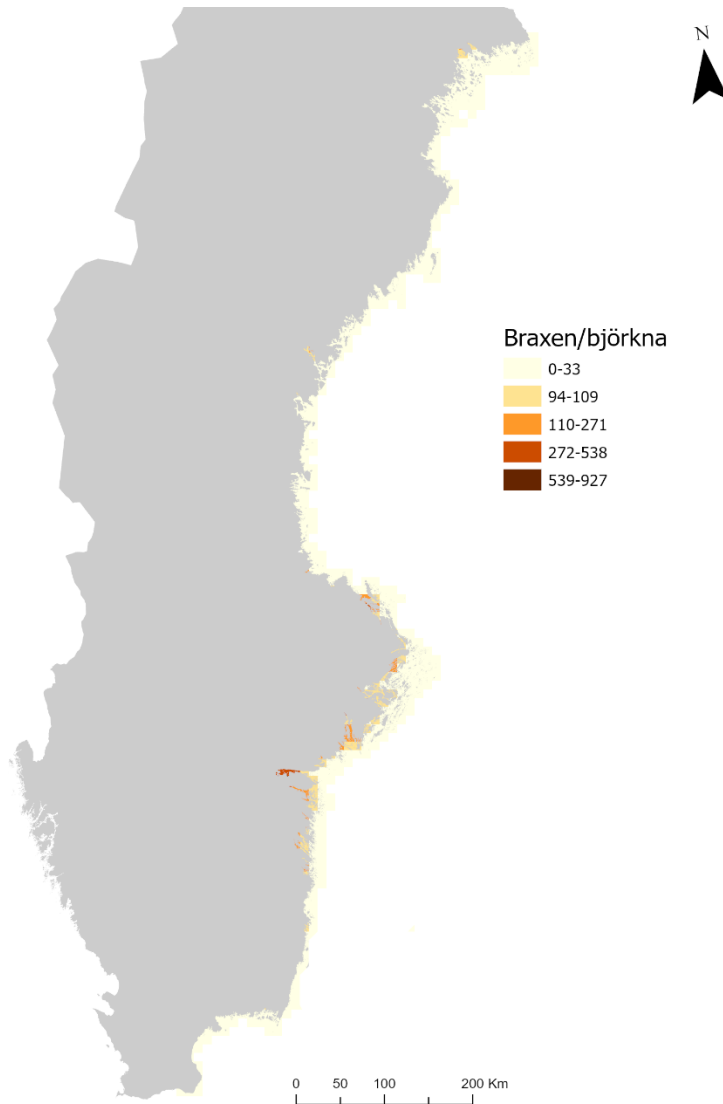
Abborren har uppväxtområden längs hela ostkusten. De huvudsakliga uppväxtområdena predikterades längs kuststräckan från Stockholms skärgård ner till Oskarshamn. Abborren gynnas framför allt av långt avstånd till utsjön, men modellen visade även ett samband med låg vågexponering och låg salthalt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,86.



Figur 3. Kartprediktion för uppväxtområden för abborre. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.2 Braxen/björkna

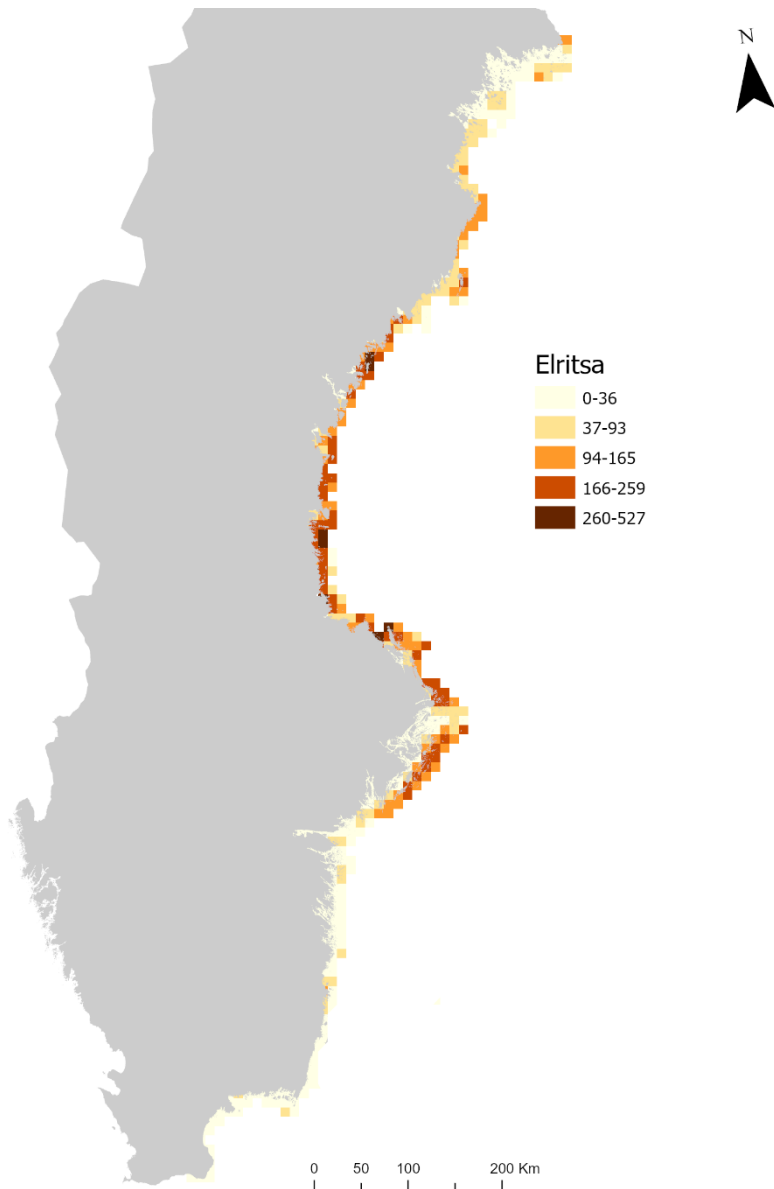
Braxen och björkna analyserades i samma modell, enligt den modellen prediceras deras uppväxtområden längs hela ostkusten. De största arealerna predikterades från Östergötland i söder upp till Stockholms skärgård, men rekryteringsområden predikterades även i Råneå. Den gemensamma modellen för braxens och björkna visade att deras bästa uppväxtområden ligger i vindskyddade områden med grumliga vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,95



Figur 4. Kartprediktion för uppväxtområden för braxen/björkna. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.3 Elritsa

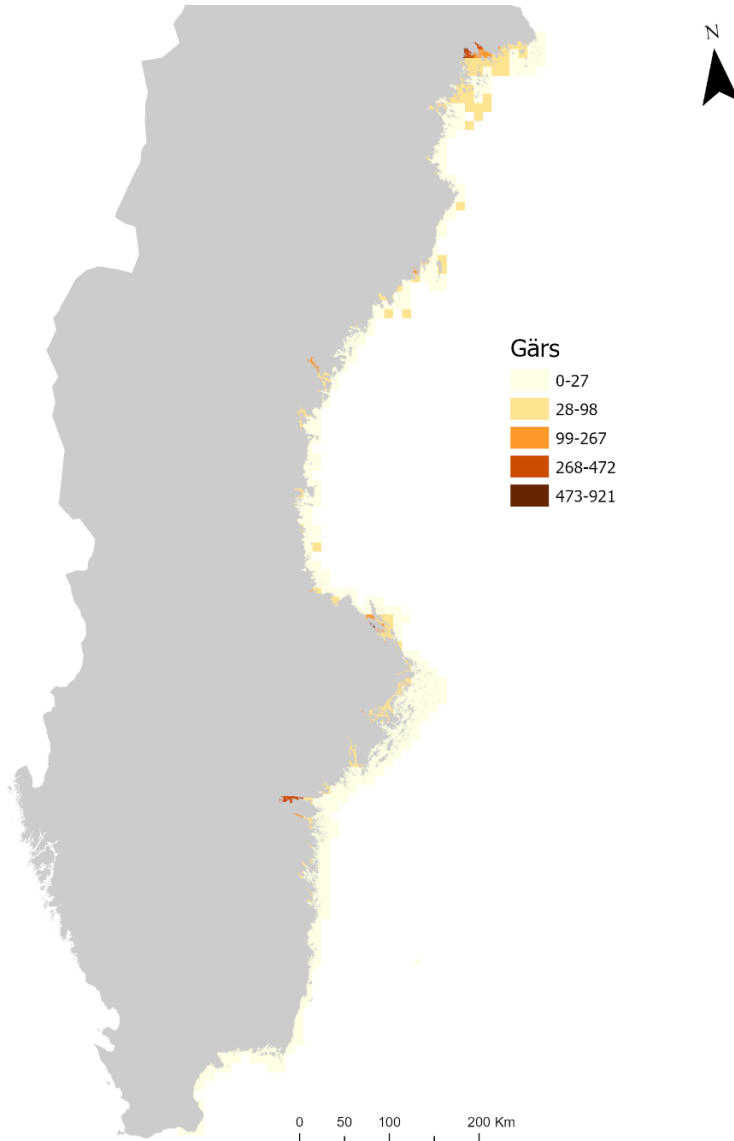
Elritsan har mest uppväxtområden längs kuststräckan från Stockholms skärgård och norrut. Elritsan gynnas framför allt av grunt och klart vatten, gärna nära utsjön. Modellen hade ett AUC-värde på 0,92.



Figur 5. Kartprediktion för uppväxtområden för elritsa. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.4 Gärs

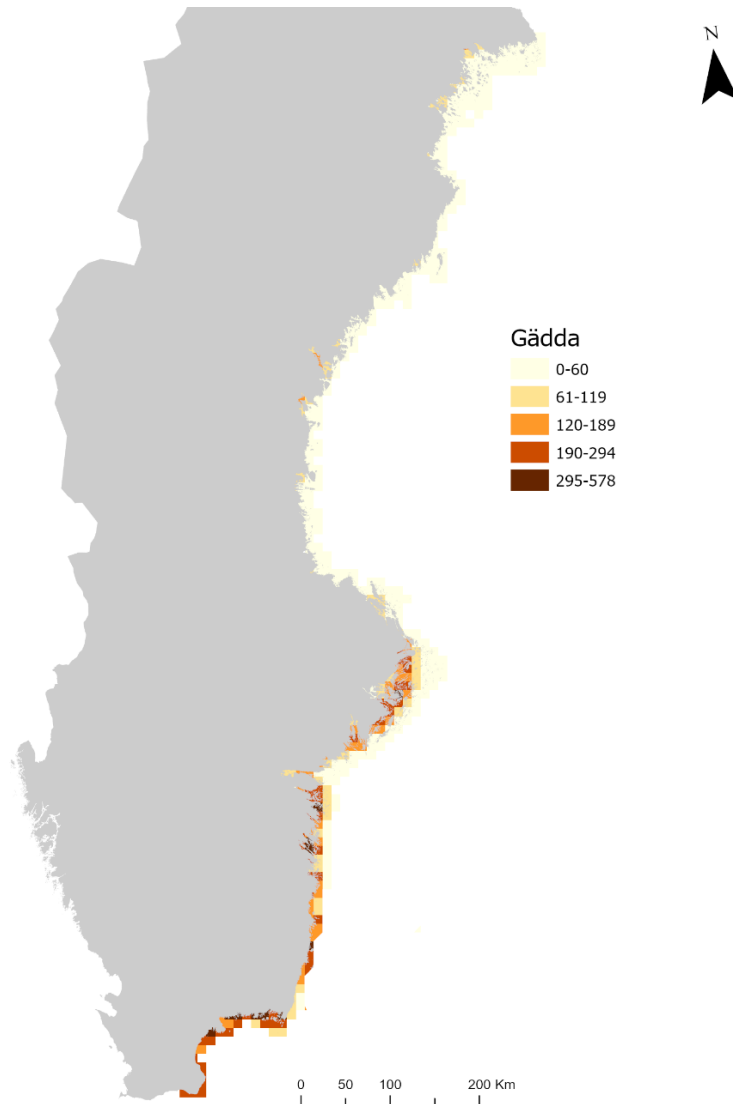
Gärsen hade förekomster från Bråviken och norrut enligt provtagningarna. Mest uppväxtområden finns enligt prediktionerna mellan Bråviken och Gävle, samt i Råneå och de nordligaste delarna av Bottenviken. Den viktigaste förklaringsvariabeln för gärs var siktdjupet. Gärsen förekommer i grumligt vatten med låg salthalt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,94.



Figur 6. Kartprediktion för uppväxtområden för gärs. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.5 Gädda

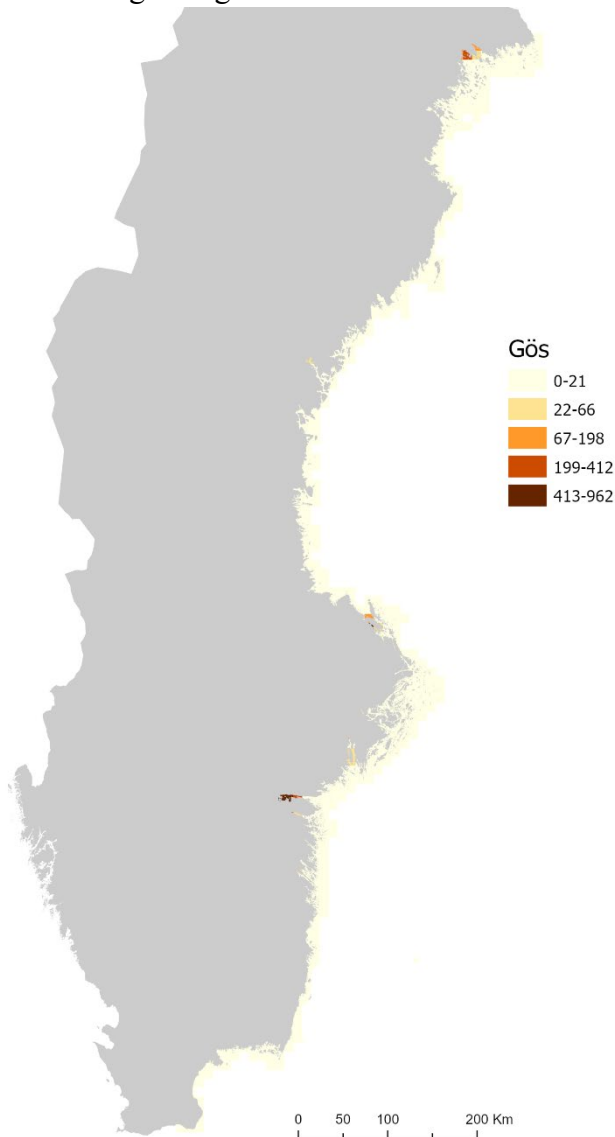
Gäddan har uppväxtområden längs hela ostkusten. De bästa uppväxtområdena finns framförallt i Blekinge, men enligt modellen finns det även gott om potentiella uppväxtområden längs stora delar av kusten upp till Stockholms skärgård. Gäddans uppväxtområden karakteriseras av hög salinitet, med hög temperatur. Att gäddan till synes föredrar hög salinitet kan sannolikt förklaras med att saliniteten samvarierar med en längre tillväxtsång, som gynnar gäddans tillväxt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,88.



Figur 7. Kartprediktion för uppväxtområden för gädda. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.6 Gös

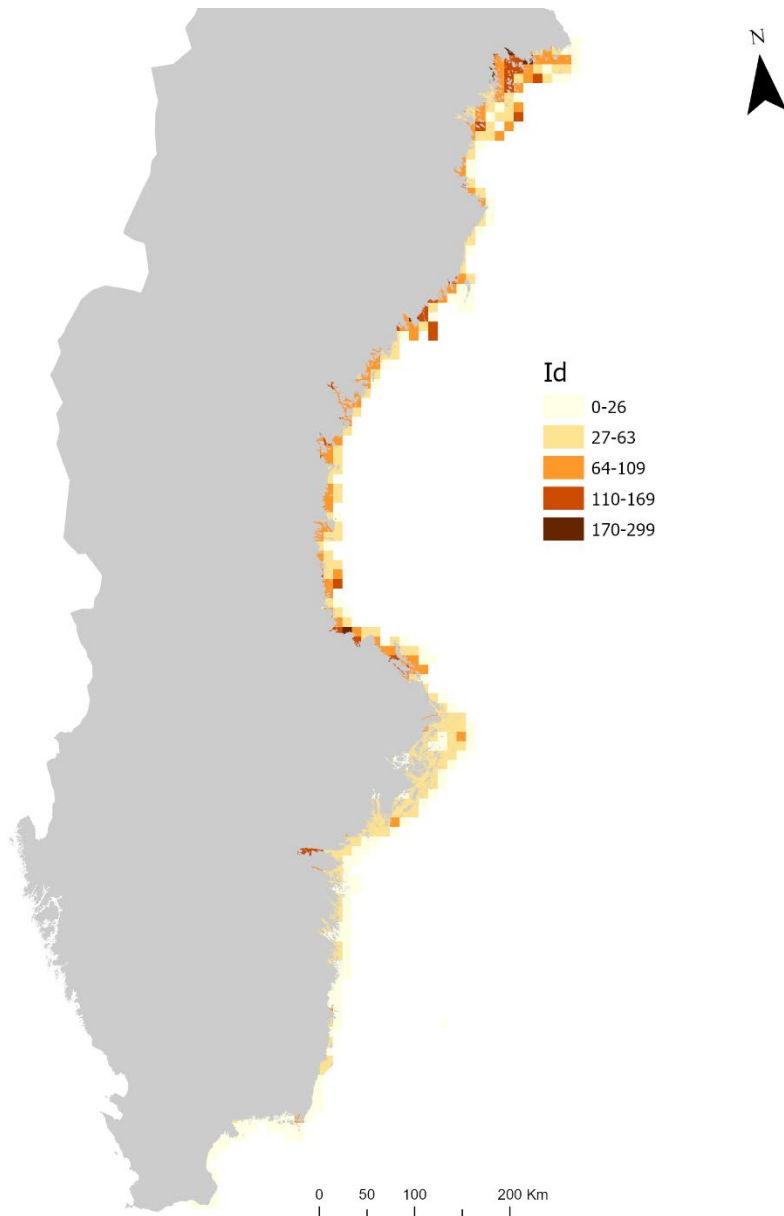
Gösen har sina bästa uppväxtområden från Bråviken i söder upp till Östhammar i norr. Modellen pekar även ut vissa områden i Råneå skärgård som lämpliga, vilket indikerar att miljön kan vara lämplig för gös här trots att arten är mycket ovanlig i området i dag. I huvudsak trivs gösen bäst längst in i vikar. Den klart viktigaste variabeln för att förklara gösens habitat var siktdjup som visade att gösen trivs bäst när vattnet är grumligt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,995.



Figur 8. Kartprediktion för uppväxtområden för gös. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.7 Id

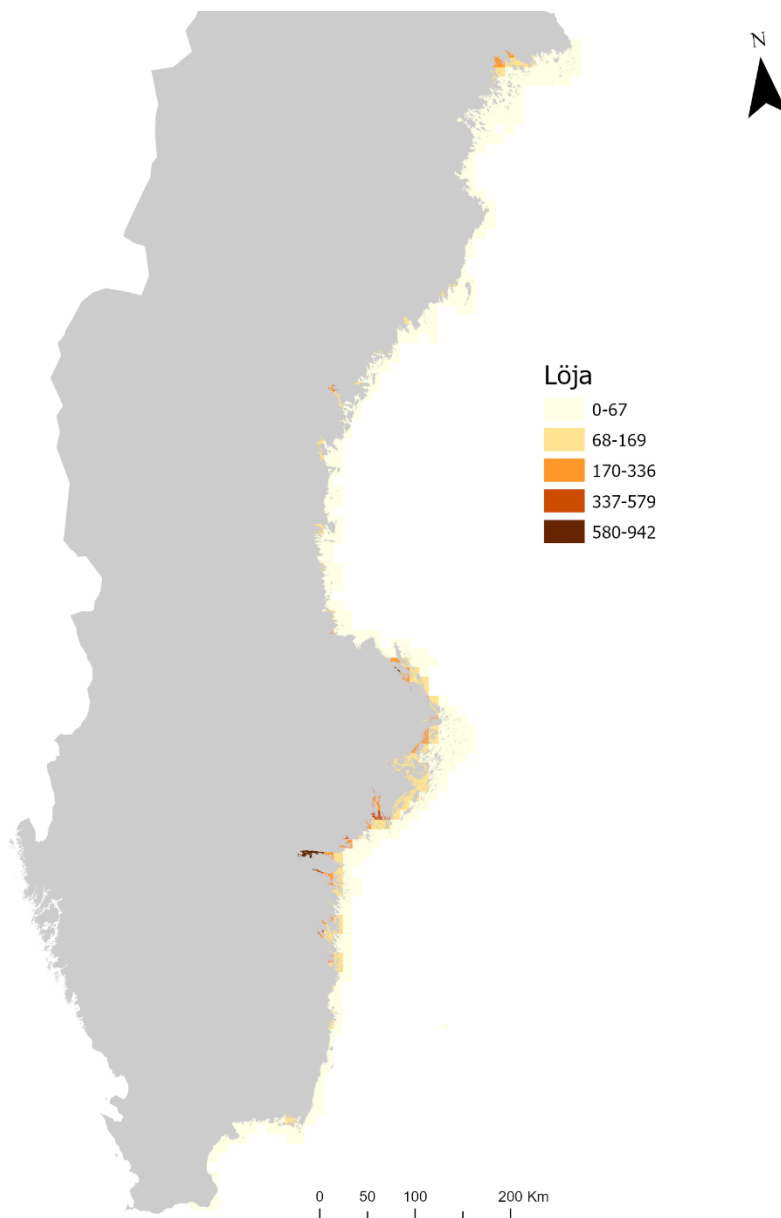
Iden har uppväxtområden längs hela ostkusten. Flest uppväxtområden och högst sannolikheter predikterades i Bottniska viken, i grunda områden med lägre temperaturer som ligger långt från utsjön. Modellen hade ett AUC-värde på 0,95.



Figur 9. Kartprediktion för uppväxtområden för id. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.8 Löja

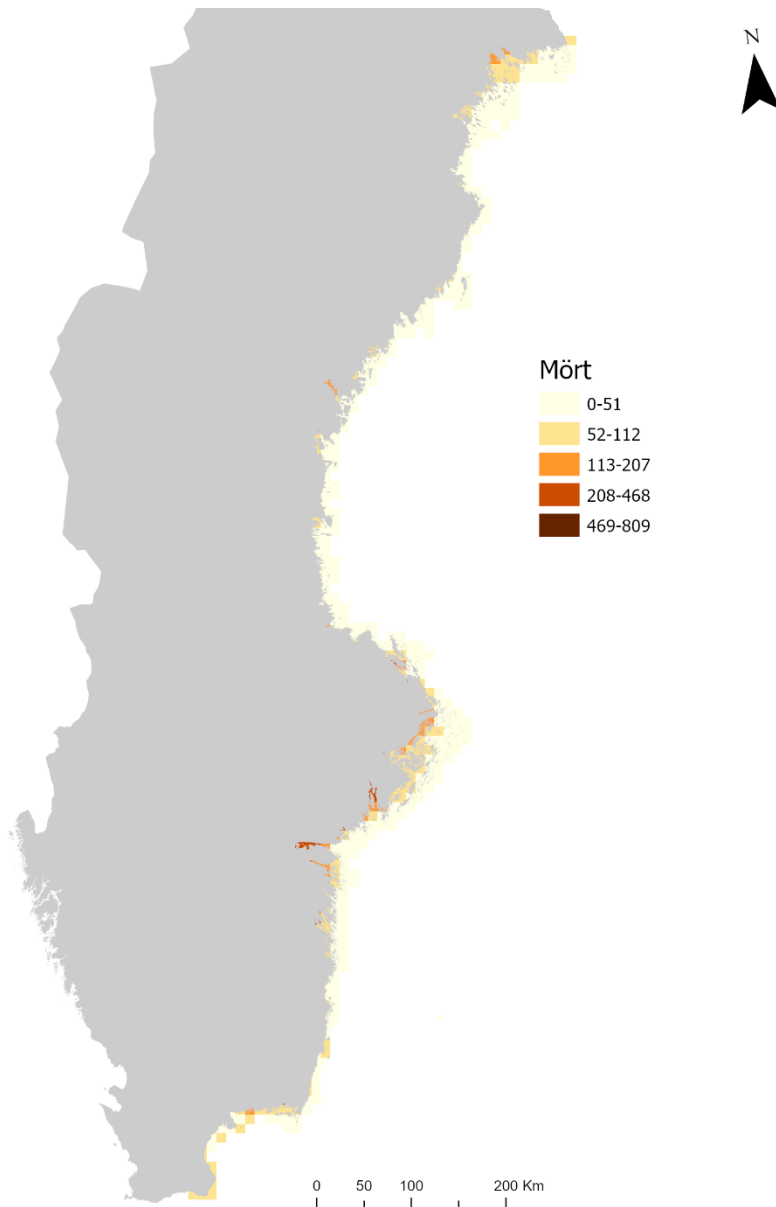
Löjan har uppväxtområden längs hela ostkusten. Högst sannolikhet för förekomst predikterades från Östergötlands län i söder till Uppsala län i norr, men även i flera fjärdsystem i Bottenhavet och Bottenviken. Löjans uppväxtområden enligt modellen karakteriserades av vågskyddade områden med lågt siktdjup. Modellen hade ett AUC-värde på 0,91.



Figur 10. Kartprediktion för uppväxtområden för löja. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.9 Mört

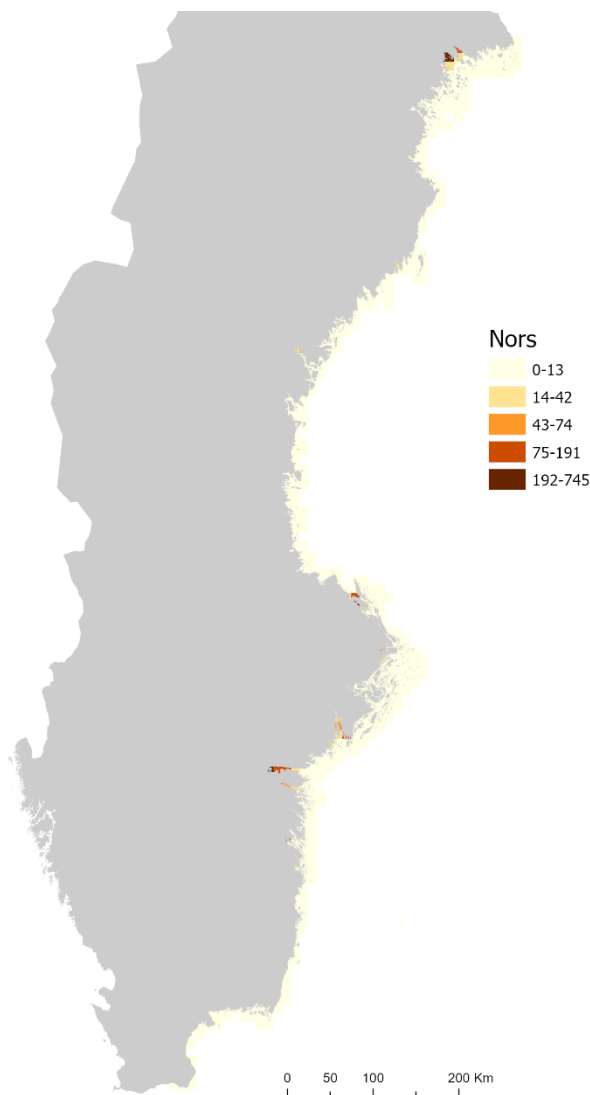
Mörten har uppväxtområden längs hela ostkusten. De viktigaste områdena predikterades från Östergötlands län i söder till Uppsala län i norr, samt i norra Bottenviken. Mörten bästa uppväxtområden enligt modellen ligger i vindskyddade områden långt från utsjön. Modellen hade ett AUC-värde på 0,92.



Figur 11. Kartprediktion för uppväxtområden för mört. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.10 Nors

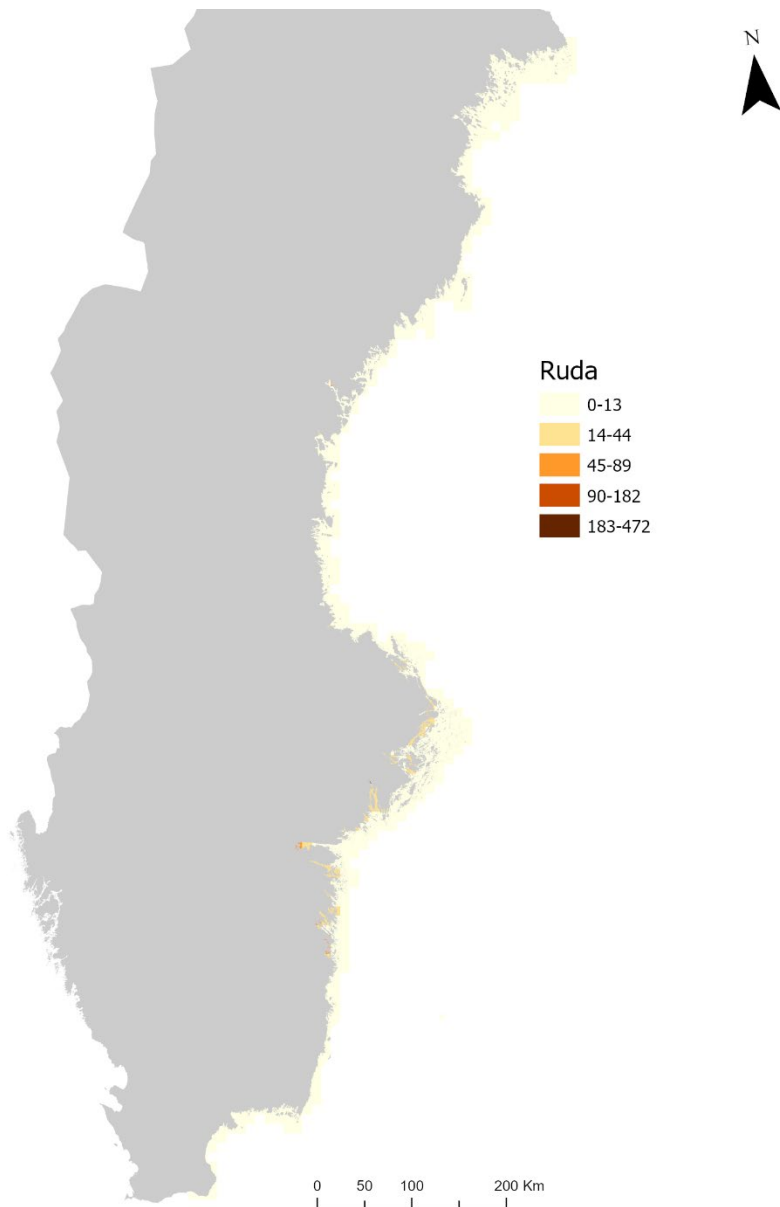
Norsen hade förekomster från Bråviken till Gävle enligt provtagningarna. I likhet med gös var siktdjup den överlägset viktigaste variabeln för att förklara yngelförekomst. De viktigaste områdena predikterades därför i grumliga fjärdar/skärgårdssystem från Östergötlands län i söder till Uppsala län i norr. På samma sätt som för gös faller områden i Råneå skärgård också ut som viktiga, som en följd av det låga siktdjupet, trots att arten är ovanlig i området idag. Utöver låga siktdjup var även djup en viktig variabel och norsyngel förekom främst i djupare områden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,99.



Figur 12. Kartprediktion för uppväxtområden för nors. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.11 Ruda

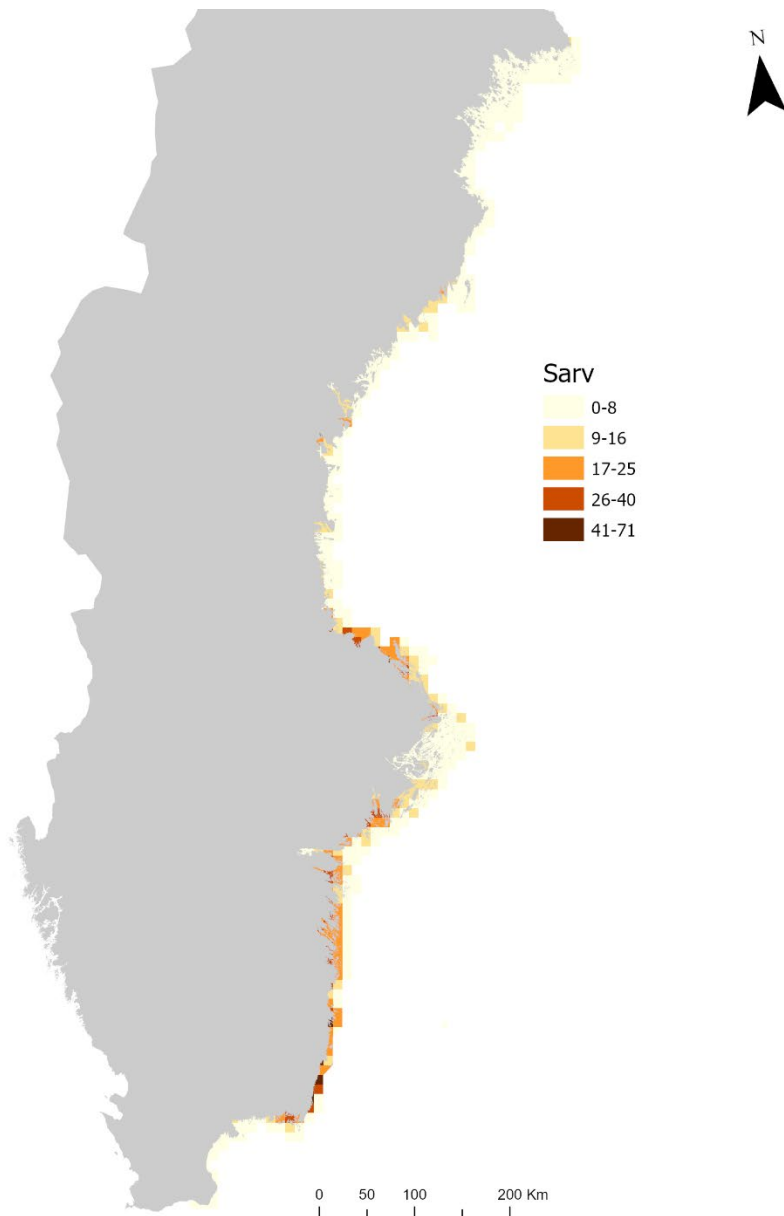
Rudans uppväxtområden predikterades främst från Stockholms skärgård och söderut. Förekomsten av yngel förklarades främst av vågexponering och siktdjup, med en preferens för skyddade och varma områden med grumligt vatten, vilka också är svåra att visa på en karta över hela Sverige. Modellen hade ett AUC-värde på 0,98.



Figur 13. Kartprediktion för uppväxtområden för ruda. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.12 Sarv

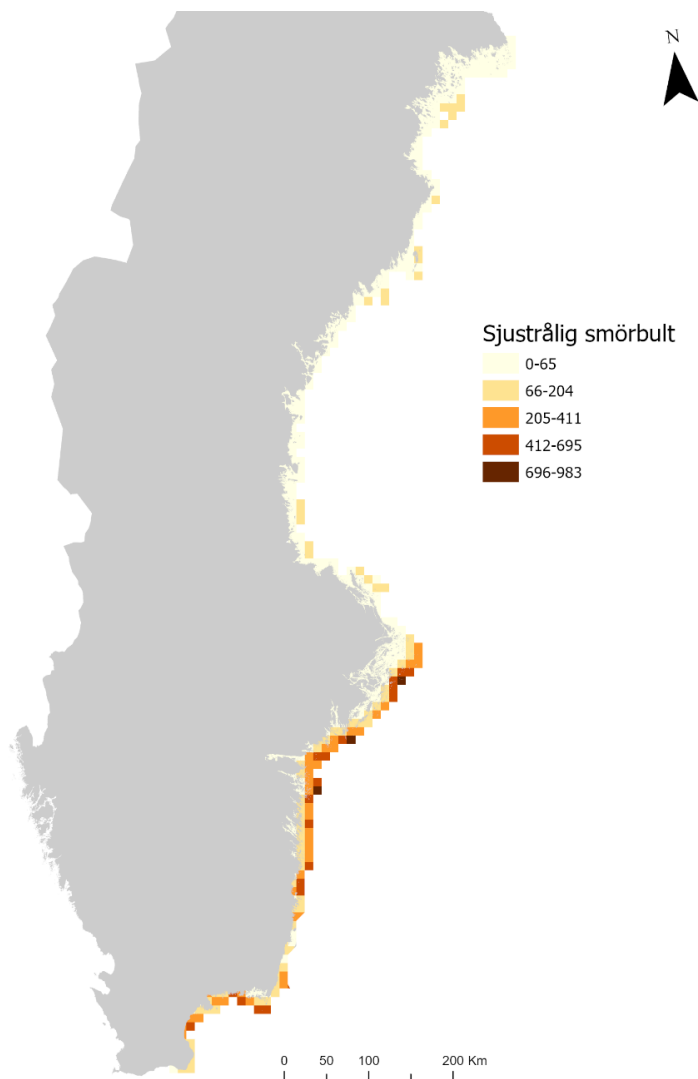
Sarven hade relativt låg förekomst i provtagningarna som hade fångster från Gävle och söderut. I modellen hade 5 av 6 förklaringsvariabler liknande betydelse vilket ledde till att inga tydliga utbredningsmönster visade sig i prediktionerna. Enligt modellen trivs sarven bäst i grundare områden med grumligt och varmt vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,95.



Figur 14. Kartprediktion för uppväxtområden för sarv. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.13 Sjustrålig smörbult

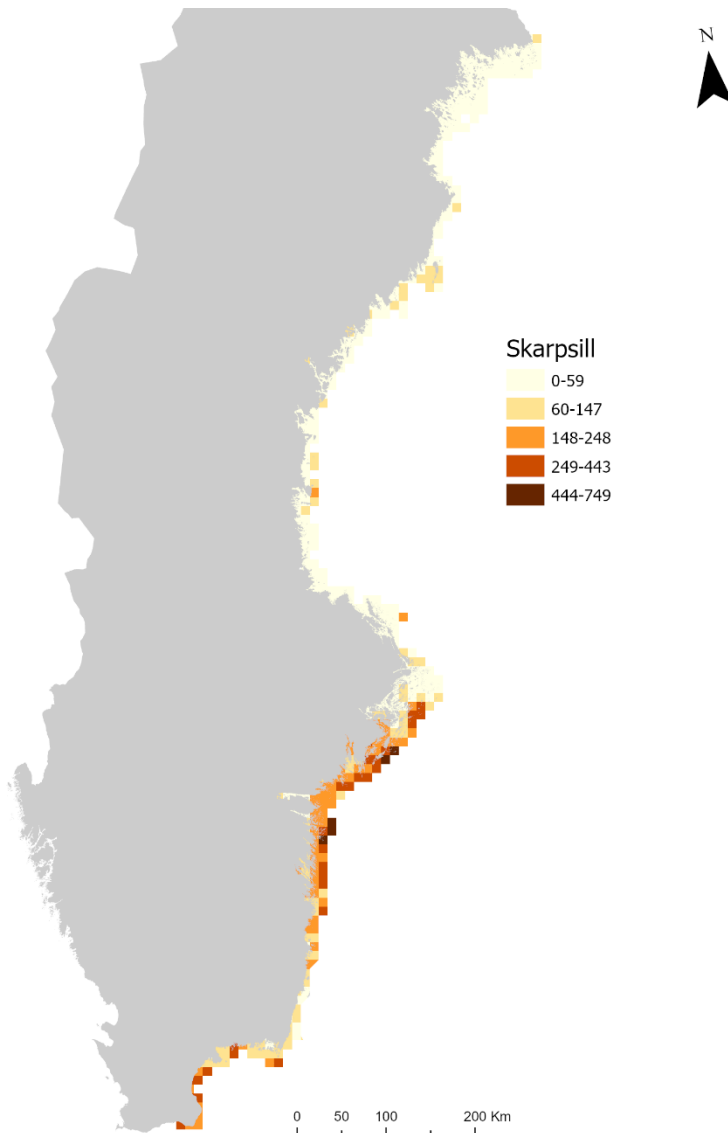
Sjustrålig smörbult predikterades främst förekomma från Stockholms skärgård och söderut. Prediktionen pekar även på att vissa områden norr som Stockholms skärgård är lämpliga uppväxthabitat trots att den inte förekom i något provfiske där. Det indikerar att miljön kan vara lämplig även om områdena inte utgör några uppväxtområden idag. Den största delen av områden med mycket bra habitat predikterades nära utsjön från Stockholms skärgård ner till Kalmarsund. Sjustråliga smörbultens förekomst förklarades främst av hög salthalt och vågexponerade vatten med och bra sikt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,98.



Figur 15. Kartprediktion för uppväxtområden för svart smörbult. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.14 Skarpsill

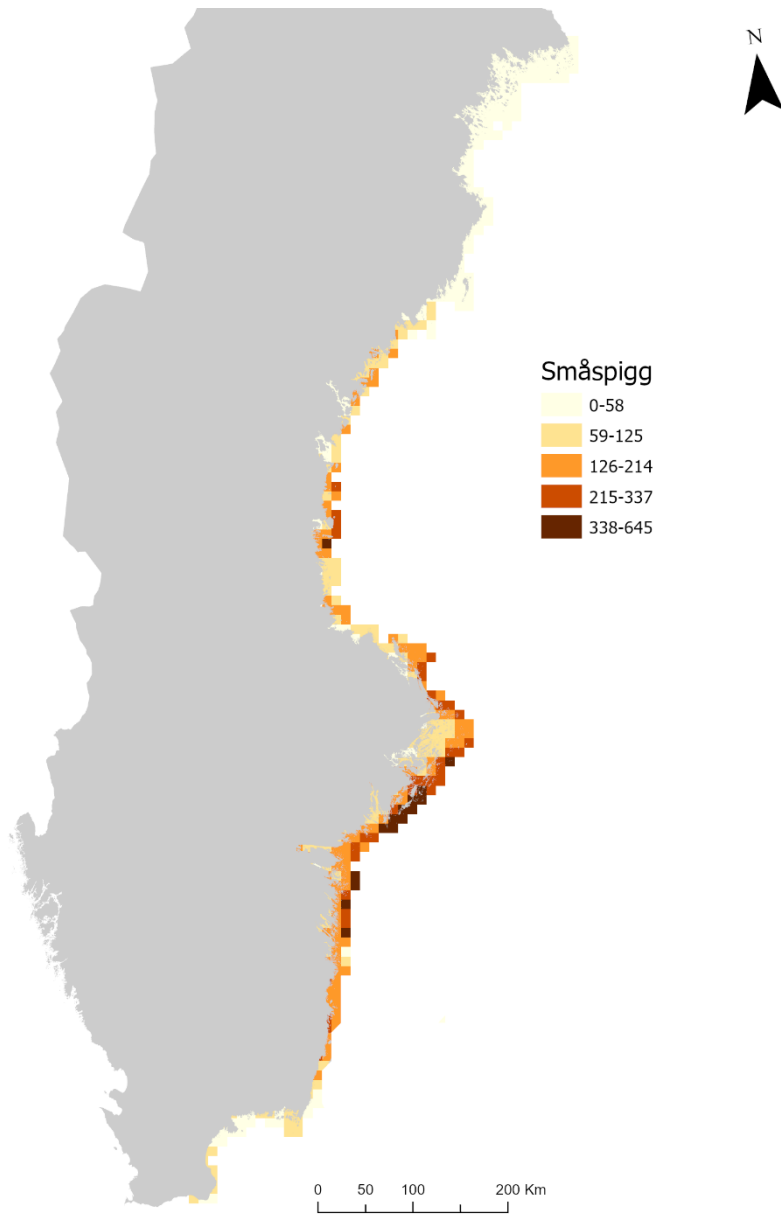
Skarpsillen har uppväxtområden längs hela ostkusten. De viktigaste områdena predikterades från Stockholms skärgård och söderut, vilket förklaras av att salthalt var den överlägset viktigaste variabelns i modellerna. Även temperaturen hade betydelse, med en preferens för kalla vatten nära utsjön. Modellen hade ett AUC-värde på 0,90. Skarpsillen växer dock ofta upp i öppet hav också, så modellen ger bara en bild av delar av artens uppväxtområden.



Figur 16. Kartprediktion för uppväxtområden för skarpsill. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.15 Småspigg

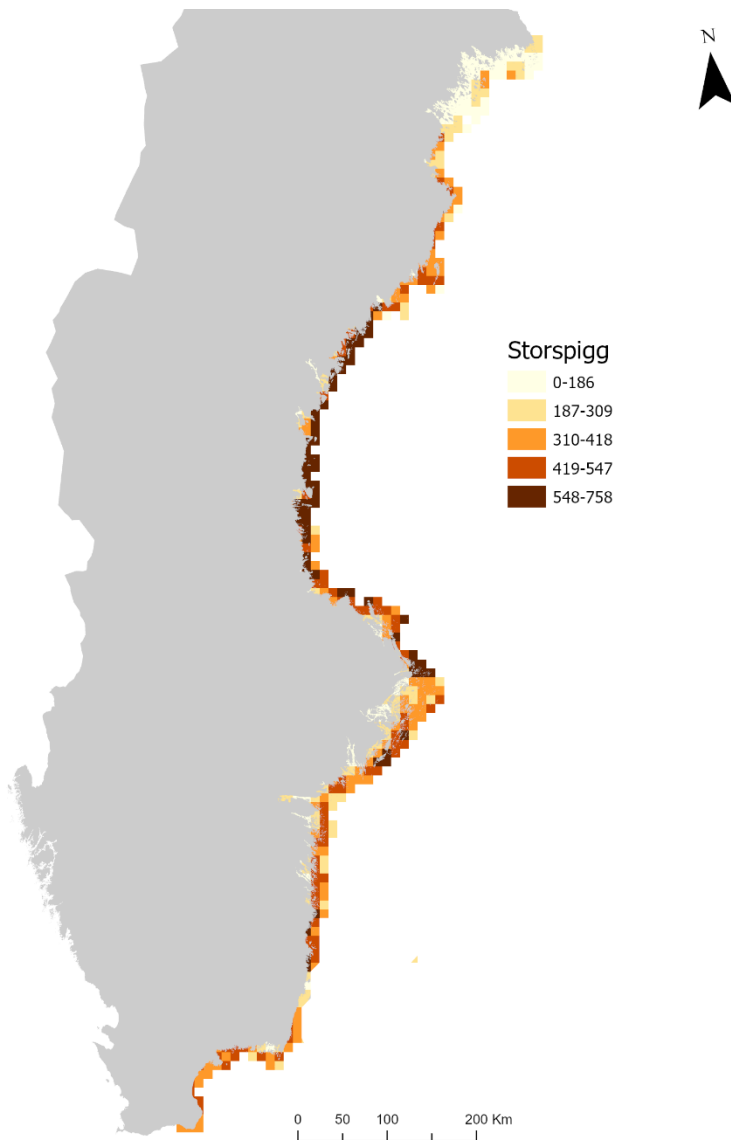
Småspiggen har uppväxtområden längs hela ostkusten. De viktigaste områdena predikterades från Kalmarsund upp till Medelpad. Den överlägset viktigaste variabeln för att modellera småspigg var salinitet, men även avstånd till utsjön och temperatur var av betydelse. Modellen hade ett AUC-värde på 0,91.



Figur 17. Kartprediktion för uppväxtområden för småspigg. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.16 Storspigg

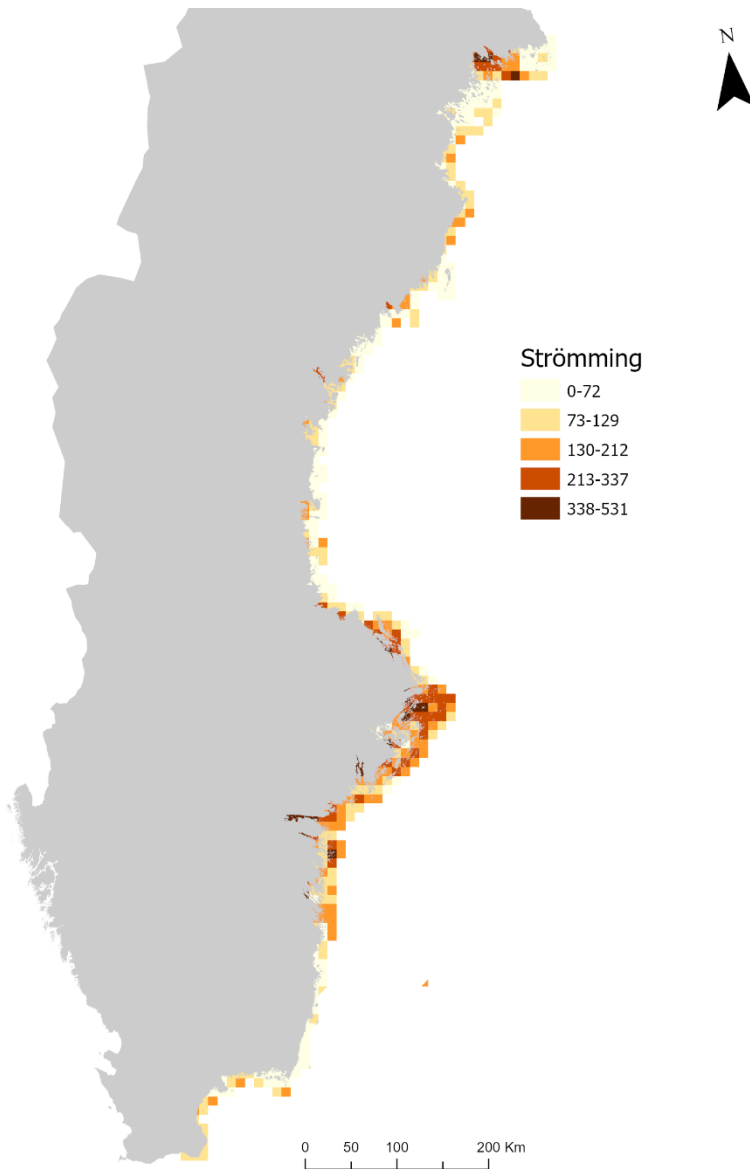
Storspiggen har uppväxtområden längs hela ostkusten, men mindre i norra Bottenviken. I likhet med abborre var avstånd till utsjön den viktigaste variabeln, men storspigg uppvisade en omvänd preferens, med ökad sannolikhet för förekomst närmare utsjön. Även temperatur var viktig med en preferens för kallare vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,84.



Figur 18. Kartprediktion för uppväxtområden för storspigg. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.17 Strömning

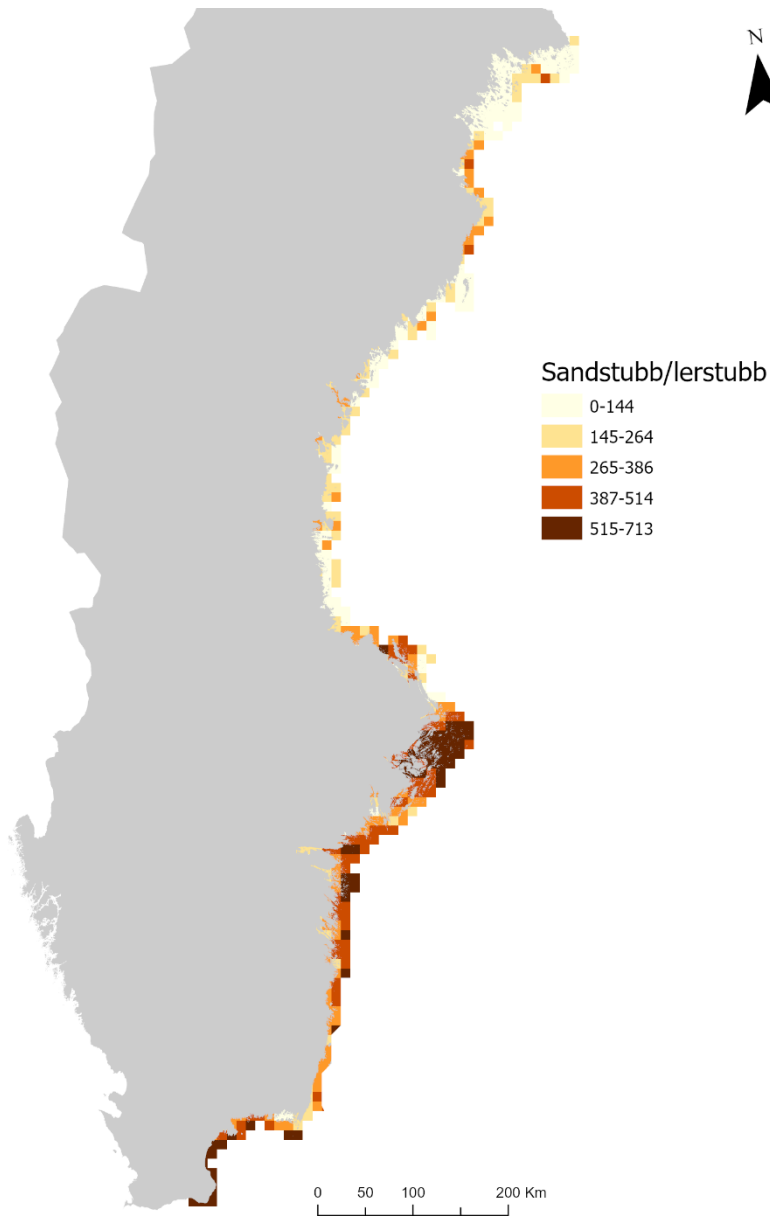
Strömningen har uppväxtområden längs hela ostkusten. Strömningens uppväxtområden var inte tydligt kopplad till någon enskild förklaringsvariabel, men kan karakteriseras av djupa vatten, nära utsjön med relativt lågt siktdjup, vilka var de tre viktigaste variablerna. Modellen hade ett AUC-värde på 0,85.



Figur 19. Kartprediktion för uppväxtområden för strömning. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.18 Sandstubb/lerstubb

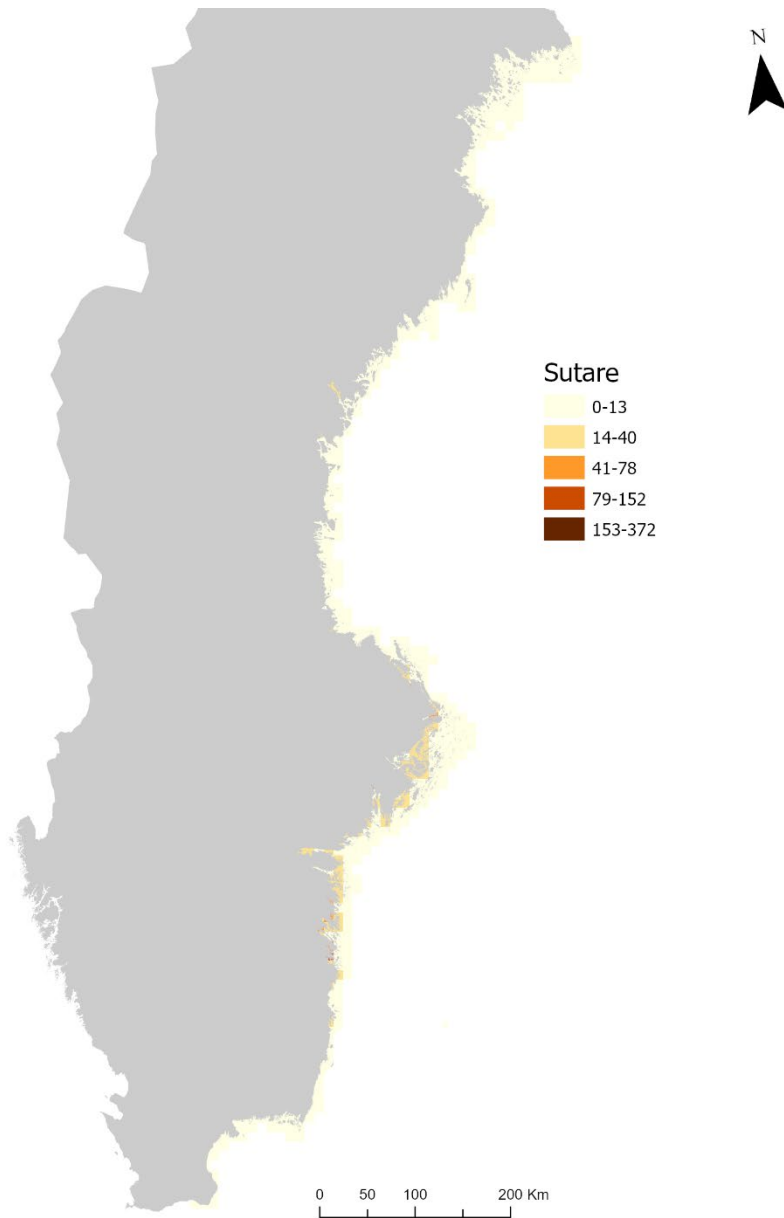
Sand- och lerstubb har uppväxtområden längs hela ostkusten. Främst predikterades områdena från Uppsala län och söderut. Stubbarna återfanns främst i varma och djupare vatten med låg salinitet nära utsjön. Modellen hade ett AUC-värde på 0,81.



Figur 20. Kartprediktion för uppväxtområden för sandstubb/lerstubb. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.19 Sutare

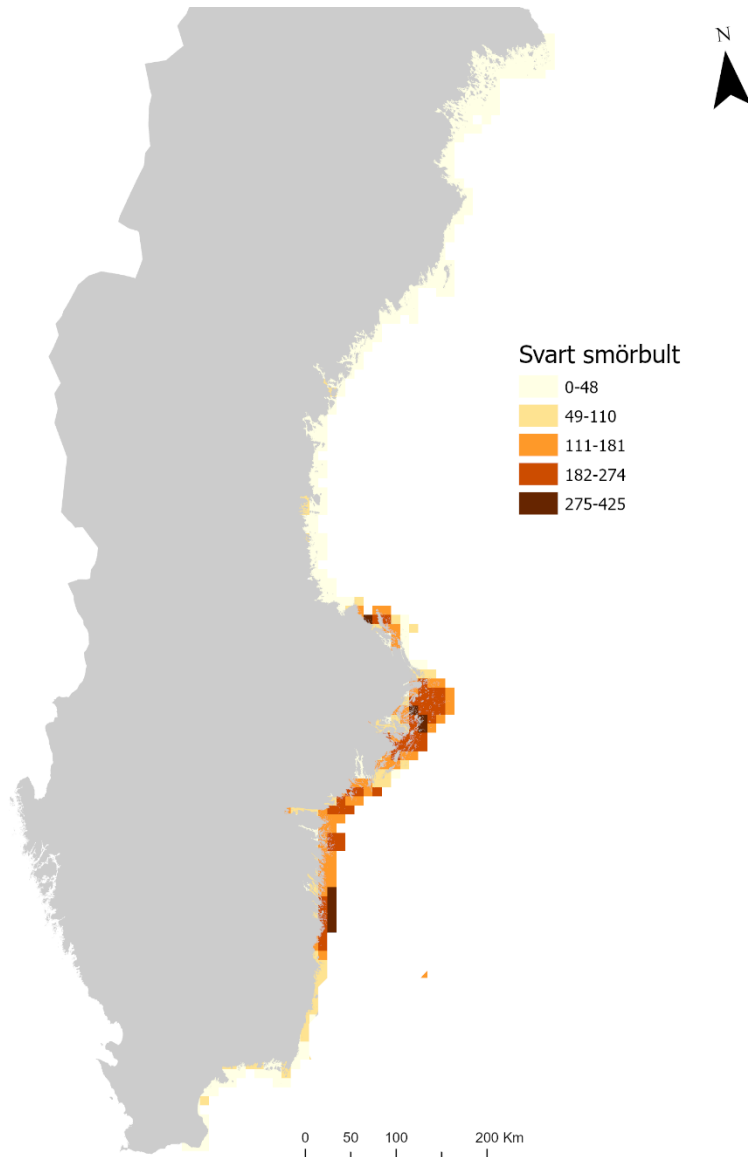
Sutaren har uppväxtområden från Gävle och söderut. Högst sannolikheter predikterades i Östergötlands län. Vågexponering var den viktigaste variabeln och sutaren visade en preferens för varma och vågskyddade vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,96.



Figur 21. Kartprediktion för uppväxtområden för sutare. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

3.2.20 Svart smörbult

Svart smörbult har uppväxtområden från Hälsingland och söderut. De viktigaste områdena med högst predikterad sannolikhet finns från Uppsala län i norr till Kalmarsund i söder. Svart smörbults uppväxtområden förklarades främst av temperatur och vågexponering, med en preferens för hög vågexponering och klara vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,92.



Figur 22. Kartprediktion för uppväxtområden för svart smörbult. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0–1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser. Kartorna är aggregerade från 250x250 m till 5000x5000 m cellstorlek för att tydligare visualisera resultatet för hela kusten.

4. Diskussion

4.1. Användningsområde för kartorna

Tillgång till heltäckande kartor över viktiga naturvärden är viktig i många förvaltningssammanhang. I denna studie har vi genom ensemblemodellering tagit fram heltäckande, högupplösta kartor av hög kvalitet över uppväxtområden för ett tjugotal av de viktigaste fiskarterna i grunda områden längs östersjökusten. Kartorna ger information om var vi har goda miljöbetingelser för arternas reproduktion och kan lämpligen användas inom arbetet med fiskförvaltning, havsplanering, grön infrastruktur och områdesskydd både på nationell och på regional nivå. Utöver kartorna bidrar modellerna till en ökad förståelse för de olika arternas krav på miljön. Vid mer lokal användning, till exempel vid geografiskt avgränsade tillstånds- och strandskyddsdispensärenden, bör kartorna användas med mer försiktighet då metodiken vid kartläggningen avpassats för att identifiera mer storskaliga mönster. Exempelvis kan man inte utifrån enskilda pixlar i kartorna bedöma om man ska ge tillstånd för en enskild brygga, utan de är istället utformade för att identifiera viktiga områden på större skala. Vid användning av kartorna bör man även beakta att de provfisken som ligger till grund för studien är utförda under sommaren och att kartorna därför speglar fisk och skaldjursförekomst under den varma årstiden.

4.2. Underliggande data

Provfiskedatat i denna studie är insamlat mellan åren 2005–2018. Vid analyser som baserar sig på data som spänner över en så stor tidsperiod och kommer från många olika undersökningar och provtagare finns det mycket variation i materialet som kan göra det svårare att hitta samband mellan arternas förekomst och miljövariabler. Materialet kommer även från både inventeringsfisken där provtagning vanligtvis sker under endast ett tillfälle och från provfisken av återkommande natur där man fiskar på samma plats år efter år. När man hanterar stationerna i provfisken som fiskas varje år som enskilda replikat finns en risk att man har ett beroende mellan dessa punkter, det vill säga att de är autokorrelerade. Autokorrelation i residualerna

kan leda till att man överskattar signifikansvärdena för enskilda prediktorer. Eventuell förekomst av rumslig autokorrelation testades genom att ta fram och visuellt studera semivariogram för samtliga arter enligt Ploton m.fl. (2020), där låg semivarians på liten skala (dvs liten skillnad mellan närliggande punkter) kan indikera problem med autokorrelation. Analysen visade inga eller små tendenser till rumslig autokorrelation för arterna.

4.3. Kvalitet på kartprediktionerna

Då provfiskedatat är insamlat mellan åren 2005–2018 visar kartorna en övergripande bild för den perioden. Habitat på kusten är under ständig förändring i relation till olika belastningar och miljöfaktorer vilket innebär att vissa områden som klassas som bra habitat för en viss art inte med säkerhet behöver vara fungerande idag, men modellerna visar i de fallen att de har potential att vara det. På motsvarande sätt finns det risk att de modeller som används här missar uppväxtområden som har varit bra habitat längre bak i tiden eller skulle bli det igen om arten ökar i utbredning. De allra senaste åren har få yngelinventeringar utförts. Eftersom det finns tecken på att många viktiga kustarter håller på att förlora reproduktionsområden så är det viktigt att fortsätta följa upp fiskyngelproduktionen längs svenska kusten. Till exempel ökar storspiggen och kan slå ut andra arter genom predation och konkurrens (Bergström m.fl. 2015, Nilsson m.fl. 2019).

Fördelen med ensemblemodellering jämfört med att använda en enskild statistisk metod är att man kan kombinera styrkorna som erbjuds av flera konceptuellt olika modelleringsmetoder, och därmed få säkrare modeller och habitatkartor (Araújo & New, 2007). Detta återspeglas även för modellerna framtagna i denna studie där ensemblemodellerna genomgående var bättre än de enskilda modelleringsmetoderna. Den metod som vi använt har därför gjort det möjligt att ta fram kartor med högre kvalitet, med avseende på att fånga upp arternas huvudsakliga utbredningsmönster i studieområdet, än om endast en modelltyp använts. För att representera resultatens säkerhet har vi även tagit fram kartor som visar variation mellan de olika underliggande modellerna, som ett mått på deras samstämmighet eller olikheter (Appendix 1).

Som en del av arbetet i denna studie analyserades geografiska områden där det behövs mer data. I områden med sämre tillgång till data finns naturligtvis en risk att kartprediktionen inte ger lika säkra resultat som om datatillgången var bättre. Längs Skånes, Ölands och Gotlands kust fanns det inget eller så lite underlag av provfisken att de var tvungna att uteslutas helt. I Östergötlands och Norrbottens län var datatillgången svag, men även andra län har en del geografiska och tidsmässiga luckor i datainsamlingen (Figur 1 och Tabell 2).

Kartprediktionernas kvalitet påverkas i hög grad av kvalitén på de bakomliggande miljövariablernas kartunderlag. Ju bättre kartunderlag det finns tillgängligt för miljövariablerna som används vid modelleringen desto bättre och mer precisa blir kartprediktionerna. Exempelvis baseras kartan över vattendjup på sjökortsdata, och i många områden är djupinformationen av låg kvalitet. Underlaget för salinitet och temperatur var på mycket grov skala och fångar därför inte upp de småskaliga gradienter i dessa variabler som är viktiga i skärgårdsområden. Även det modellerade siktdjupslaget är baserat på data med grövre upplösning. Om kartlager för djupdata, siktdjup, temperatur och salinitet funnits tillgängligt i högre upplösning hade modellerna med högre precision fångat upp komplexa samband i skärgårdsmiljöer och kartorna hade blivit mer användbara på lokal nivå.

Utöver datatillgången och prediktorvariablernas kvalitet medför även modellerna i sig en osäkerhet. I och med att modellerna itererades tio gånger minskades osäkerheten i de enskilda modelleringsmetoderna. När de enskilda modellerna även slogs ihop till en ensemblemodell minskar även modellteknikernas osäkerhet till viss del.

4.4. Utvecklingsmöjligheter

I denna studie har kartor över potentiella uppväxtområden tagits fram för många av de viktigaste kustnära arterna i Östersjön. Dessa kartor är centrala både i arbetet med nationell fiskförvaltning och marint områdesskydd, liksom för handlingsplaner för grön infrastruktur. Många fiskar är hårt knutna till specifika reproduktionsmiljöer, och är därför extra känsliga för störningar i dessa habitat. När det gäller kartläggning av lekområden finns endast grövre rumslig information tillgänglig för de flesta av de arter som ingår i denna rapport. I många fall sammanfaller dock lek- och uppväxtområden för de aktuella arterna, och därmed kan uppväxtområdeskartorna ge en bra bild av arternas reproduktionsmiljöer överhuvudtaget.

I framtida studier är det viktigt att även ta fram modeller som bygger på data från andra provtagningsmetoder än den undervattensdetonationsmetod som använts i denna studie, som till exempel not och fallfälla. Detta skulle ge bättre information om arter som till exempel sik och olika plattfiskar, som inte fångas med detonationsmetoden. Man kan även modellera utbredningen av livsmiljöer för den vuxna fisken, med hjälp av de omfattande data som finns tillgängliga från nätprovfisken. Kartor över utbredningen av vuxen fisk behövs också för exempelvis fiskförvaltningen och för arbetet med naturvärdesbedömningar. Det finns också behov av att göra ytterligare modelleringsinsatser för arter mer förknippade med utsjön, som till exempel torsk, strömming och skarpsill.

I Östersjön förespås utbredningen av många arter förändras på grund av klimateffekter, bland annat i form av stigande vattentemperatur och utsötning

(Snickars m.fl. 2015). För många av de arter som modellerades i denna studie identifierades starka samband mellan förekomst och miljövariablerna salinitet och temperatur. En del av förklaringen till att dessa variabler föll ut som viktiga är troligen kopplade till på vilken skala de varierar, men det faktum att starka samband påvisades gör att dessa modeller skulle kunna användas för att undersöka hur olika klimatscenarier kan förväntas påverka de olika arternas utbredning. Detta öppnar möjligheter för en proaktiv förvaltning av fiskbestånd i samband med klimatförändringar.

Kartorna över reproduktionsområden kommer framöver även att kunna användas som stöd vid naturvärdesbedömningar och för att utvärdera hur nätverket av skyddade områden i Östersjön fungerar i förhållande till uppsatta mål. Ytterligare ett möjligt tillämpningsområde är att undersöka hur utbredningen av reproduktionsområden påverkats av de ökande bestånden av storspigg i Östersjön, genom att beskriva hur spiggens ökande utbredning överlappar med exempelvis abborrens och gäddans uppväxtområden. Likaså öppnar de heltäckande kartorna upp för möjligheten att göra överlagringsanalyser som kan svara på i vilken omfattning olika miljöbelastningar, exempelvis fysisk störning av livsmiljöerna, påverkar dessa värdefulla områden..

5. Erkännanden

Det har krävts enormt omfattande fältinsatser för att bygga upp de datamaterial vi använt oss av i denna rapport. Vi vill därför rikta ett stort tack till alla som bidragit till insamlingen av fältdata. Varje provfiskad station är värdefull.

6. Referenser

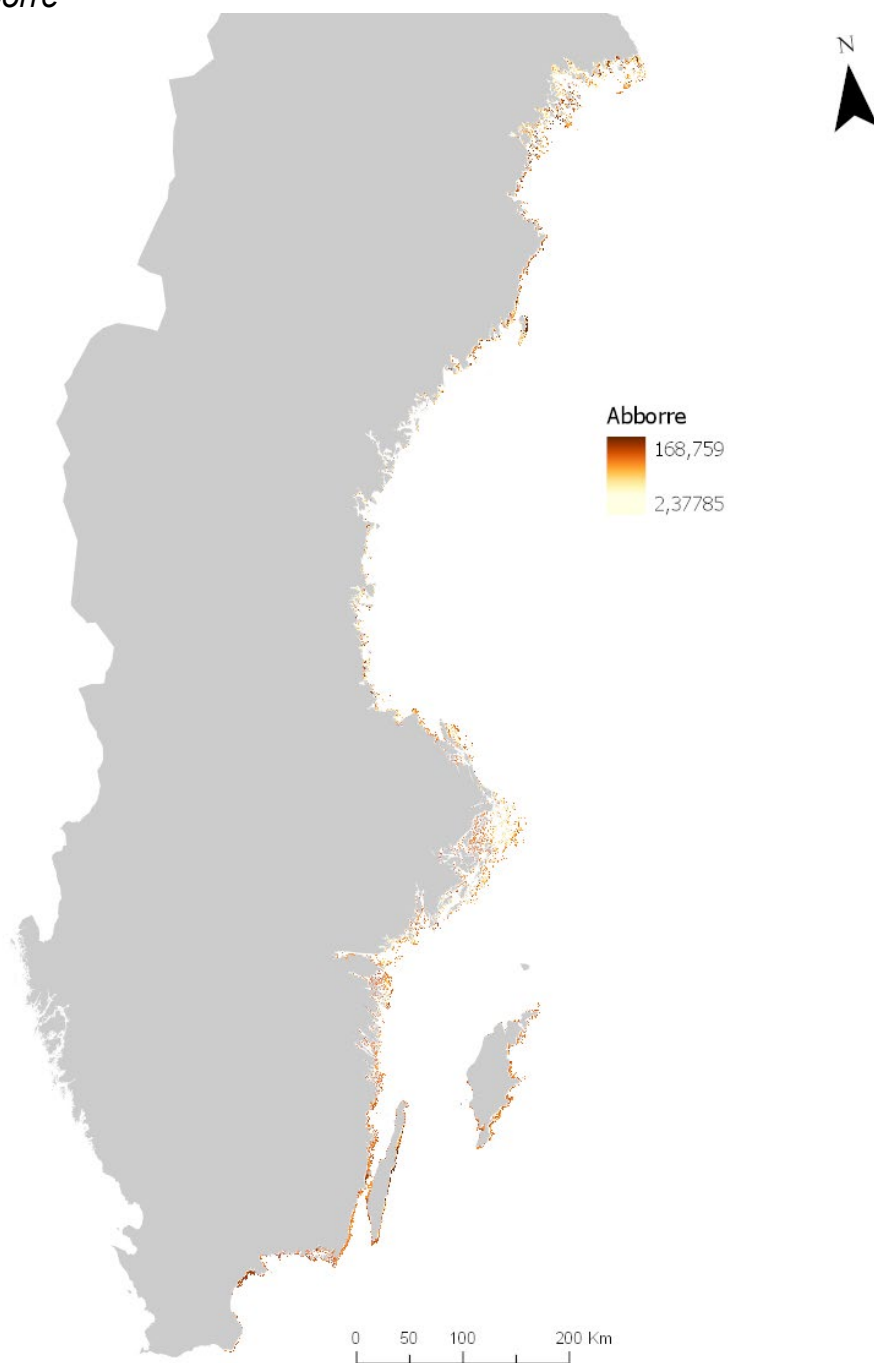
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, ss. 1223-1232.
- Araújo, M., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, ss. 22:42-47.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christenson, O., & Isachsen, P. (2008). Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. *ICES Journal of marine science*, ss. 1093-1101.
- Bergström, L., Bergström, U., Olsson, J., & Carstensen, J. (2016). Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers - variability at temporal and different spatial scales. *Estuaries, Coastal and Shelf Science*, ss. 62-72.
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., & Kraufvelin, P. (2018). Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. *Ambio*, ss. 565-579.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B., Fredriksson, R., Wennhage, H., & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea—A thorny issue for coastal predatory fish. *Coastal and Shelf Science*, ss. 163, 134-142.
- Bergström, U., Sundblad, G., Downie, A., Snickars, M., Boström, C., & Lindegarth, M. (2013). Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea species distribution modelling. *Journal of Applied Ecology*, ss. 680-690.
- Copernicus. (2019). *Copernicus*. Hämtat från http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=BALTICSEA_ANALYSIS_FORECAST_PHY_003_006
- Eklöf, J. S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J. P., Eriksson, B. K., & Bergström, U. (den 27 08 2020). A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology*.
- Isæus, M. (2004). *Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea*. Stockholm: Department of Botany, Stockholm University.
- Kallasvuo, M., Vanhatalo, J., & Veneranta, L. (2016). Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, ss. 636-649.
- lfädöglfädlö. (llll). *äfölsfäl*. lllll: llllll.
- Nilsson, J., Flink, H., & Tibblin P. (2019). Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. *Journal of Animal Ecology*.
- Ploton, P., Mortie, F., & Rejou-Mechain, M. (2020). Spatial validation reveals poor pre-dictive performance of large-scale ecological mapping models. *Nature Communications*.
- R Core Team. (2014). *R Projcet*. Hämtat från <https://www.r-project.org/>

- Snickars, M., Weigel, B., & Bonsdorff, E. (2015). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of Baltic sea. *Marine Biology*, ss. 141-151.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., & Eklöv, P. (2013). Nursery habitat availability limits adult stocks sizes of predatory coastal fish. *Journal of Marine Science*, ss. 672-680.
- Thuiller, W., Georges, D., & Engler, R. (1 2014). biomod2: Ensemble platform for species distribution modelling. *BusbyEcography*.
- Vanhatalo, J., Veneranta, L., & Hudd, R. (2012). Species distribution modeling with Gaussian processes: A case study with the youngest stages of sea spawning whiting (*Coregonus lavaretus* L. sl) larvae. *Ecological Modeling*, ss. 49-58.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, ss. 3-14.

7. Appendix 1. Osäkerhetskarta

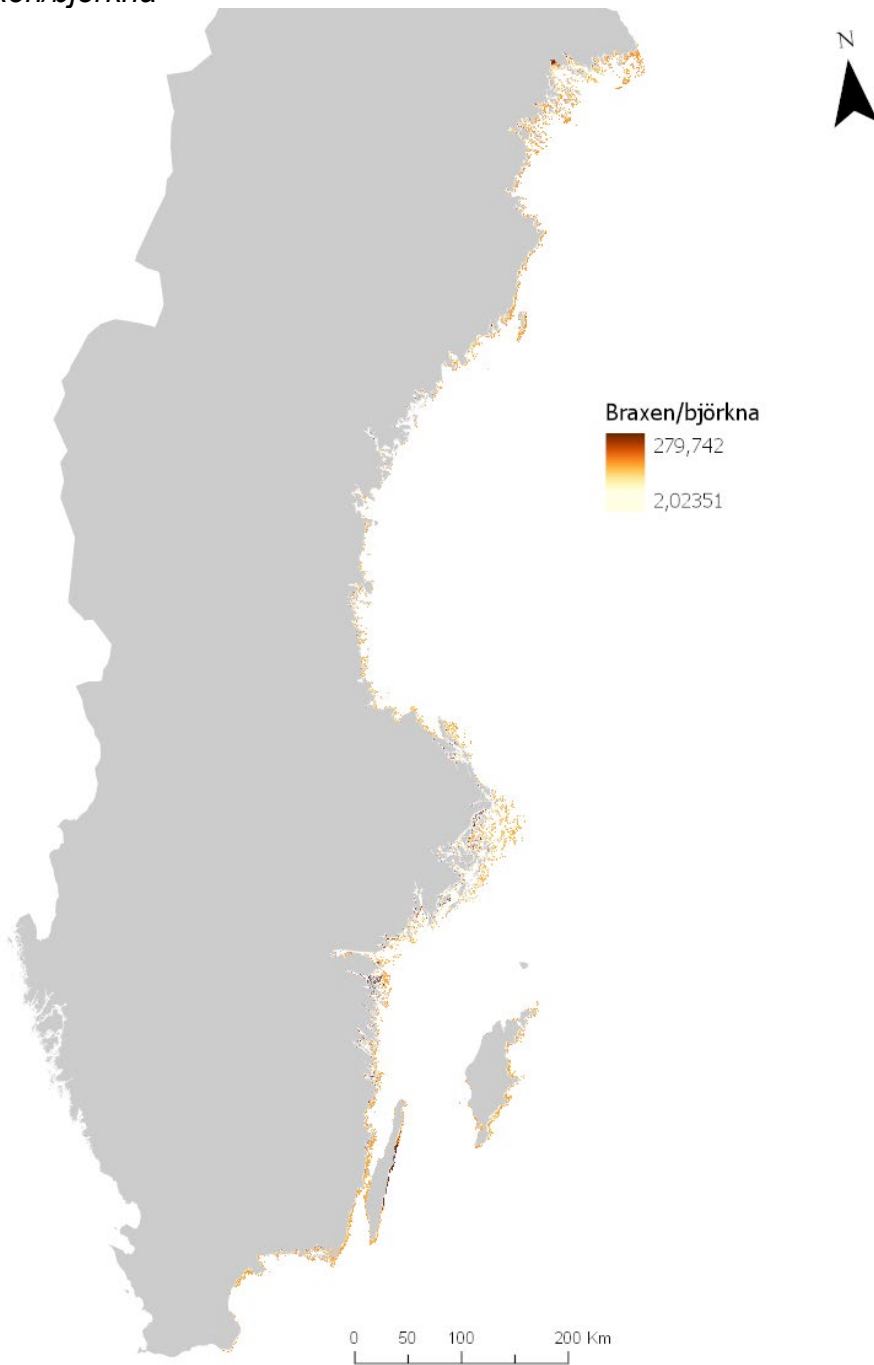
I Figur A1 1-20 visas osäkerhetskartor för varje art som är baserade på hur mycket de interna modellerna skiljde sig ifrån varandra. Kartorna visas i upplösningen 250x250m till skillnad från kartprediktionerna i resultatdelen som visas i 5x5km

Abborre



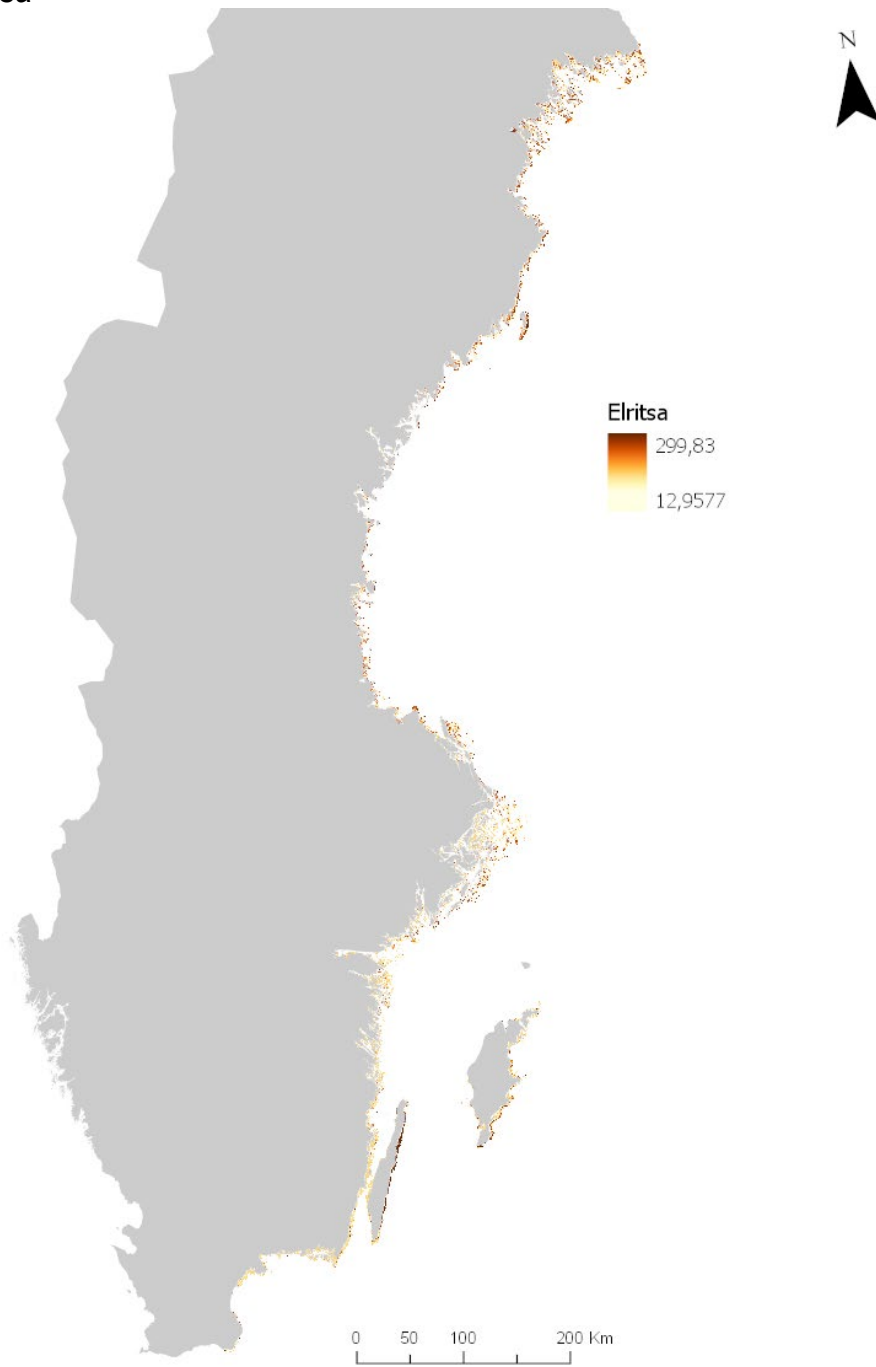
Figur A1. 1. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för abborre. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Braxen/björkna



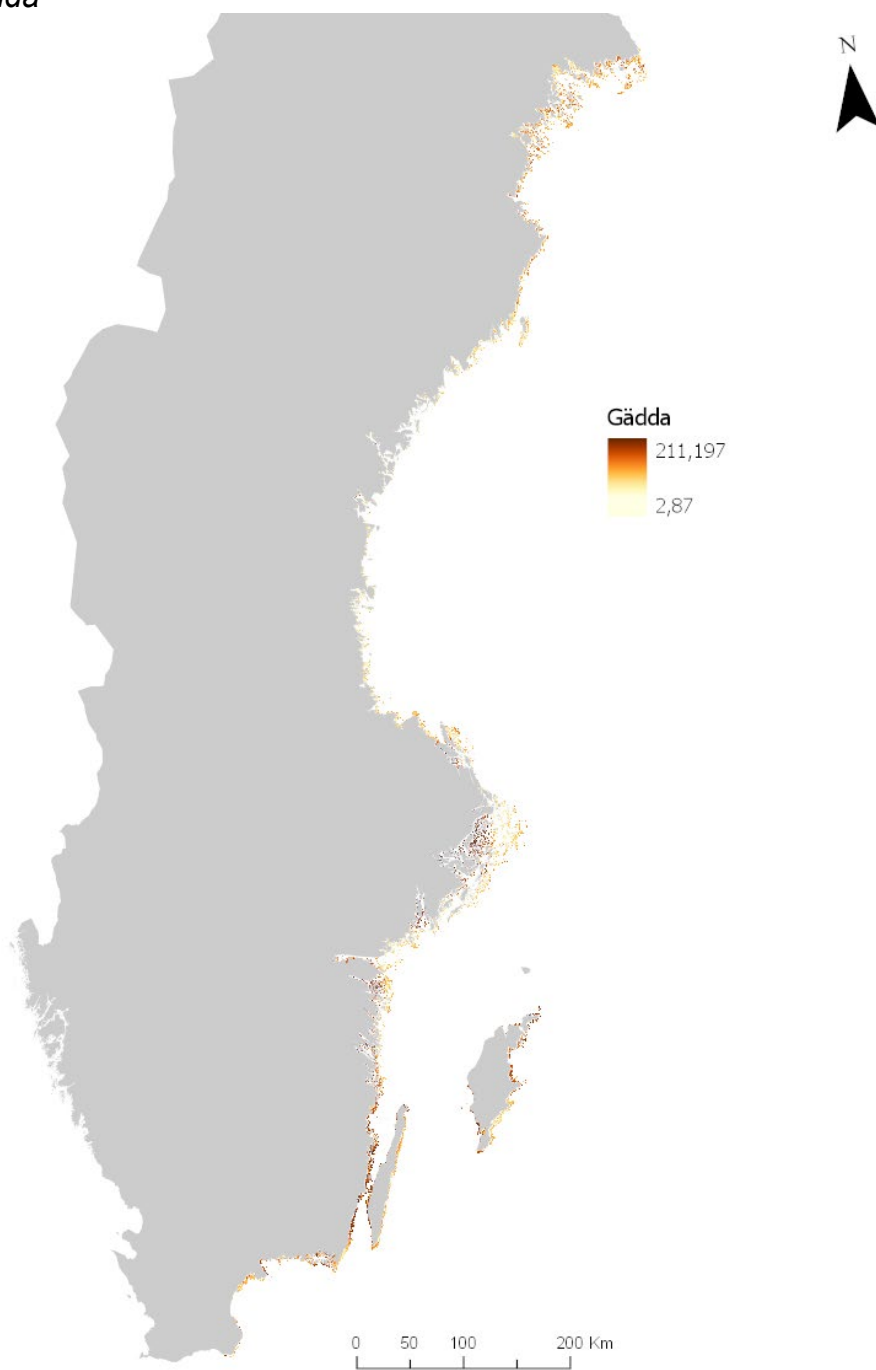
Figur A1. 2. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för braxen/björkna. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Elritsa



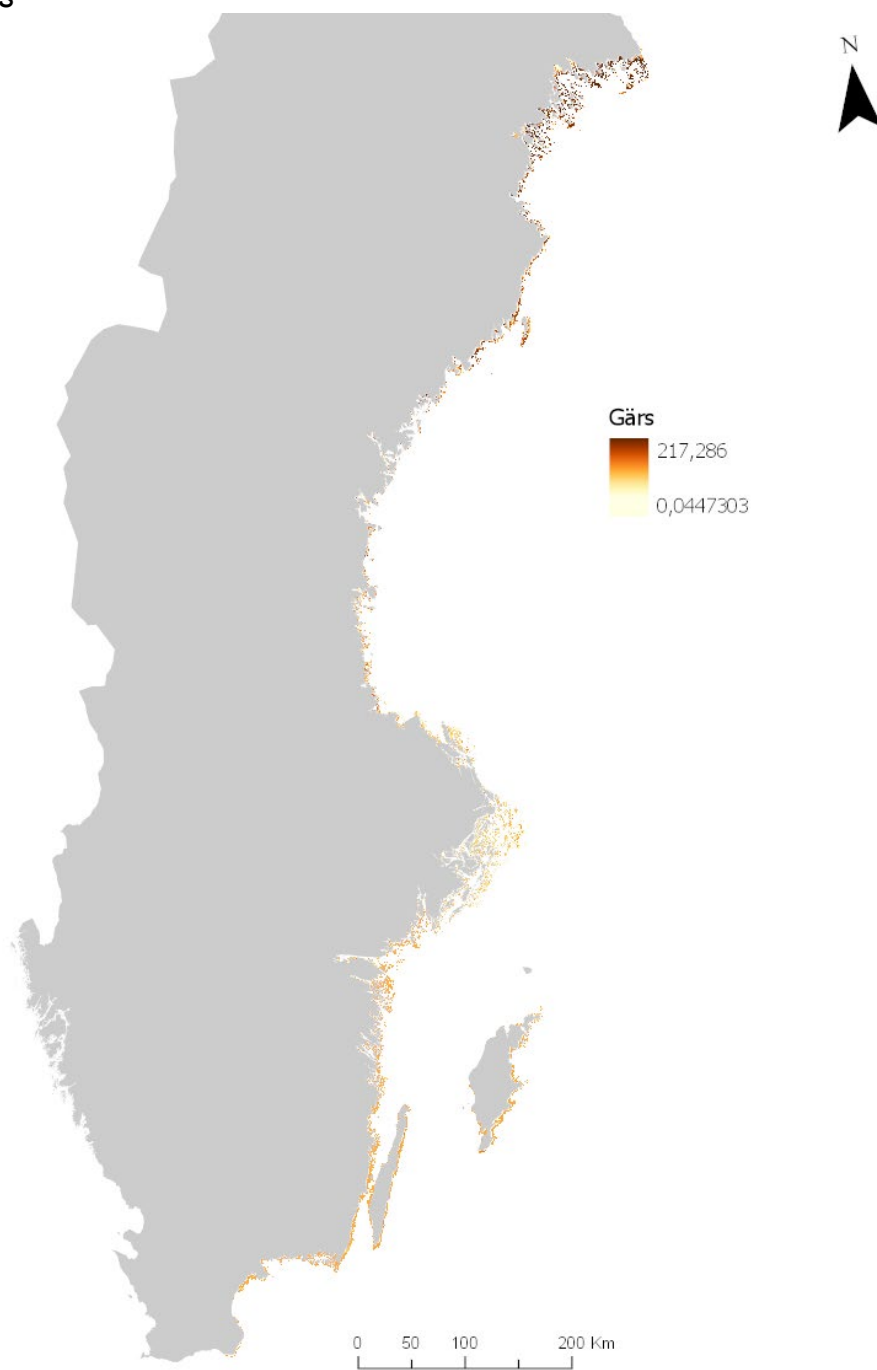
Figur A1. 3. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för elritsa. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Gädda



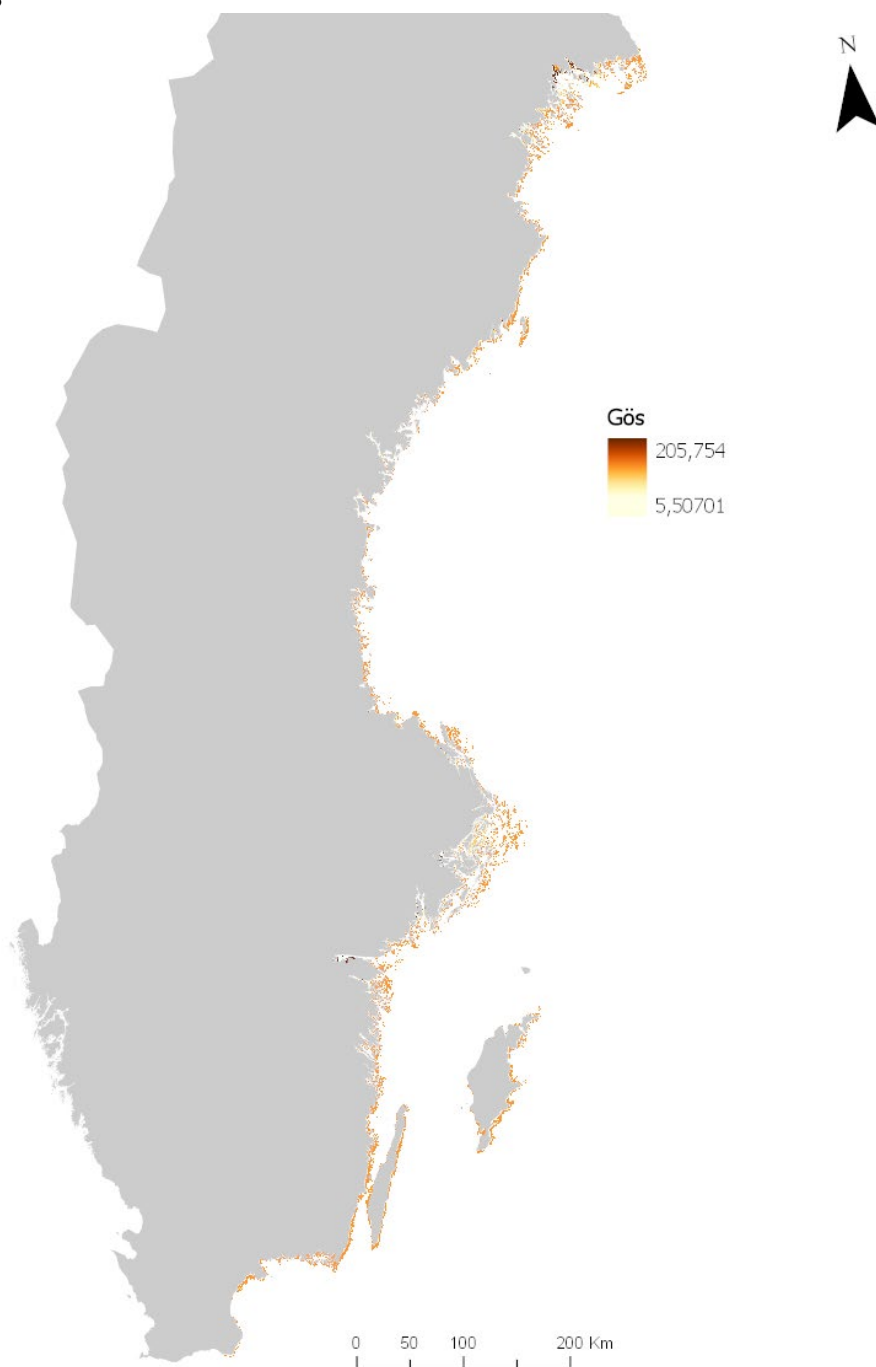
Figur A1. 4. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för gädda. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Gärs



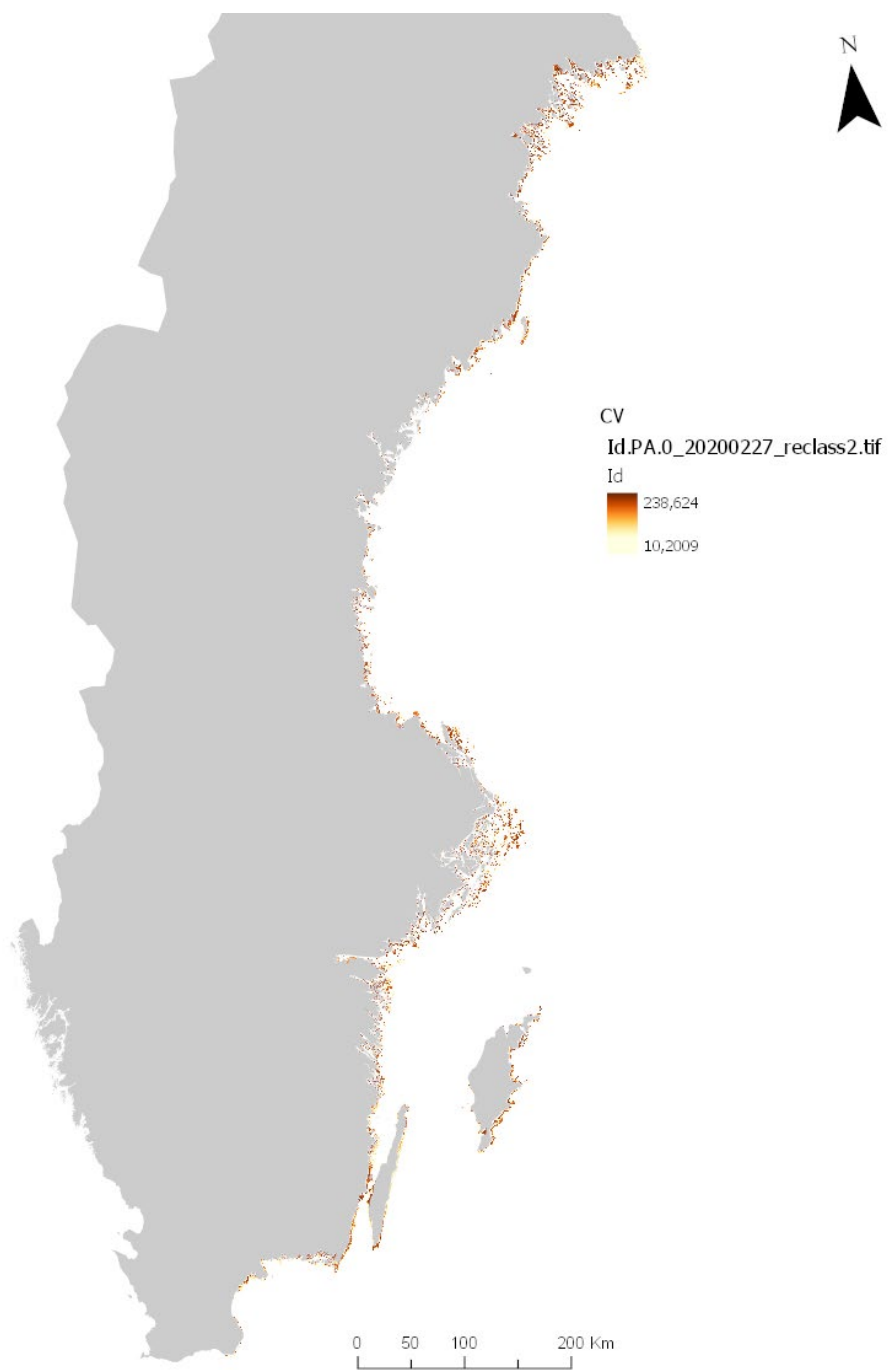
Figur A1. 5. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för gärs. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Gös



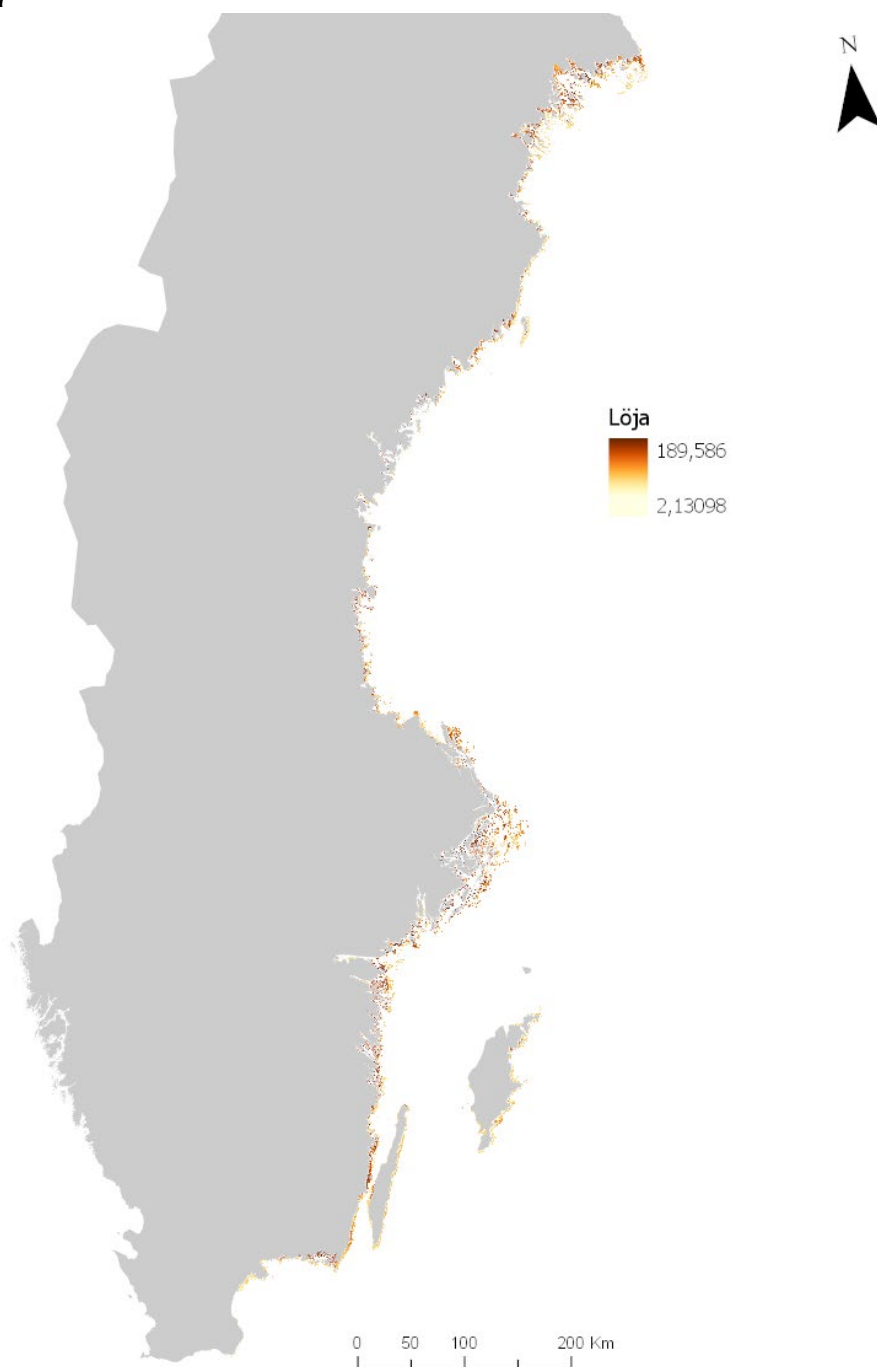
Figur A1. 6. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för gös. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Id



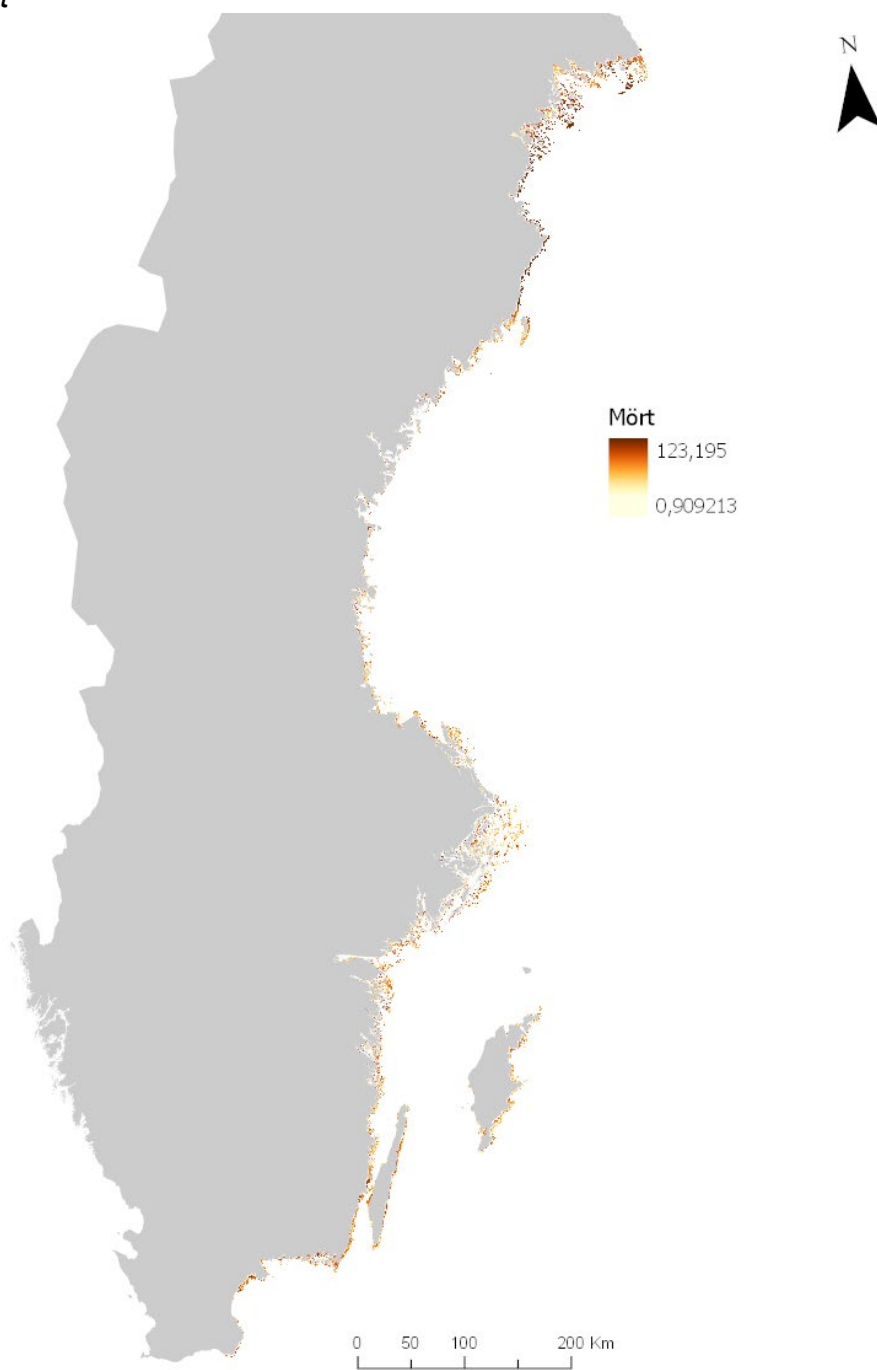
Figur A1. 7. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för id. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Löja



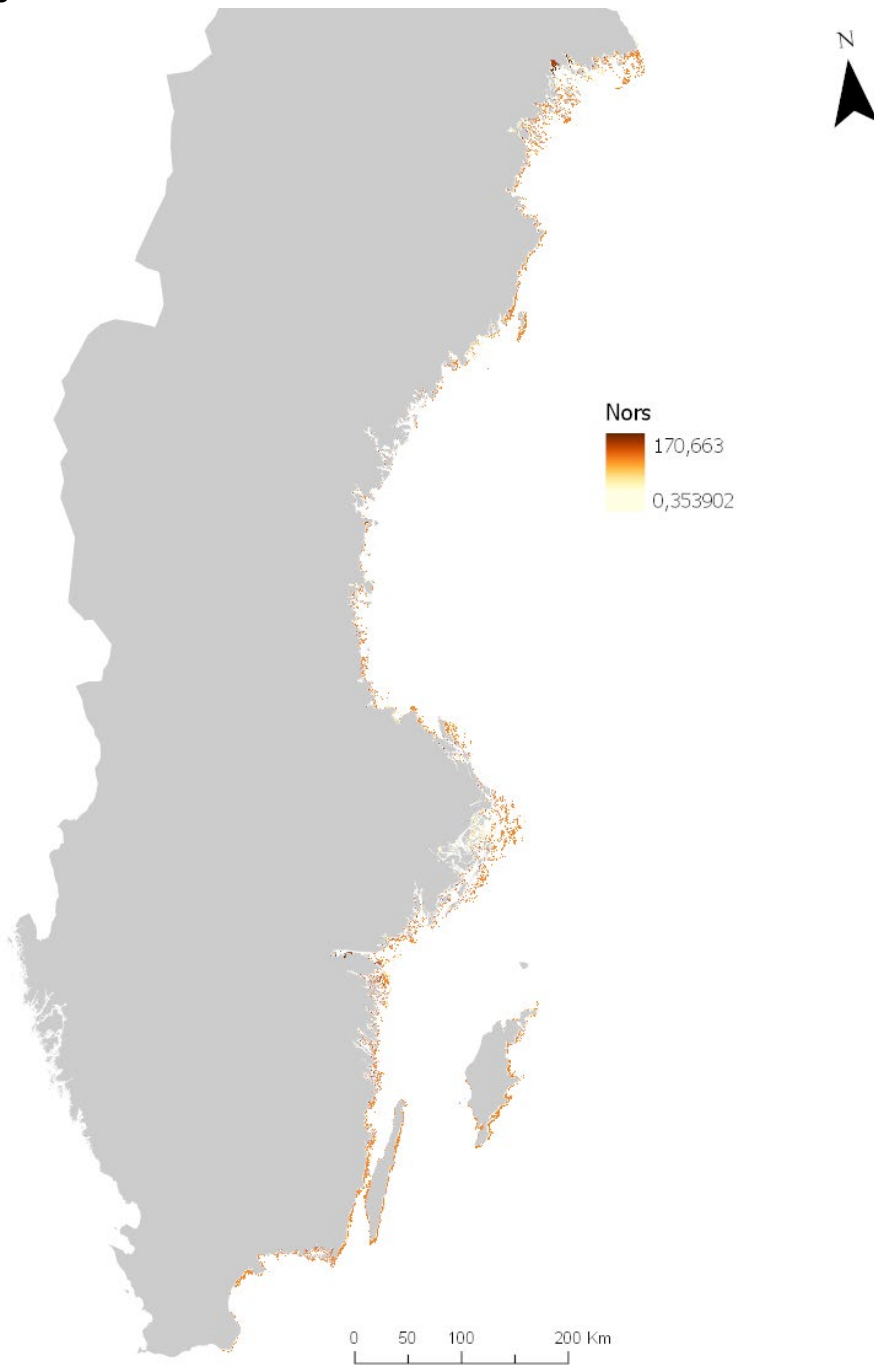
Figur A1. 8. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för löja. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Mört



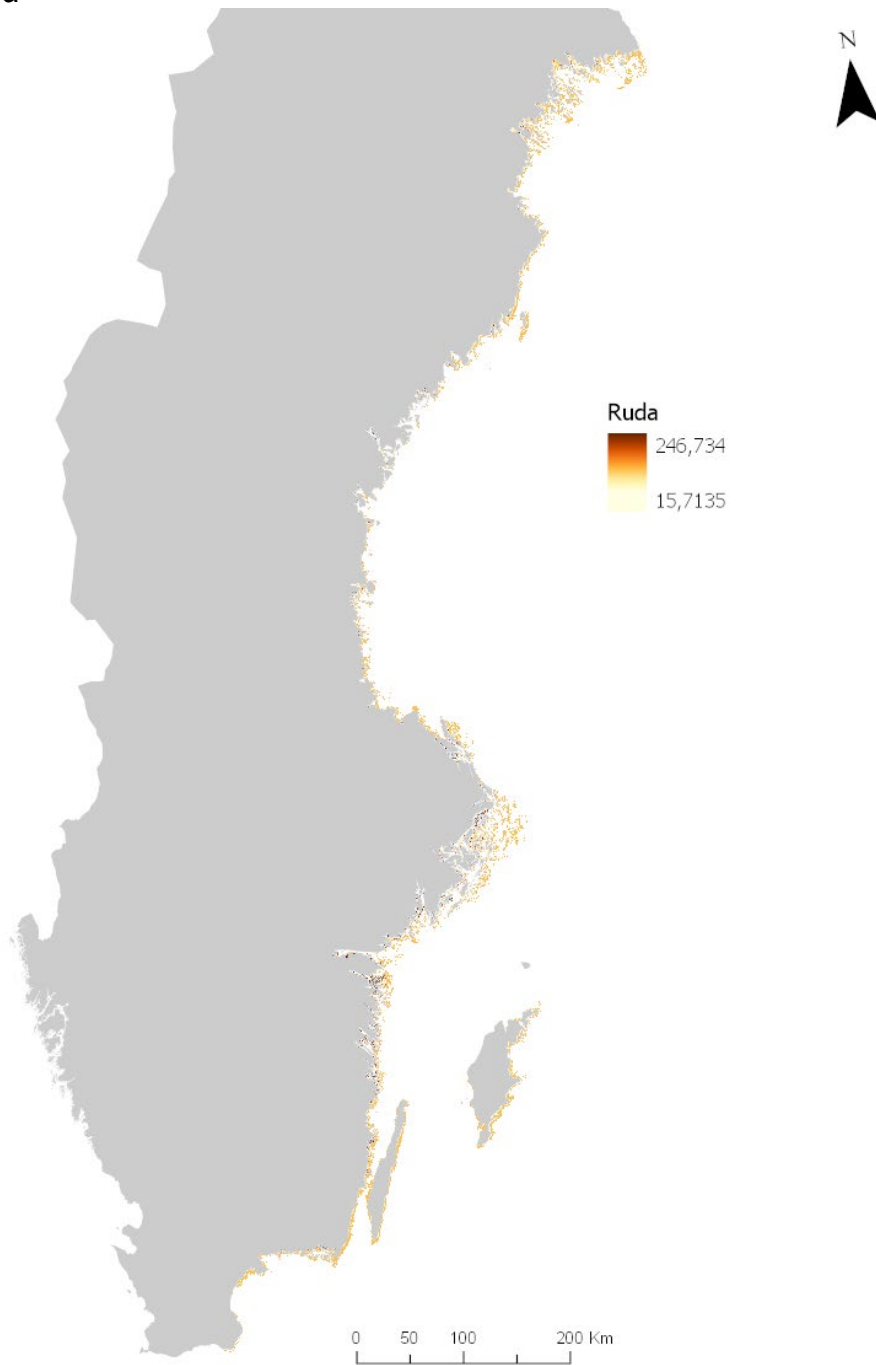
Figur A1. 9. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för mört. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Nors



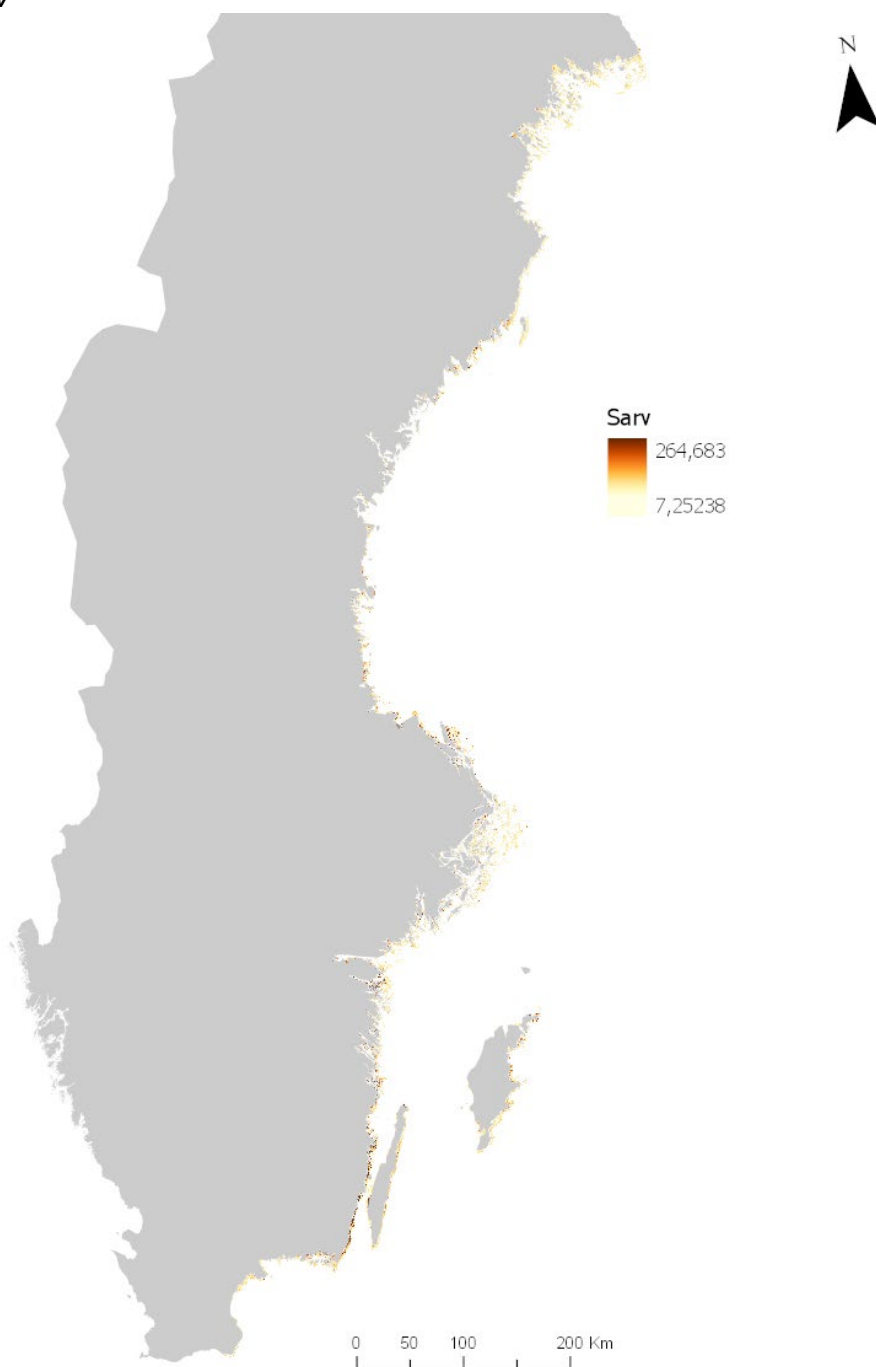
Figur A1. 10. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för nors. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Ruda



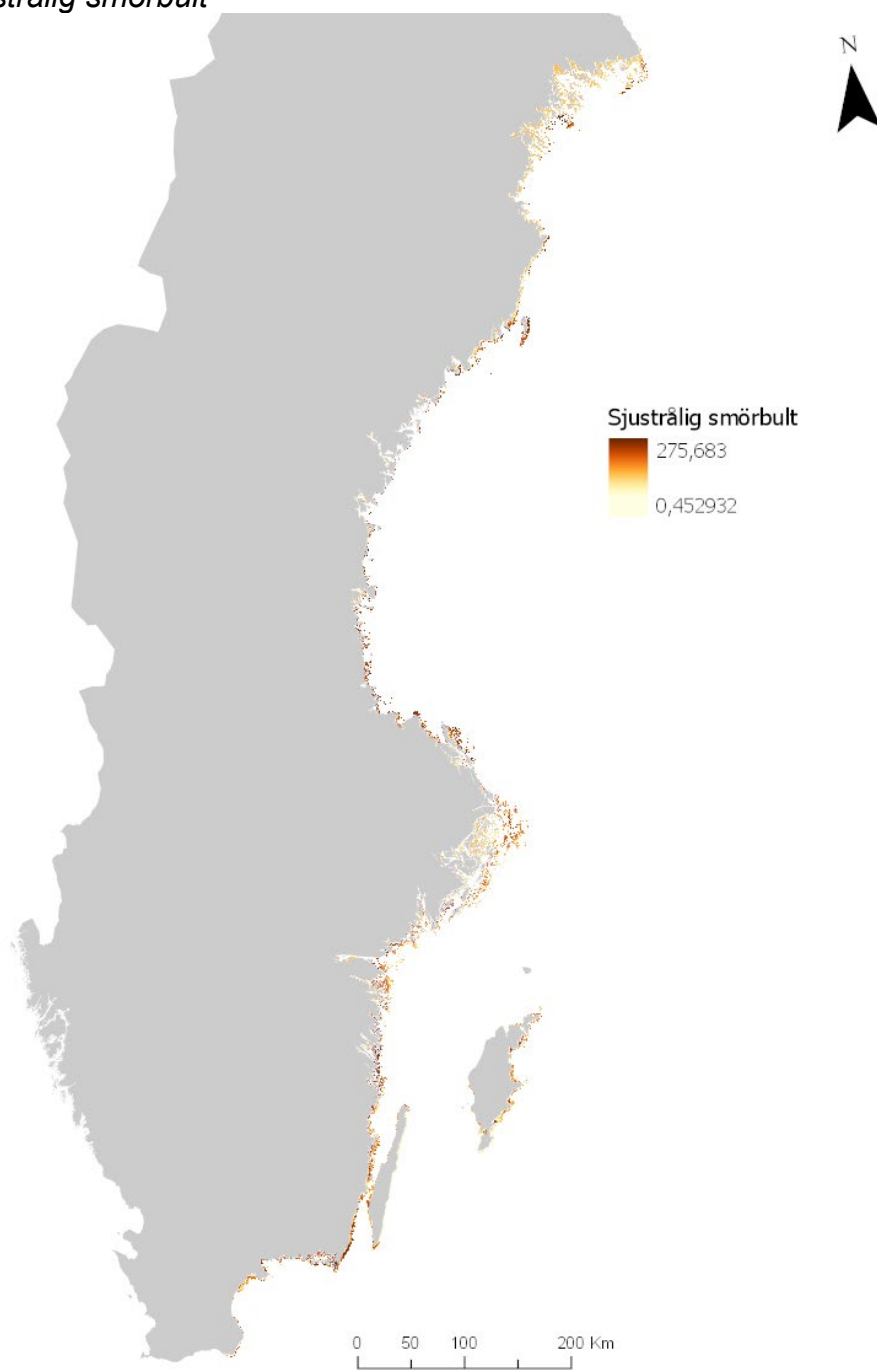
Figur A1. 11. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för ruda. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Sarv



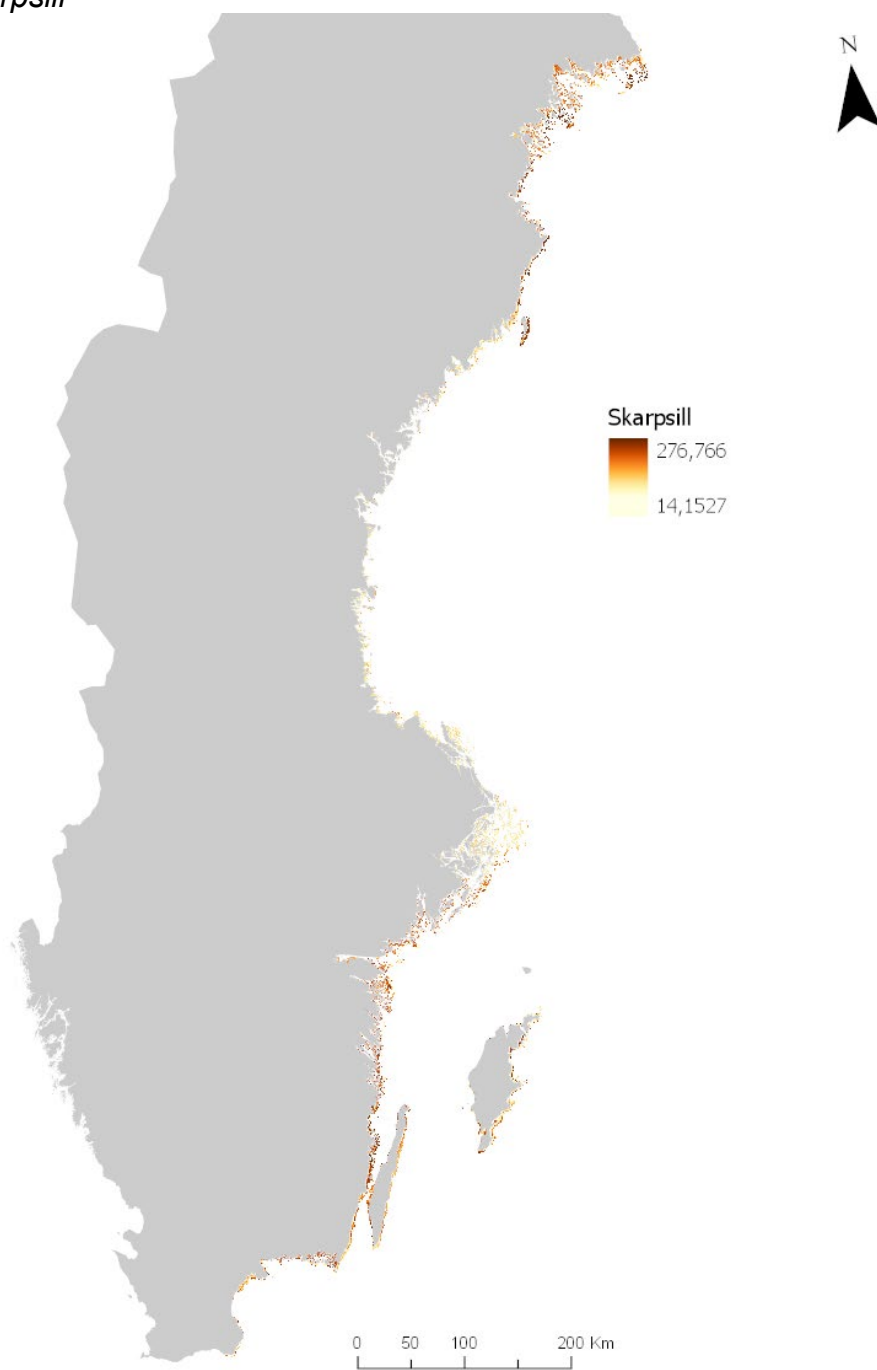
Figur A1. 12. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för sarv. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Sjustrålig smörbult



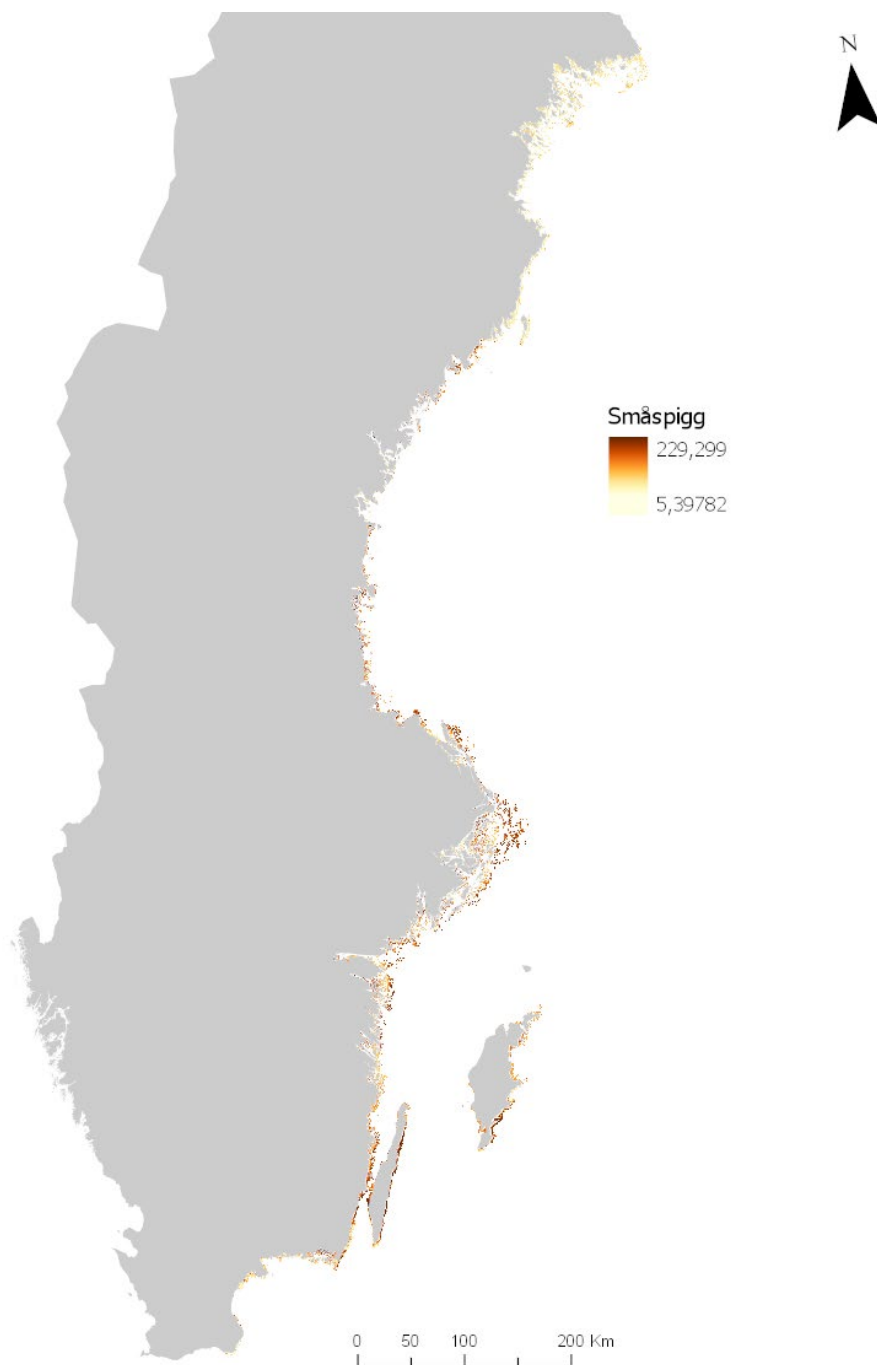
Figur A1. 13. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för sjustrålig smörbult. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Skarpsill



Figur A1. 14. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för skarpsill. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Småspigg



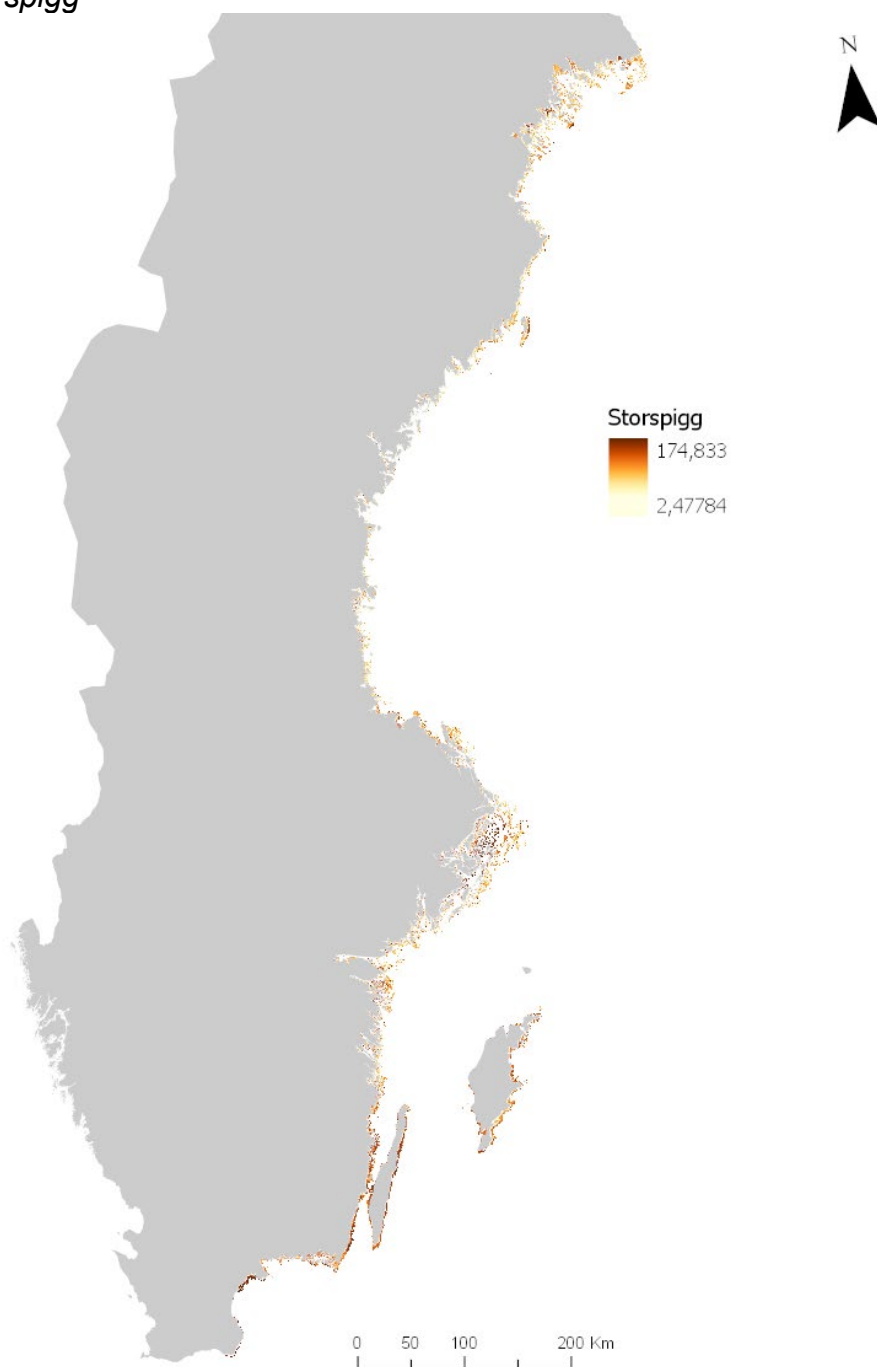
Figur A1. 15. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för småspigg. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Strömming



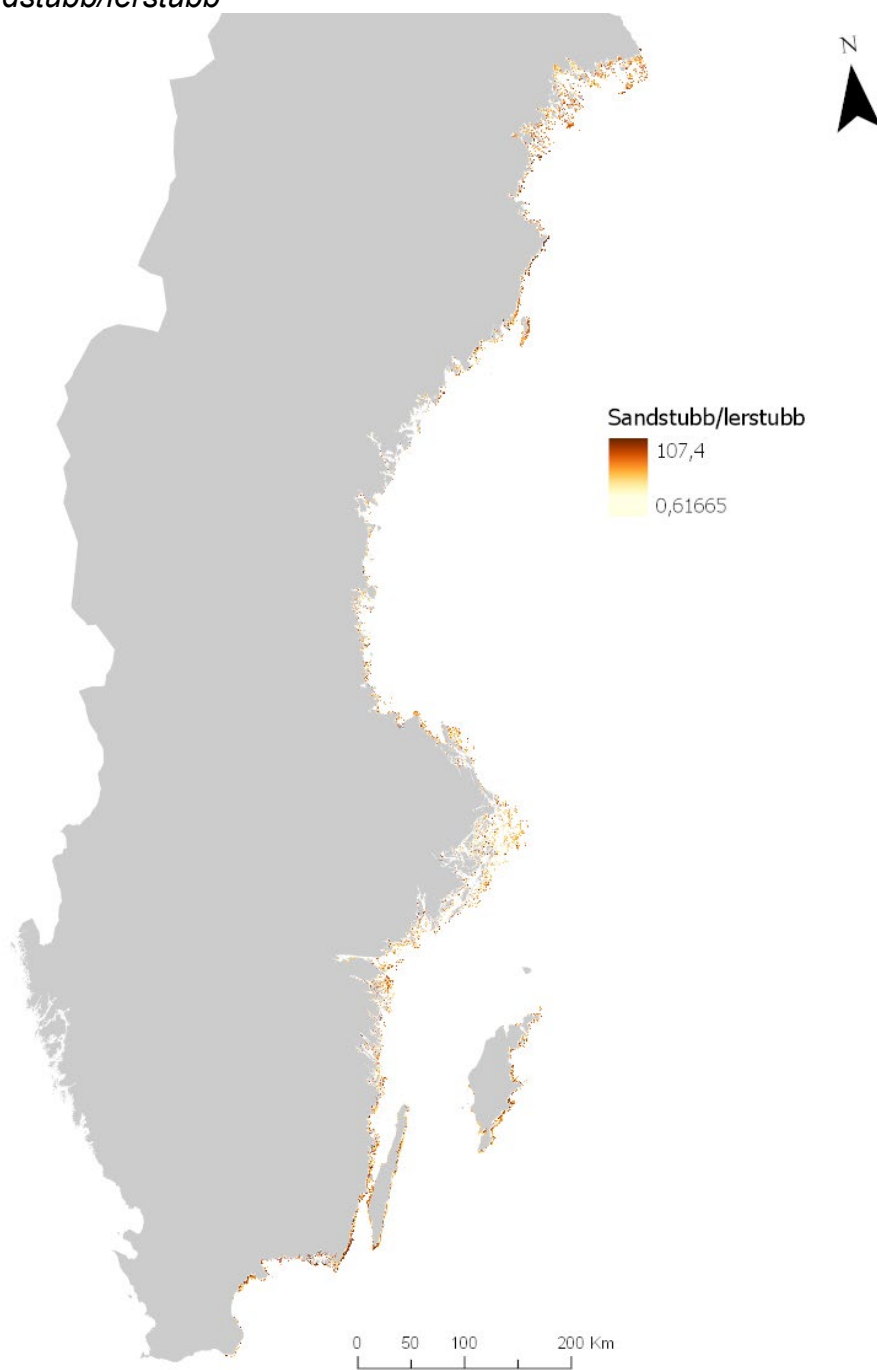
Figur A1. 16. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för strömming. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Storspigg



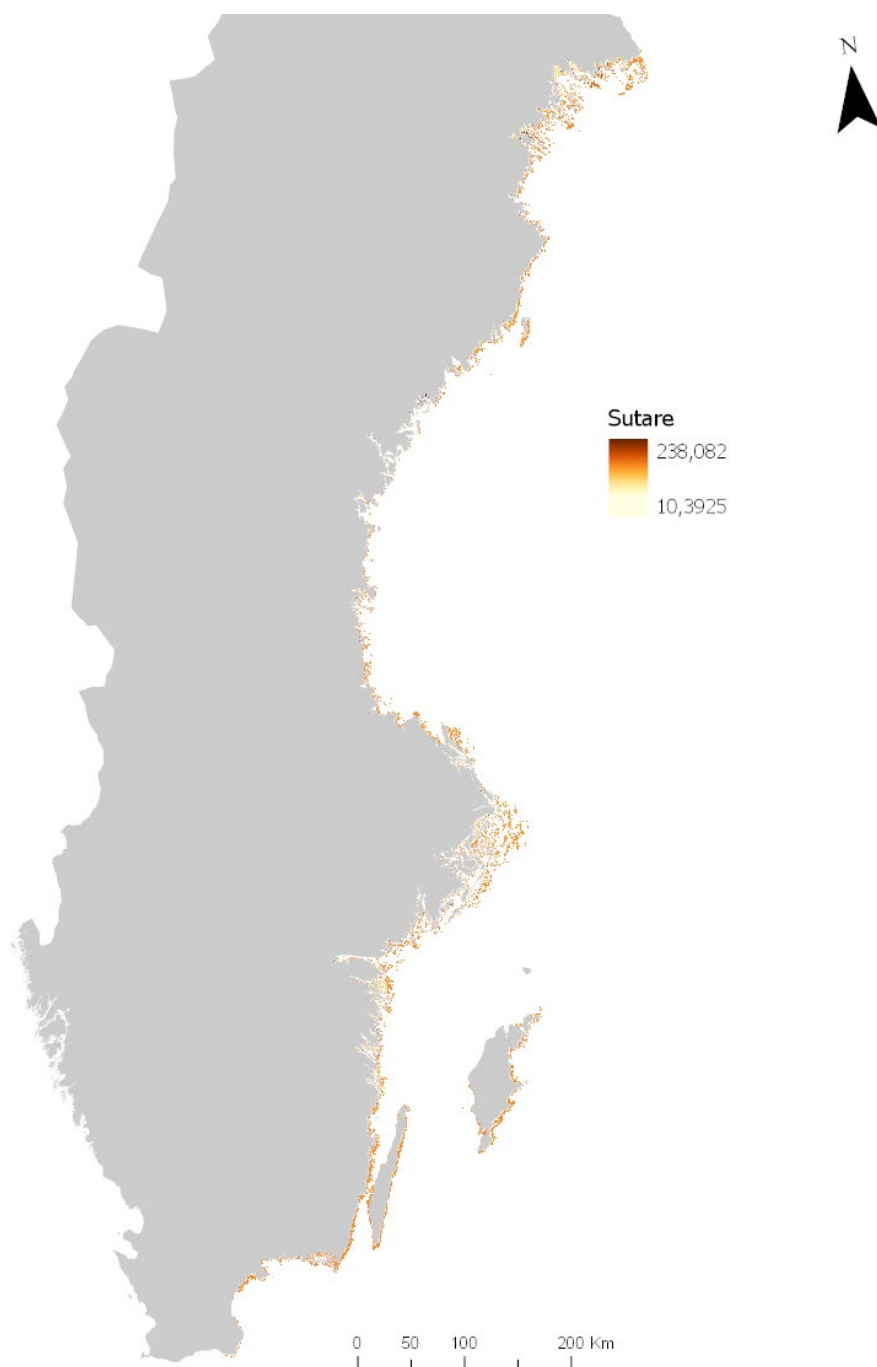
Figur A1. 17. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för storspigg. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Sandstubb/lerstubb



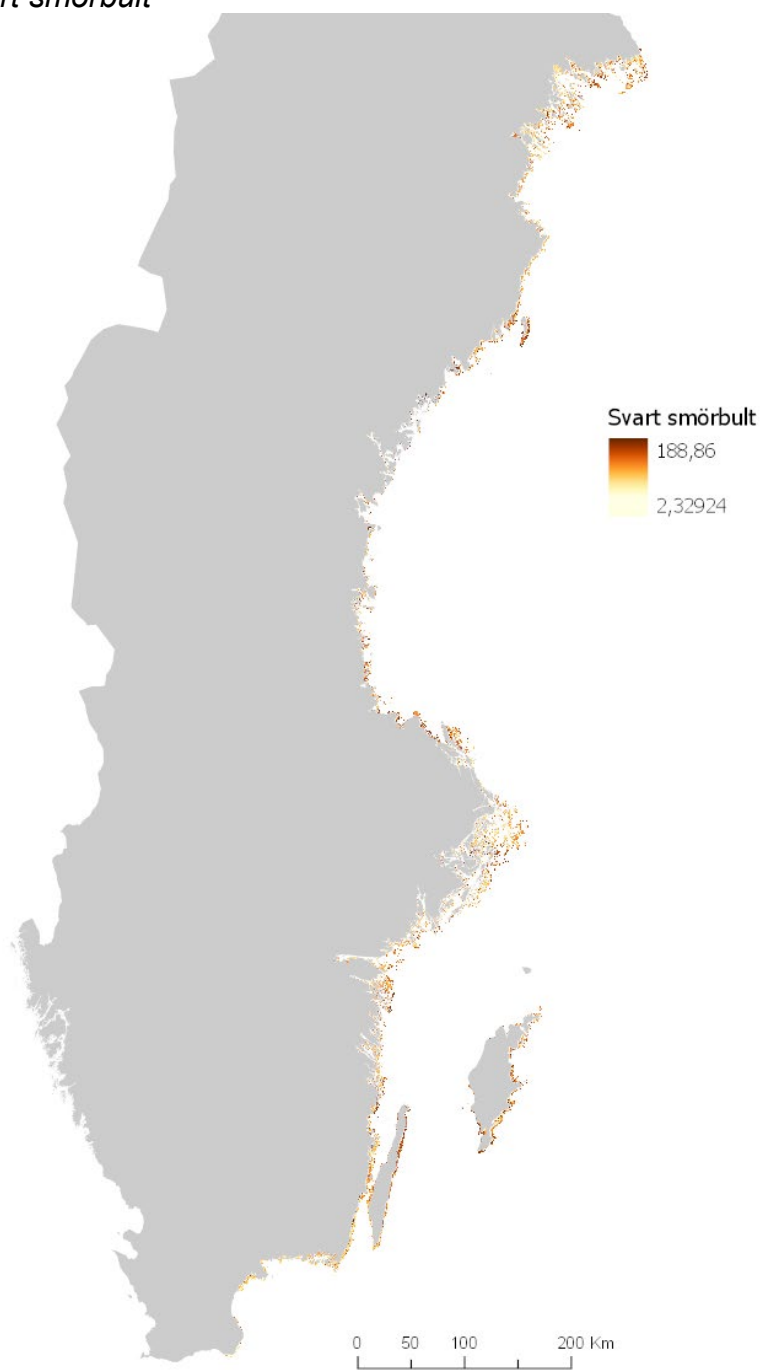
Figur A1. 18. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för sandstubb/lerstubb. Siffran beskriver variations-koefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Sutare



Figur A1. 19. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för sutare. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

Svart smörbult

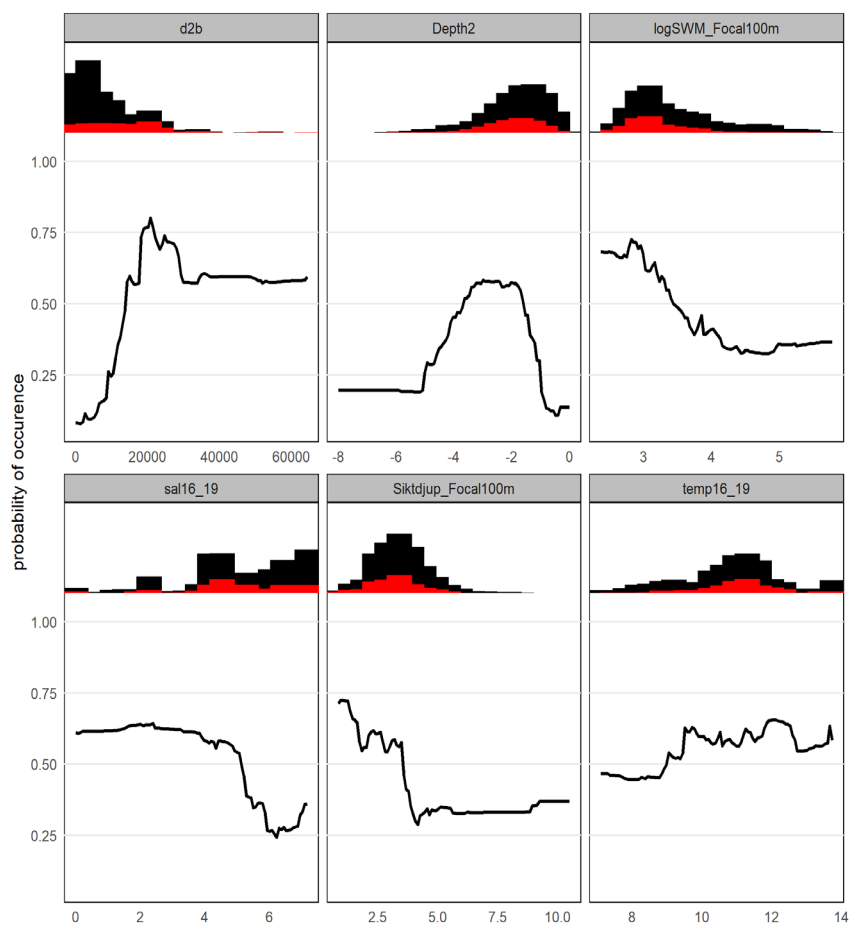


Figur A1. 20. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för svart smörbult. Siffran beskriver variationskoefficienten mellan modellerna i ensemblemodellen.

8. Appendix 2. Responskurvor

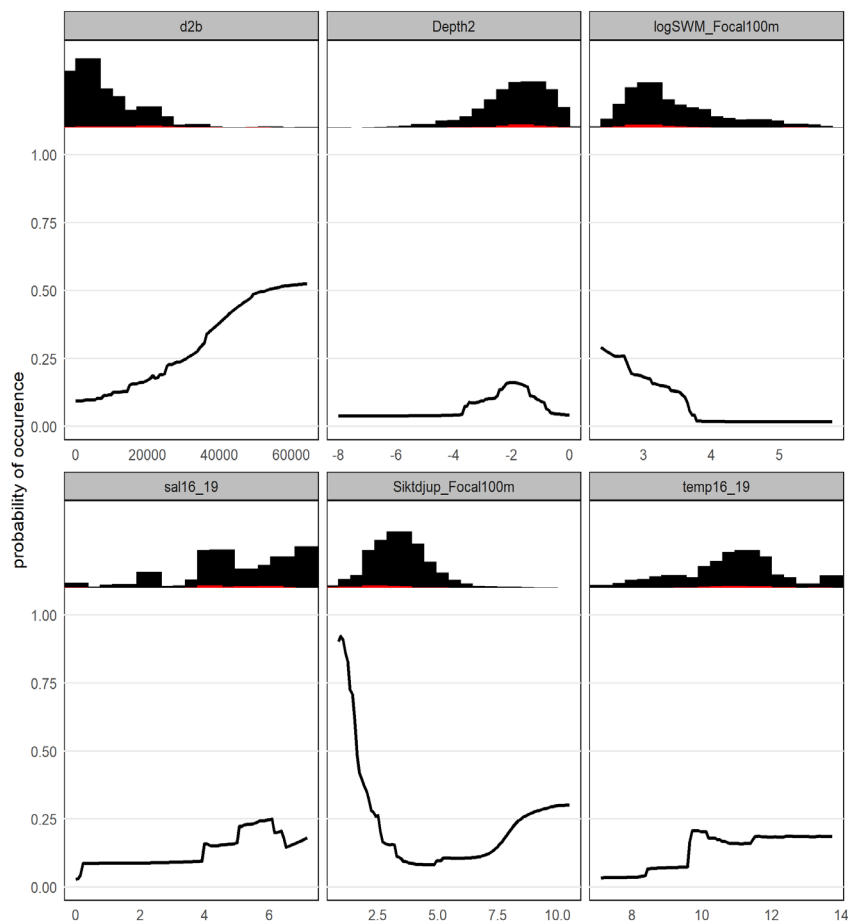
I Figur A2 1-20 visas responskurvor och ett histogram för variablerna som använts i modelleringen för respektive art. I figurerna visas de variabelnamn som använts i modelleringen där d2b är avstånd till utsjön, Depth2 är djup, logSWM_Focal100m är vågexponering, sal16_19 är salinitet, Siktdjup_Focal100 är siktdjup och temp16_19 är temperatur.

Abborre



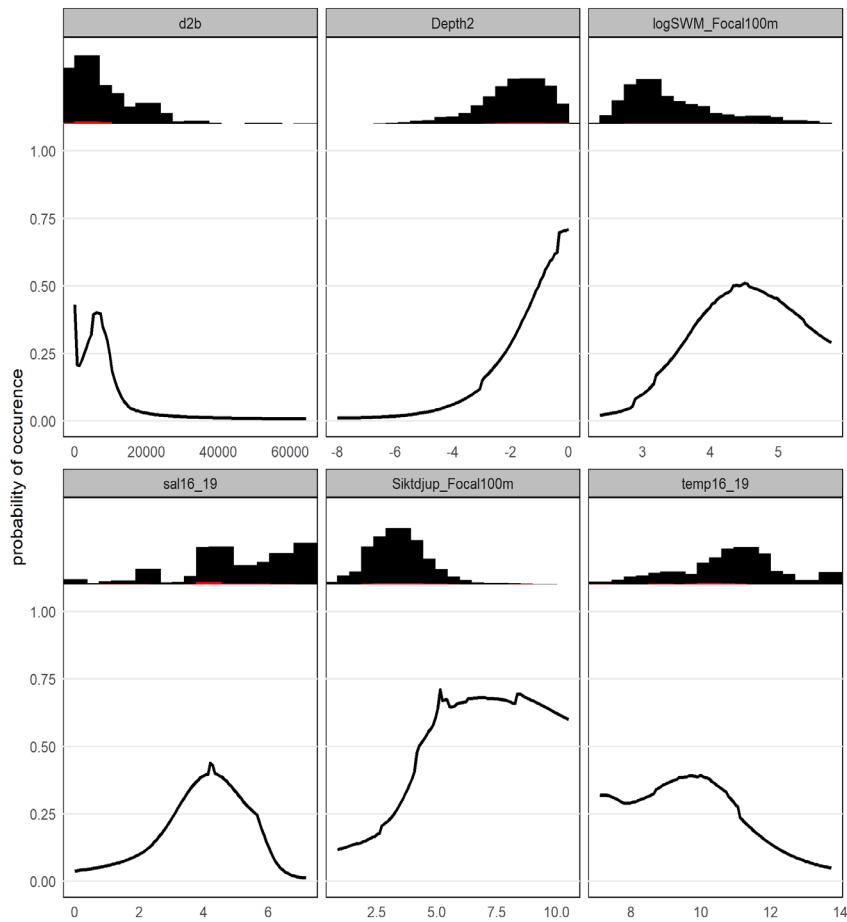
Figur A2. 1. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av abborre och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Braxen/Björkna



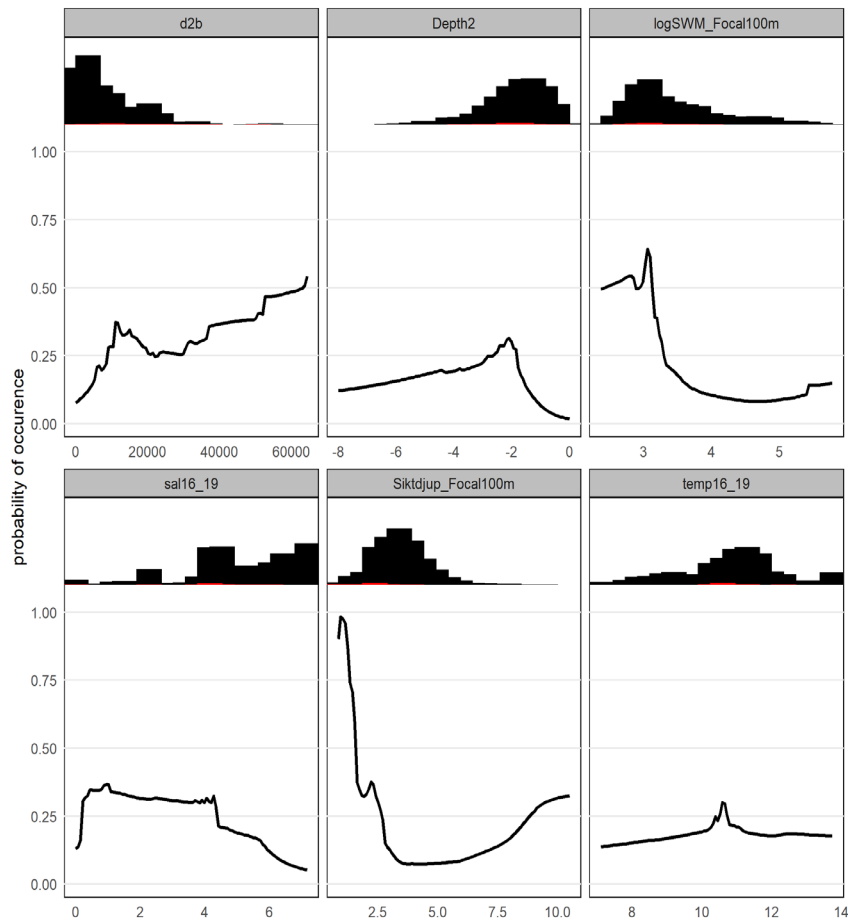
Figur A2. 2. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av braxen/björkna och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Elritsa



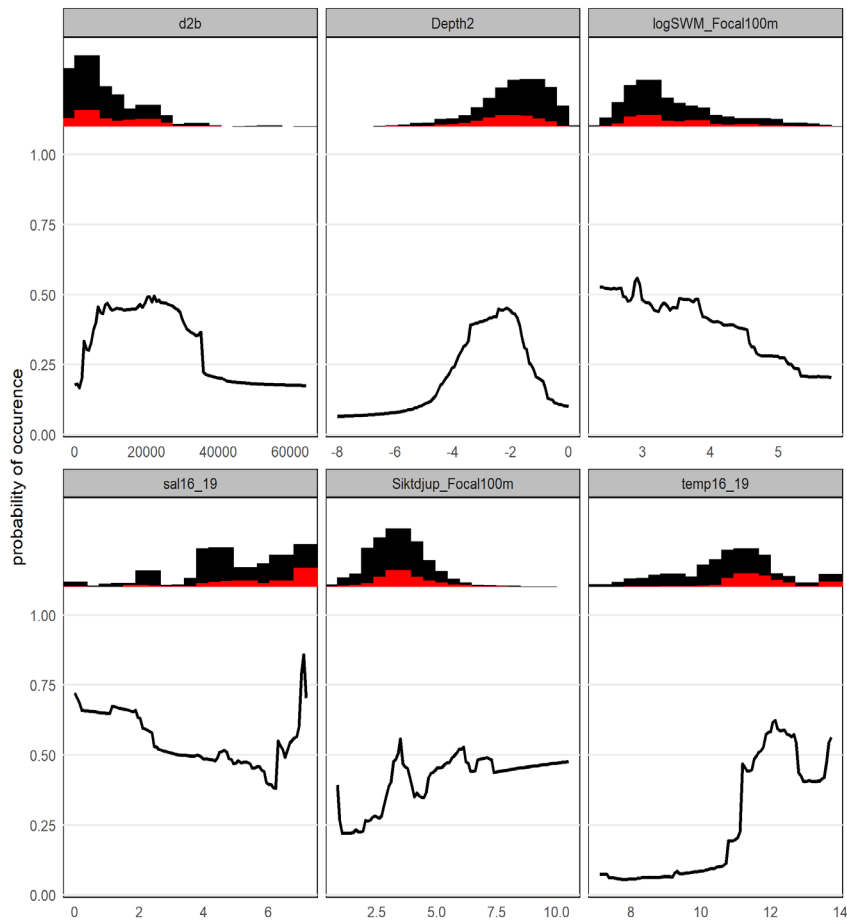
Figur A2. 3. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av elritsa och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Gärs



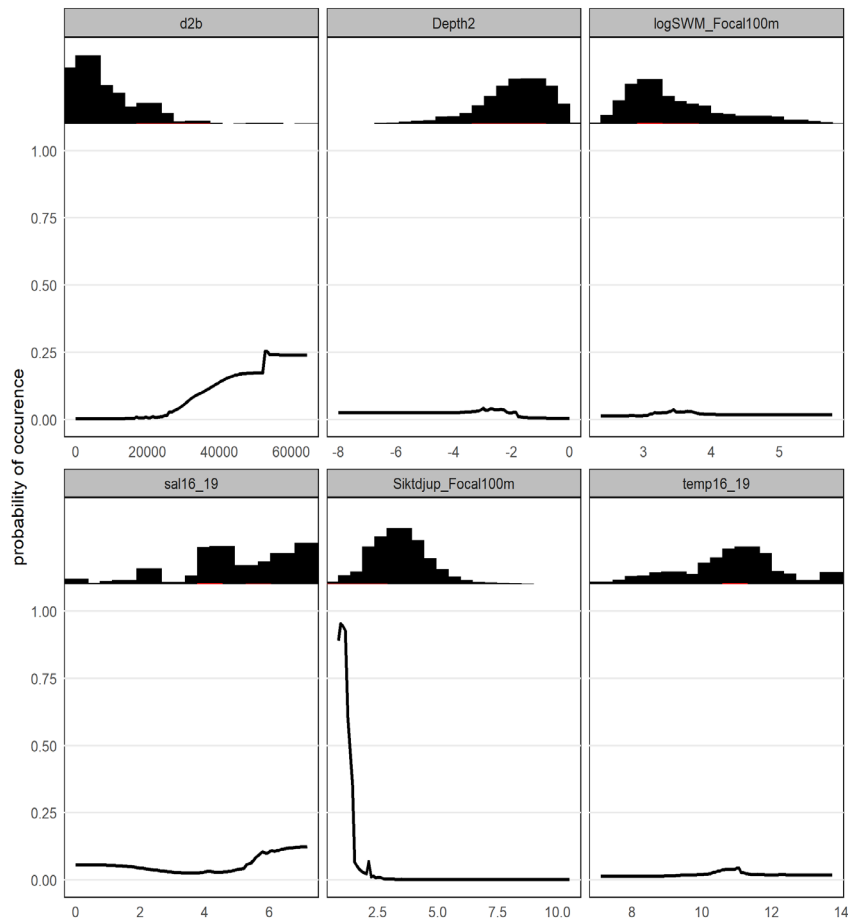
Figur A2. 4. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av Gärs och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Gädda



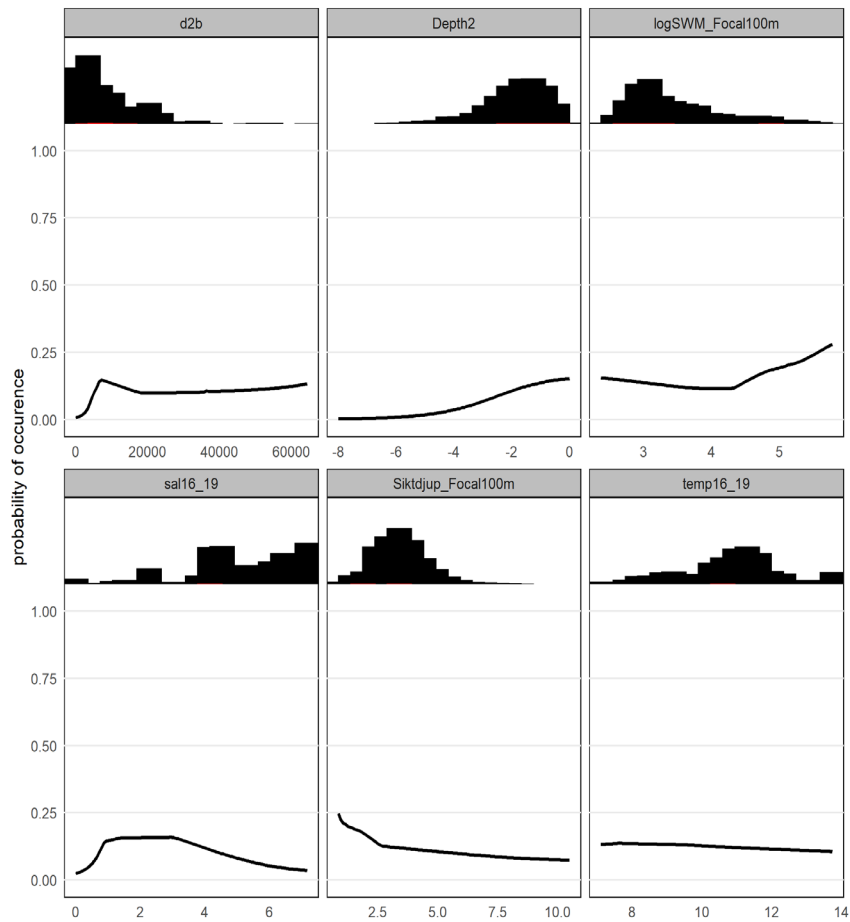
Figur A2. 5. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av gädda och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Gös



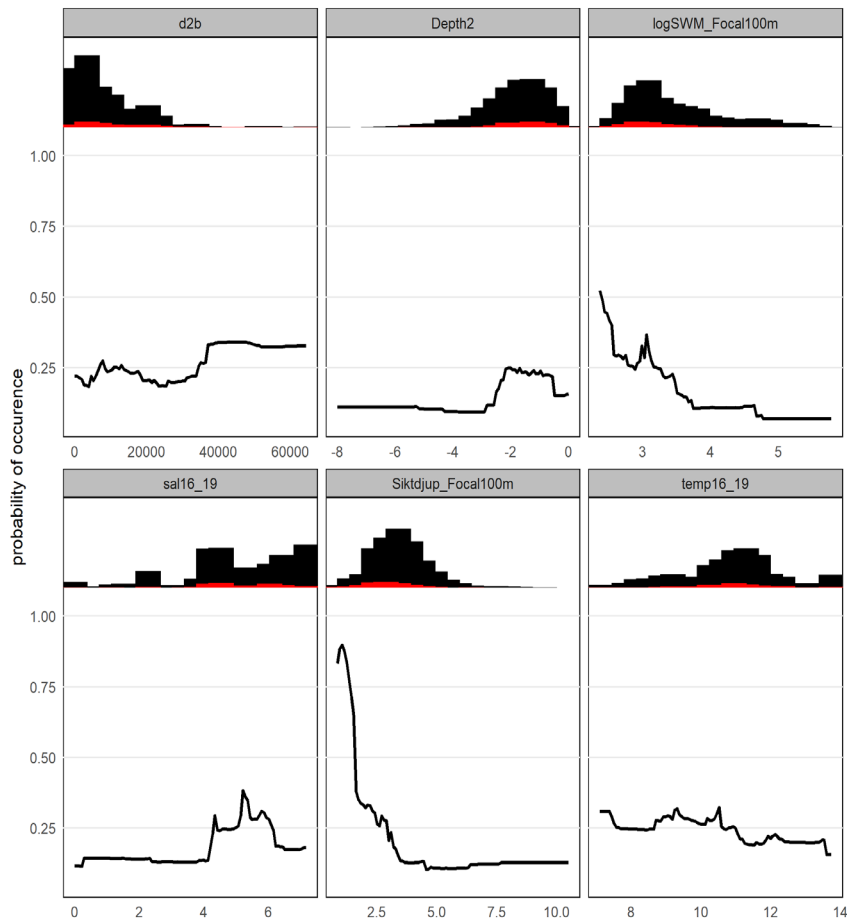
Figur A2. 6. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av gös och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Id



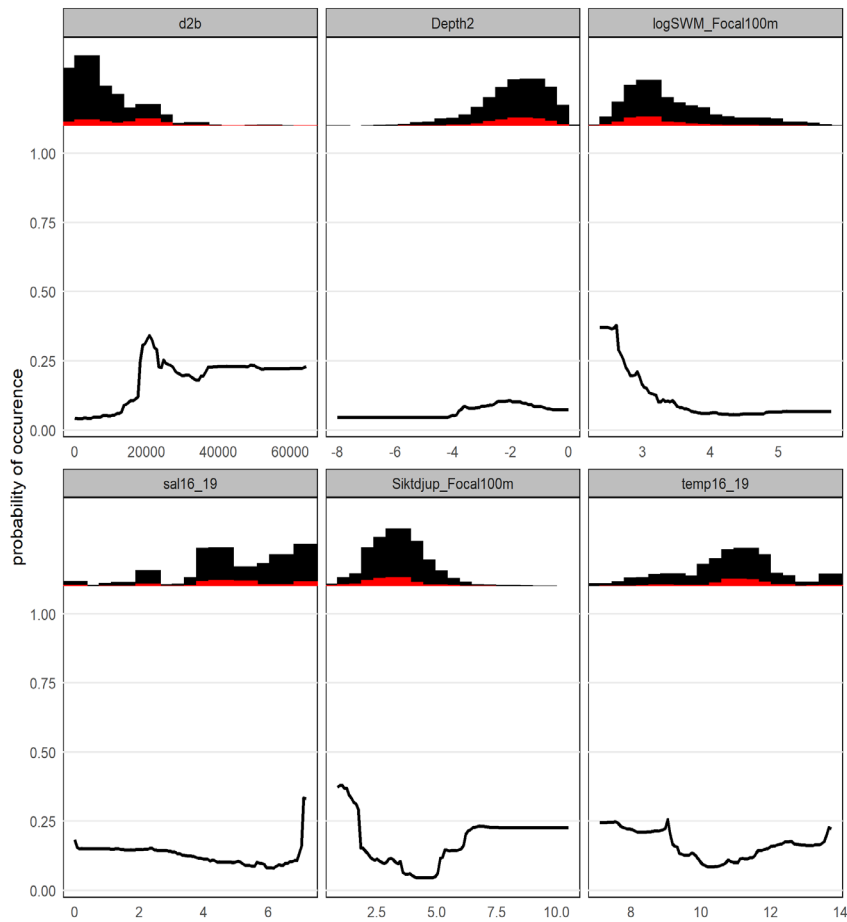
Figur A2. 7., Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av id och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Löja



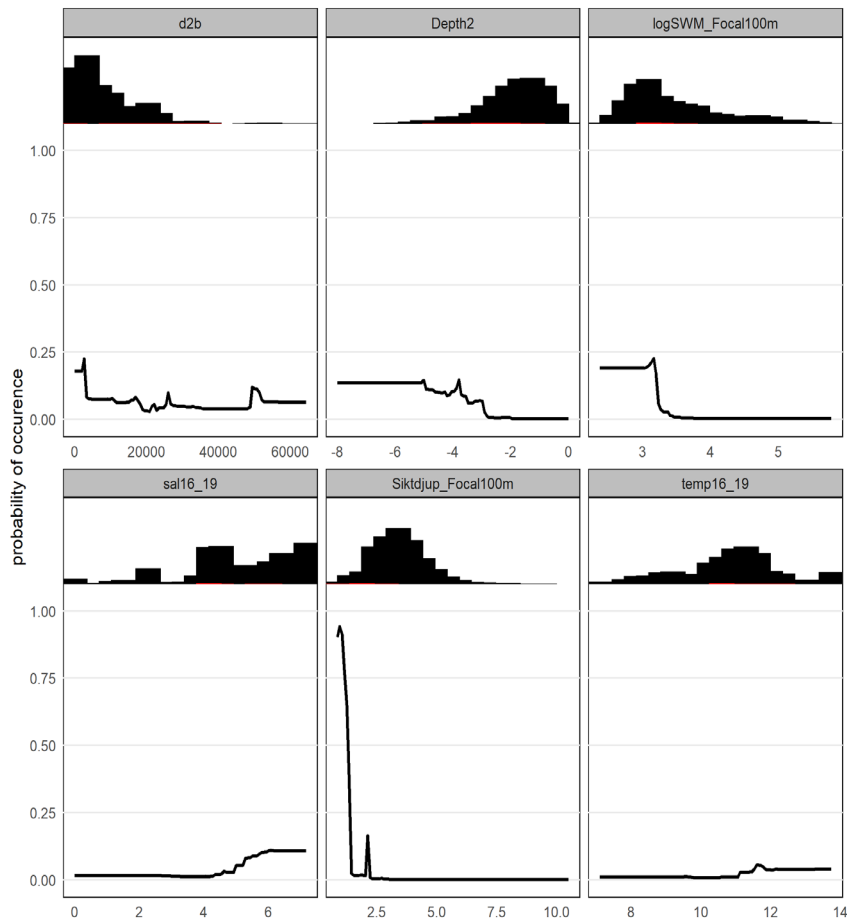
Figur A2. 8. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av löja och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Mört



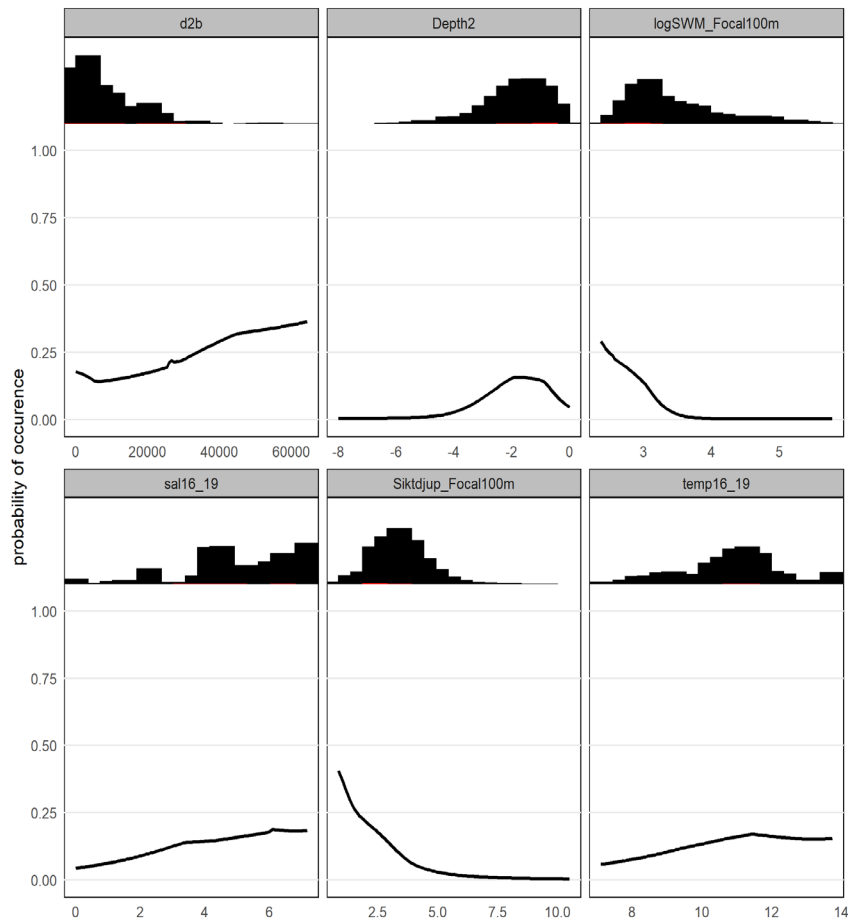
Figur A2. 9. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av mört och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Nors



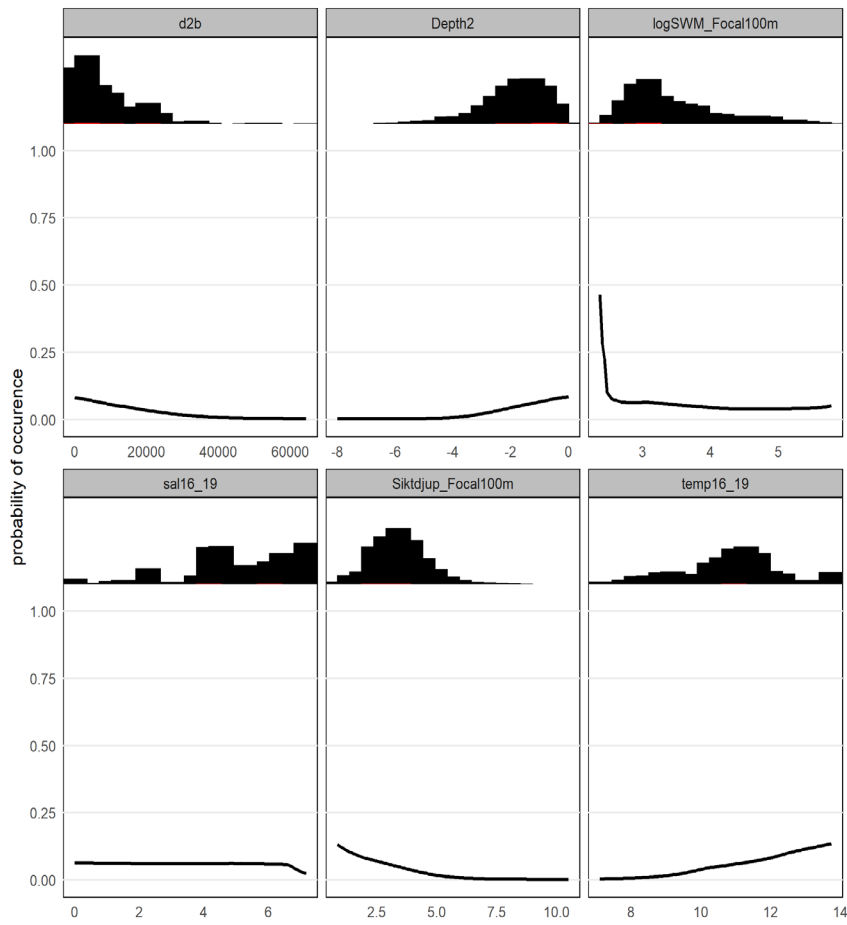
Figur A2. 10. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av nors och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Ruda



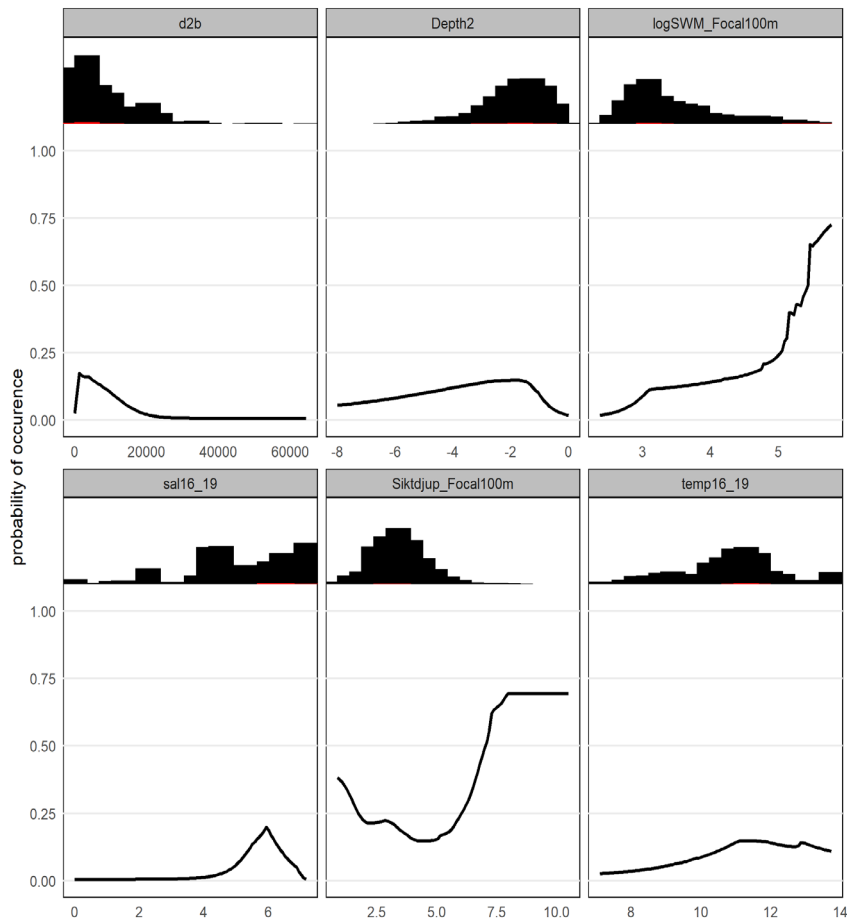
Figur A2. 11. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av ruda och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Sarv



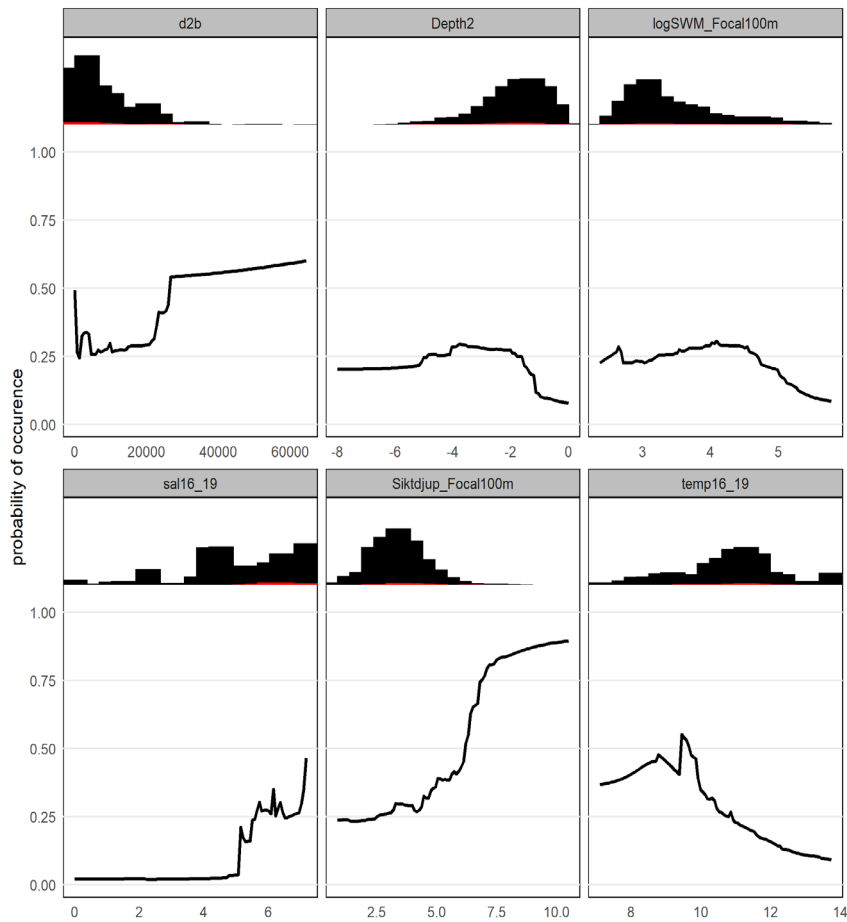
Figur A2. 12. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av sarv och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Sjustrålig smörbult



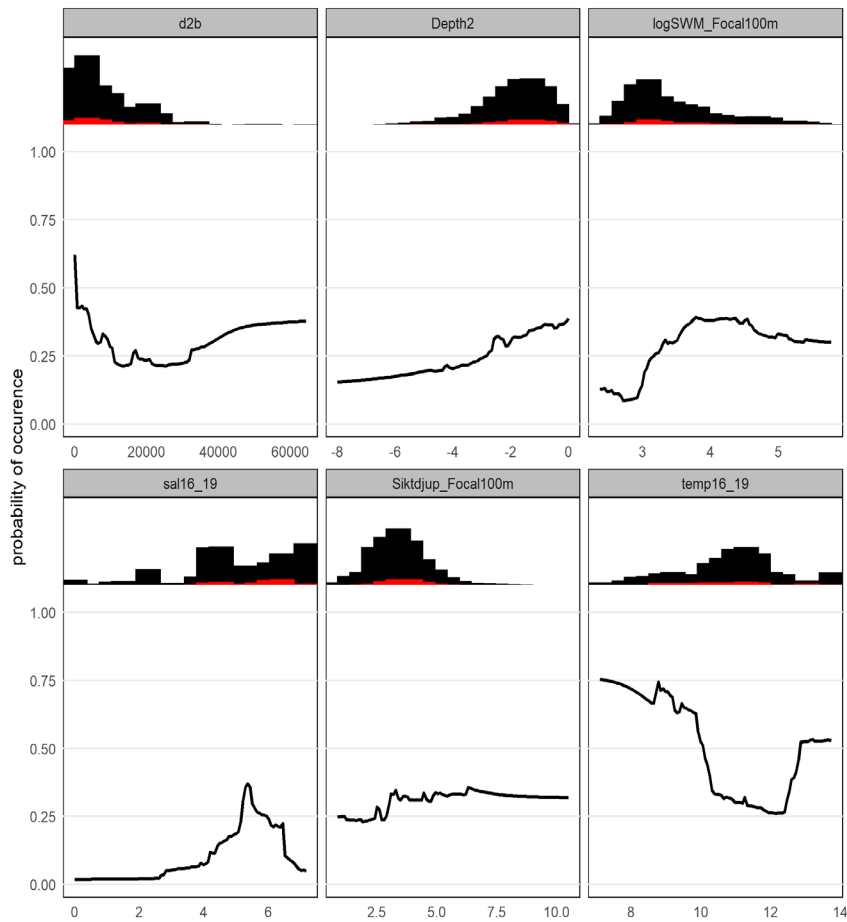
Figur A2. 13. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av sjustrålig smörbult och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Skarpsill



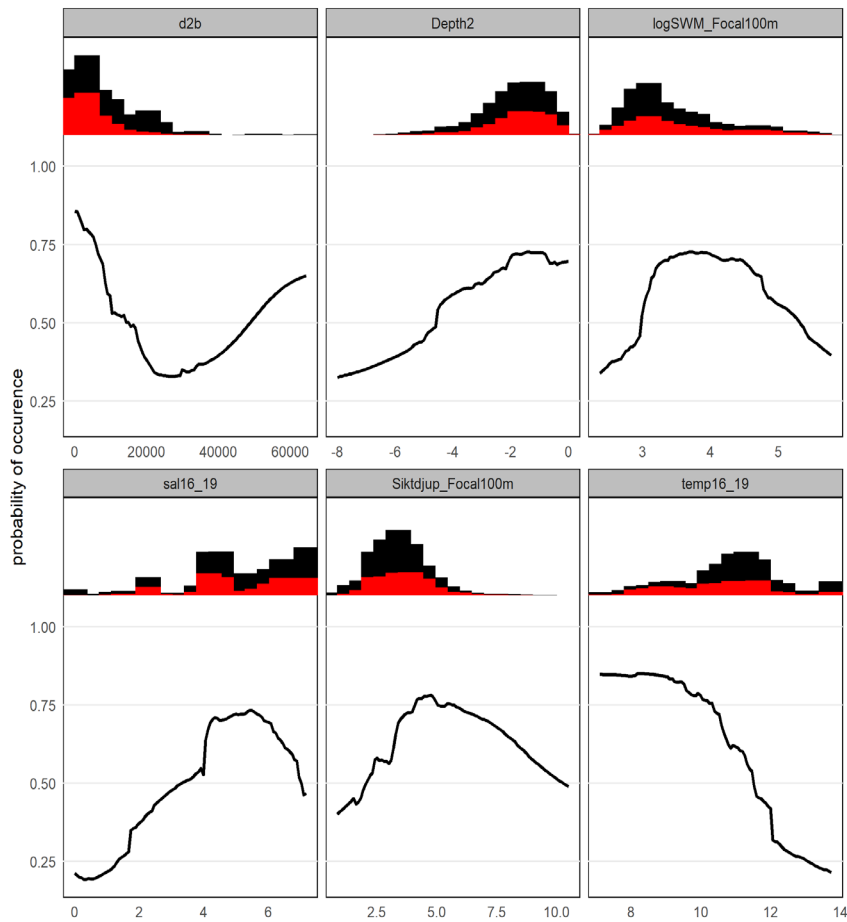
Figur A2. 14. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av skarpsill och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Småspigg



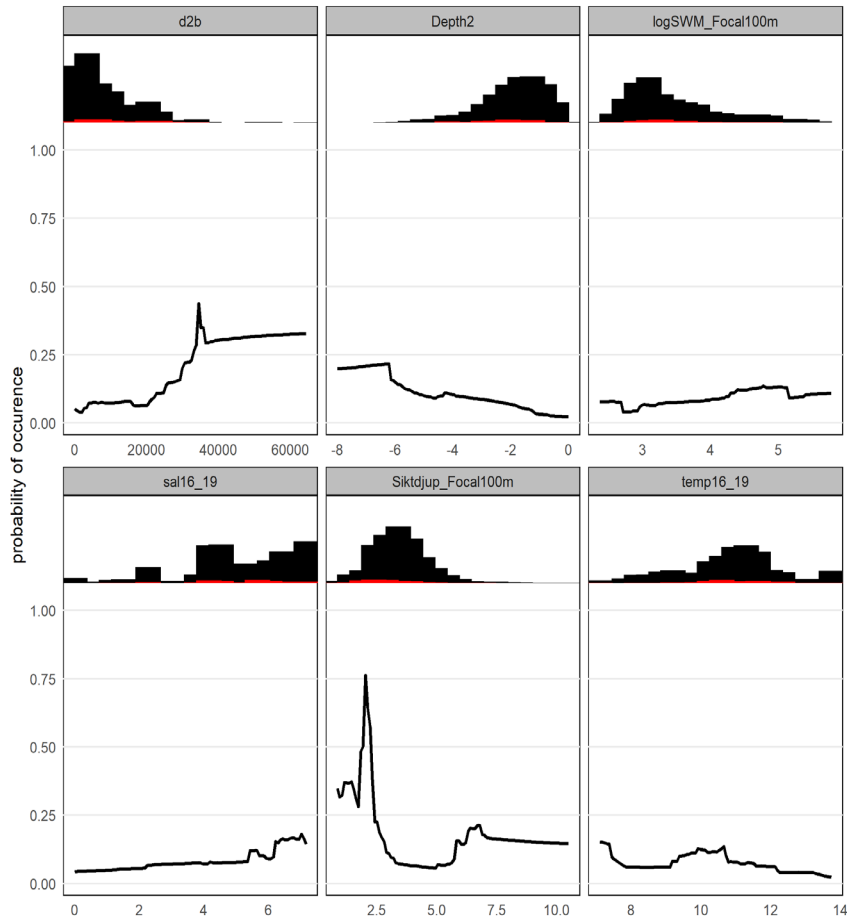
Figur A2. 15. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av småspigg och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Storspigg



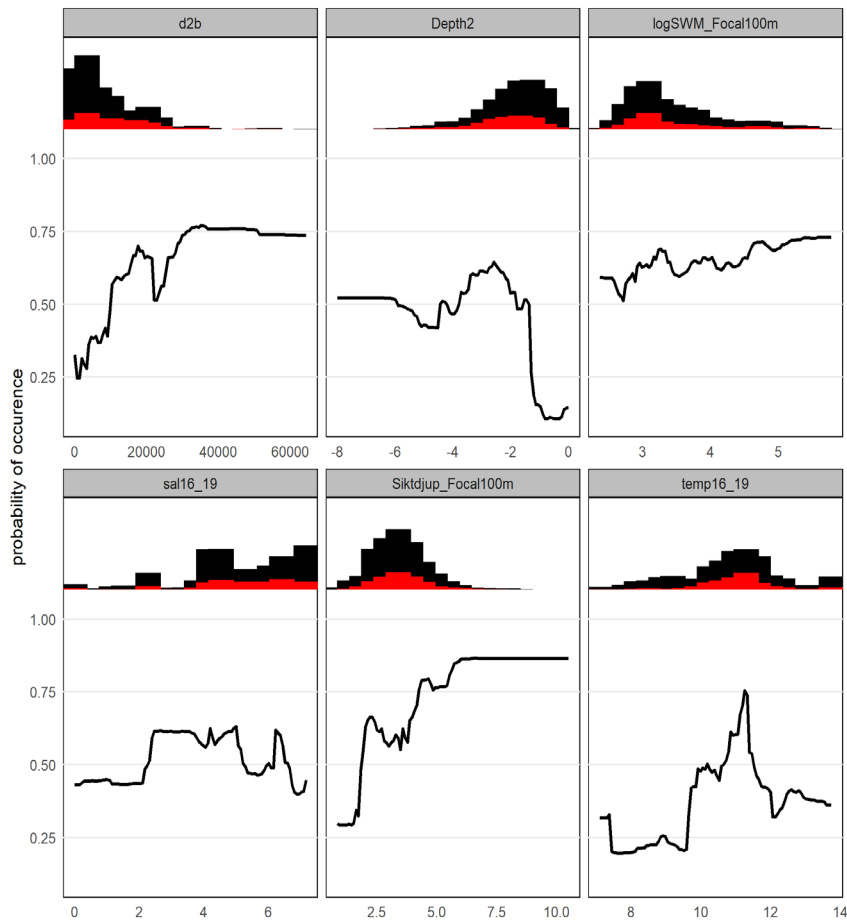
Figur A2. 16. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av storspigg och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Strömning



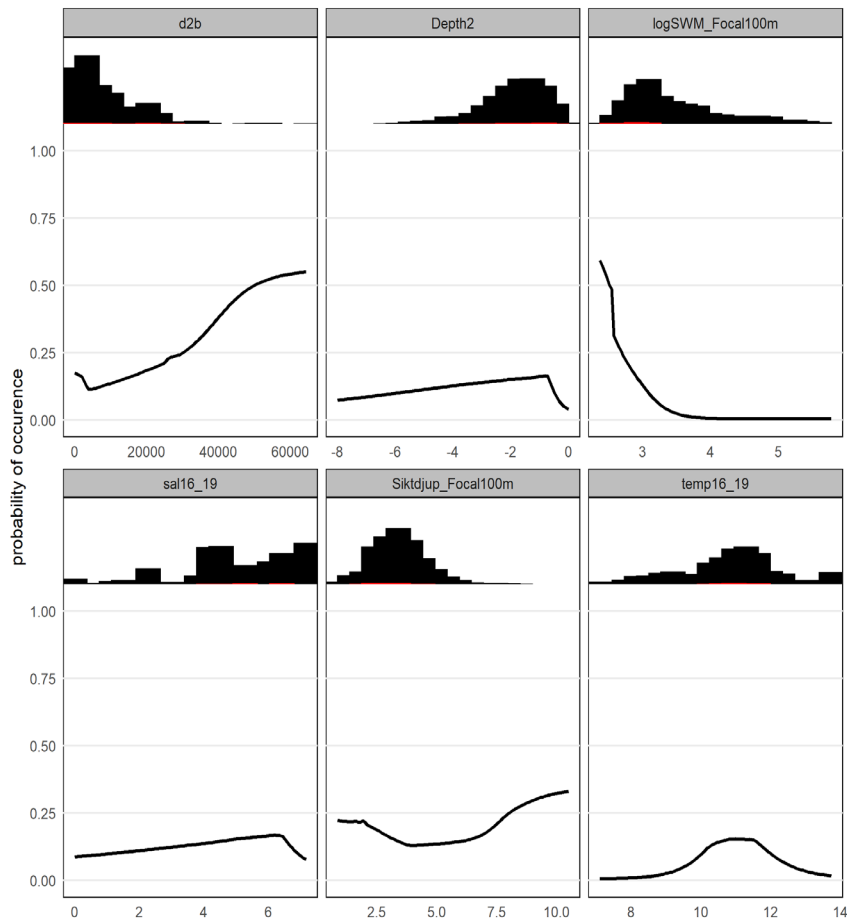
Figur A2. 17. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av strömning och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Sandstubb/lerstubb



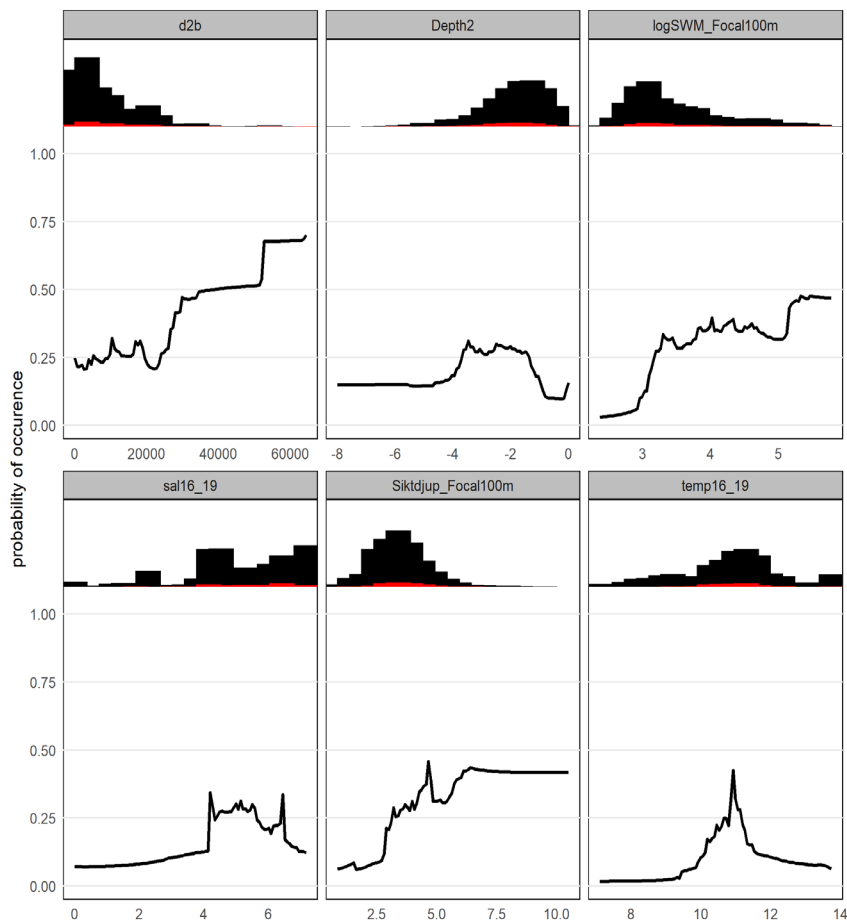
Figur A2. 18. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av sandstubb/lerstubb och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Sutare



Figur A2. 19. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av sutare och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

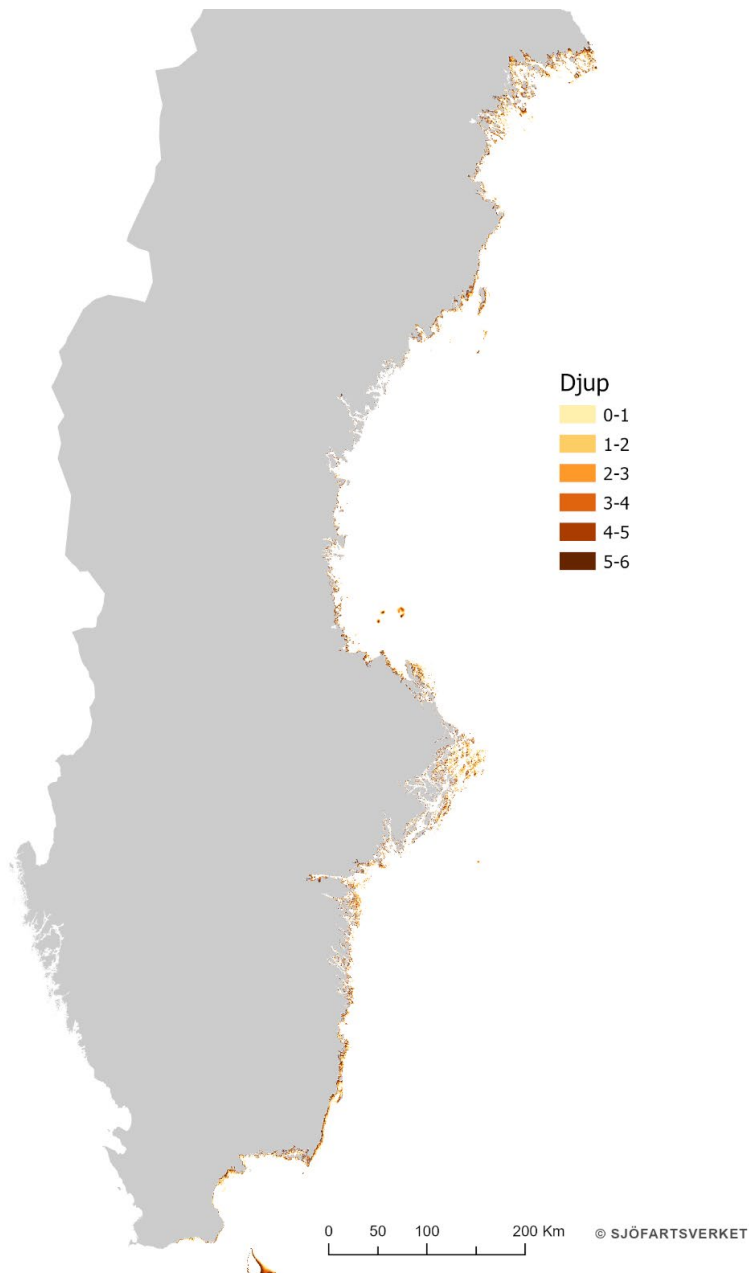
Svart smörbult



Figur A2. 20. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av svart smörbult och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

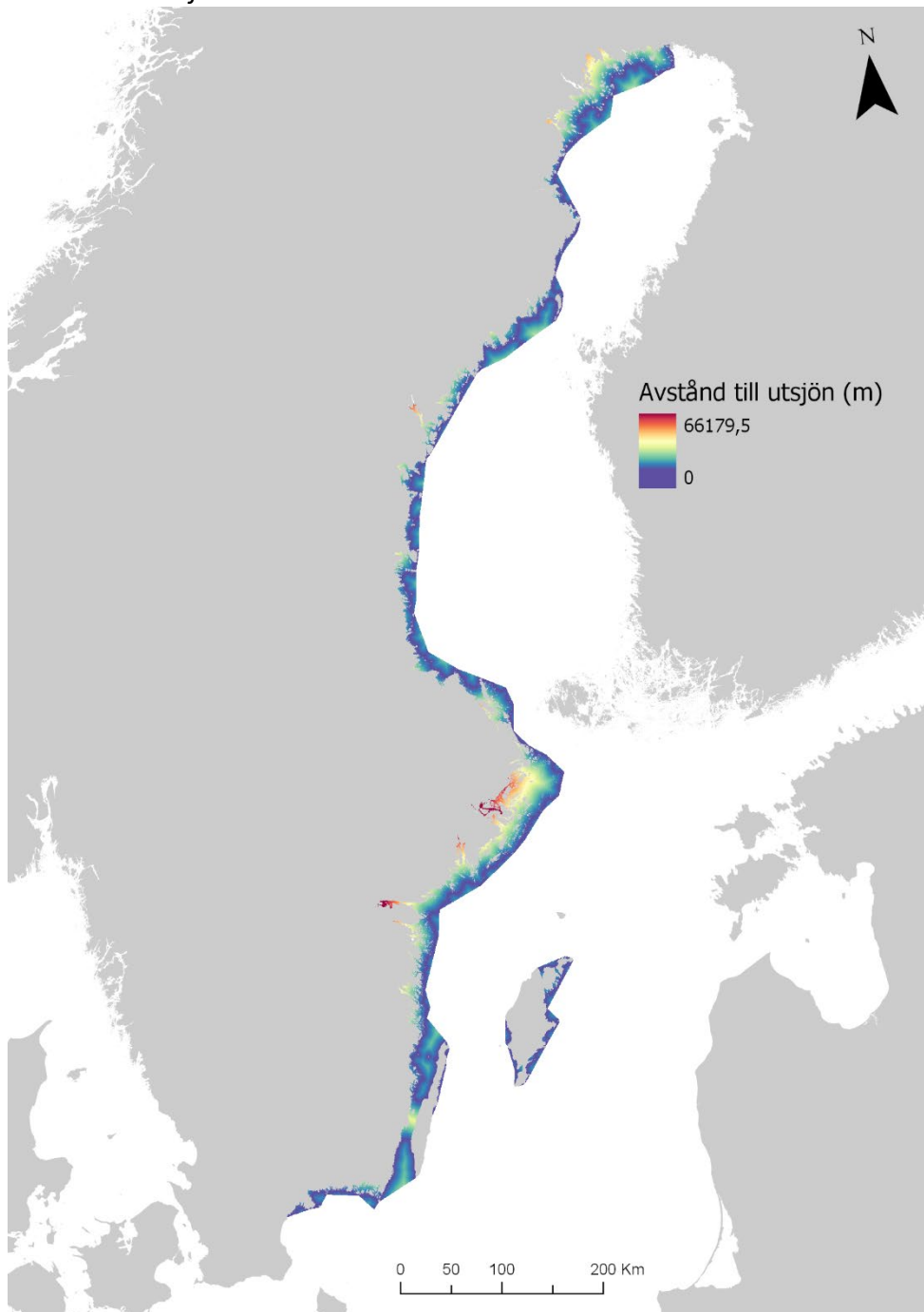
9. Appendix 3. Prediktionslager

Djup



Figur A3. 1. Prediktionskartan över djup som användes i modelleringen.

Avstånd till utsjön



Figur A3. 2. Prediktionskartan över avstånd till utsjön som användes i modelleringen.

Salinitet



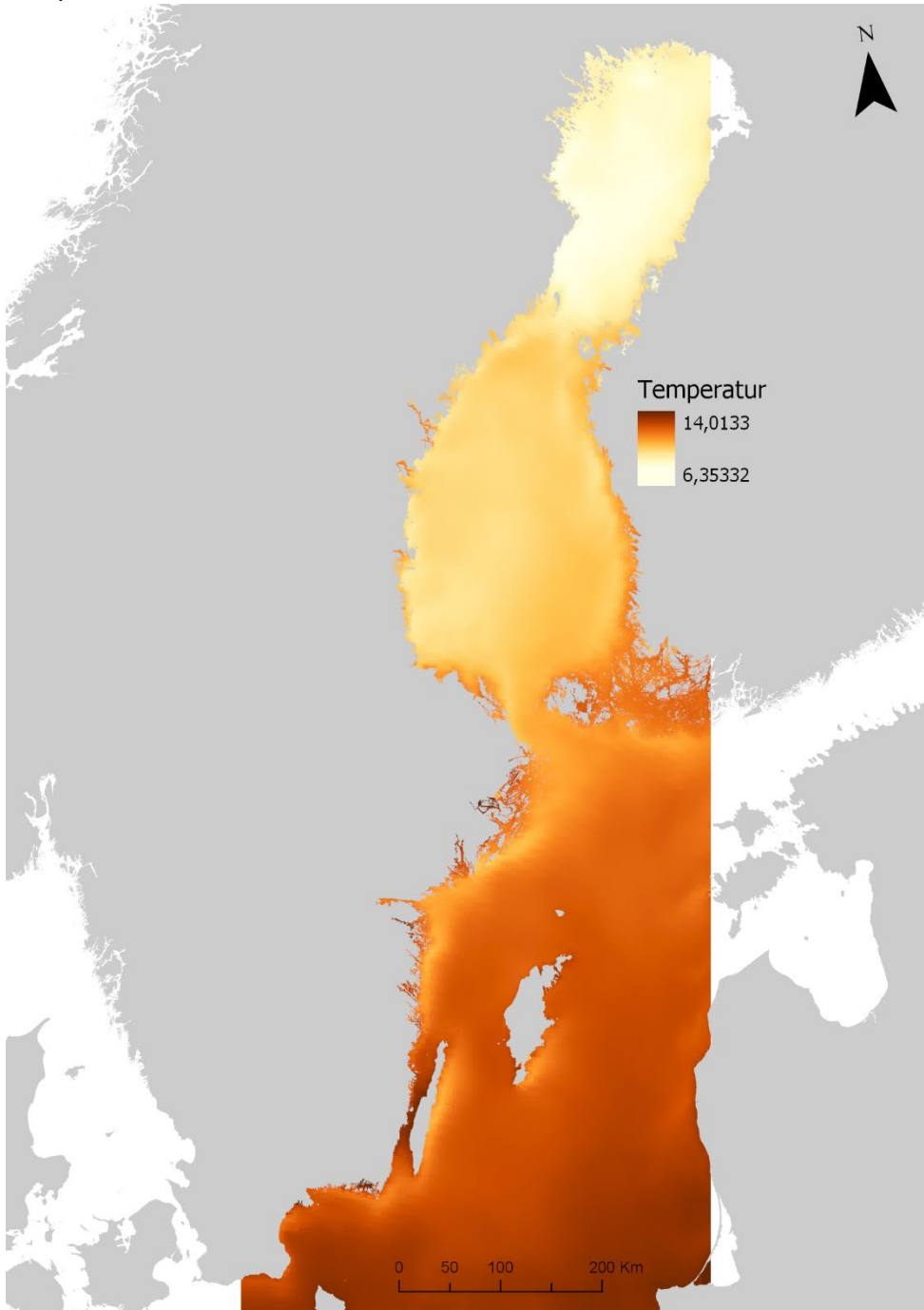
Figur A3. 3. Prediktionskartan över salinitet som användes i modelleringen.

Siktdjup



Figur A3. 4. Prediktionskartan över siktdjup som användes i modelleringen.

Temperatur



Figur A3. 5. Prediktionskartan över temperatur som användes i modelleringen.

Vågexponering



Figur A3. 6. Prediktionskartan över vågexponering som användes i modelleringen.

