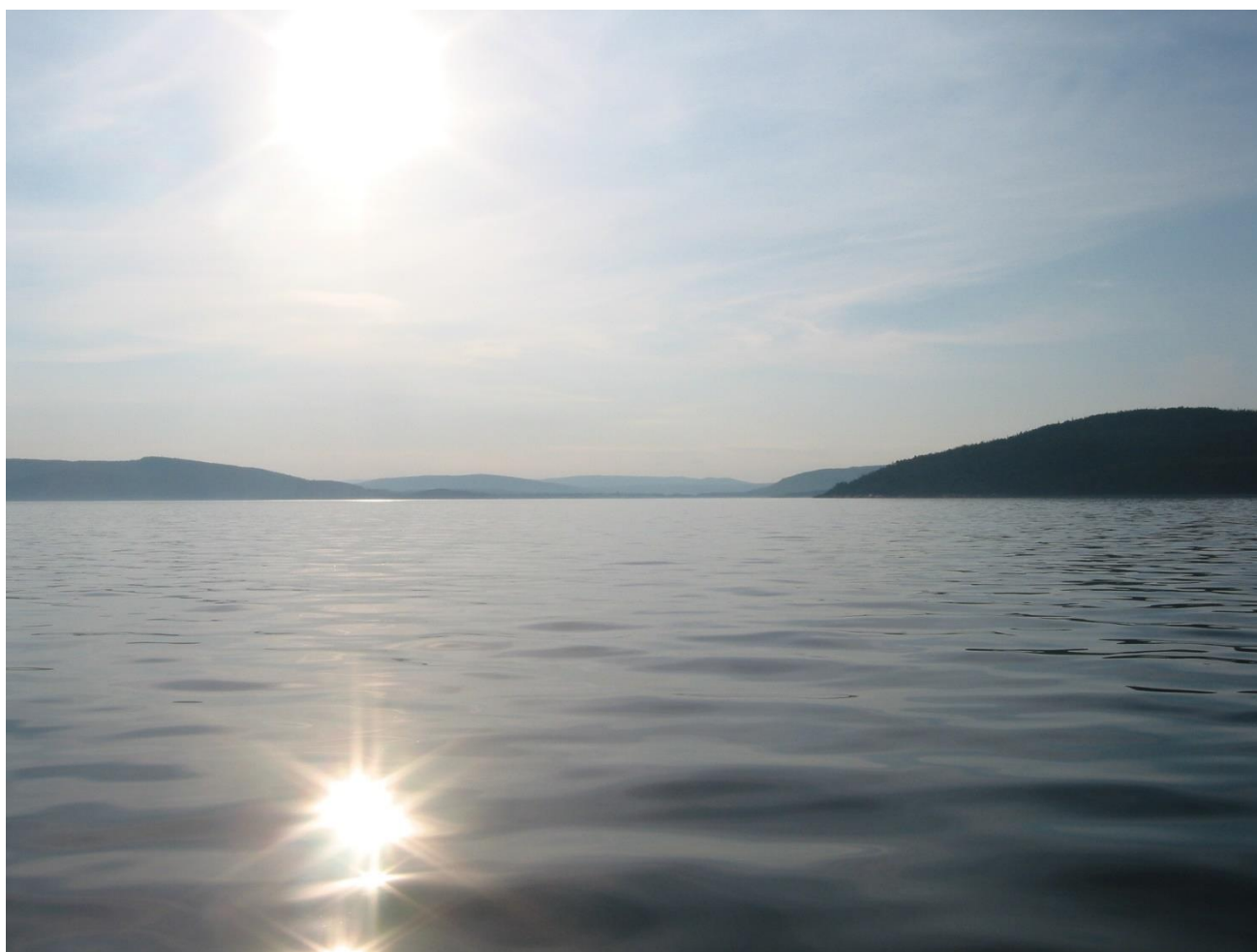


Kartering av bentiska naturvärden i Bottniska Viken



Detta är en rapport som har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten och innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2018-10-15

Omslagsfoto: Martin Isaeus

ISBN 978-91-88727-20-6

Havs- och vattenmyndigheten

Box 11 930, 404 39 Göteborg

www.havochvatten.se

Kartering av bentiska naturvärden i Bottniska Viken

Karl Florén, Nicklas Wijkmark, Frida Fyhr, Stina Tano, José
Beltrán

2018:29

Förord

”Havs- och vattenmyndigheten har sedan 2016 drivit projektet Nationell marin kartering, NMK, med målet att ta fram heltäckande utbredningskartor över Sveriges bentiska livsmiljöer. Kartorna behövs för arbete med skydd och förvaltning samt fysisk planering av kust och havsområdet både på nationell och regional nivå. Karteringen av Bottniska viken har utförts inom ramen för projektet och resulterat i underlag som avsevärt förbättrat kunskapen om bentiska naturvärden i havsmiljön. Med hjälp av de nya kartorna får planerande och förvaltande myndigheter ett mer detaljerat kunskapsunderlag som stöd för att göra avväganden när det gäller nyttjanden, skydd och bevarande i havsmiljön. Kartunderlagen kommer att kunna användas för arbete med marint områdesskydd och för fysisk planering på nationell och regional skala.

Aquabiota har haft det praktiska ansvaret för projektets genomförande.”

Göteborg 2018-10-15

Anna Jöborn

SAMMANFATTNING.....	9
SUMMARY	9
BAKGRUND OCH SYFTE	10
Havsplanering	11
Kartorna och underlagsdata	12
HABITATMODELLERING.....	12
Modelleringsprocessen	12
Steg 1 – Modell	12
Steg 2 – Prediktion	15
BIOLOGISKA DATA.....	19
Norrbottens län	19
Västerbottens län.....	20
Västernorrlands län	20
Gävleborgs län	21
Uppsala län	22
Övriga dataset, kompletterande undersökningar samt behandling av data.....	23
Dataset för rumslig modellering - epibentos	23
Dataset för rumslig modellering - infauna	24
MILJÖVARIABLER	24
Djup och djupderivat	25
Kurvatur.....	26
Bottenlutning.....	26
Rugositet.....	26
Andel hårbotten.....	26
Miljöfarlig verksamhet och potentiellt förorenade områden (MIPFO).....	32
Strandexploatering	32
Hydrografiska variabler.....	35
Salinitet.....	35
Temperatur	35
Kväve	35
Fosfor.....	35
Klorofyll	35
Kustkomplexitet	42
Vågexponering	42
Bakgrund	42
Beräkning av vågexponering	42

ARTMODELLER	45
Resultat – vegetation och blåmusslor.....	45
Modeller.....	50
Resultat - infauna	76
Modeller.....	78
NATURVÄRDEN.....	86
Grundläggande naturvärdesbedömning.....	86
Kartering.....	92
Sammanvägning med naturvärdeslager för andra ekosystemkomponenter..	93
DISKUSSION	95
Användningsområden för kartorna	95
Metodik och underlag.....	95
Naturvärden och grön infrastruktur.....	97
Möjligheter att uppdatera kartorna	98
REFERENSER	98
BILAGA 1 – MODELLERADE KARTOR	103
BILAGA 2 – EJ MODELLERADE ARTER – KARTOR ÖVER INVENTERADE FÖREKOMSTER	130

Sammanfattning

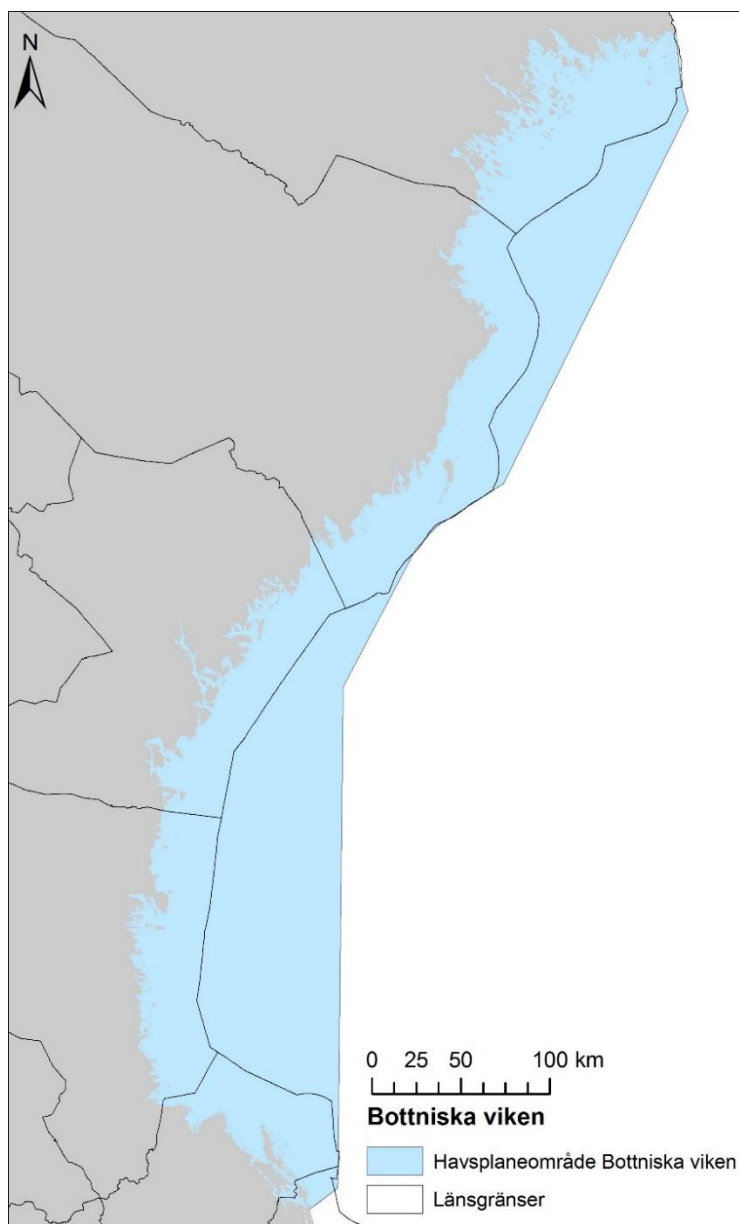
Som en del i Havs- och vattenmyndighetens kartläggning av havsbotten längs svenska kusten har bentiska ekosystemkomponenter och naturvärden karterats på översiktlig nivå i Bottniska viken. Karteringen utfördes med hjälp av rumslig modellering baserad dels på befintliga biologiska fältdata, dels på biologiska data från kompletterande undersökningar samt på heltäckande lager över fysiska, kemiska och antropogena variabler. Totalt skapades 17 heltäckande kartor över vegetation och epifauna, sju kartor över infauna samt en karta över sammanlagda bentiska naturvärden.

Summary

As a part of the mapping of the seafloor along the Swedish coasts performed by the Swedish Agency for Marine and Water Management, benthic ecosystem components and conservation values were mapped on a coarse level in the Gulf of Bothnia. The mapping was performed with spatial modelling based on both already existing biological data as well data from new surveys performed within this project and continuous layers of physical, chemical and anthropogenic variables. In total 17 continuous maps of vegetation and epifauna, seven maps of infauna and one map of total conservation values were created.

Bakgrund och syfte

Detta projekt syftar till att ta fram yttäckande kartunderlag över bentiska arter och naturvärden i Bottniska viken. Arbetet är en del i projektet Nationell marin kartering som initierades av Havs- och vattenmyndigheten 2016 i syfte att kartera hela havsbotten längs svenska kusten. Kartorna ska vara användbara på övergripande nivå såsom havsplaneområdesnivå och tas fram i 250 m upplösning. Kartorna kan även användas som ett översiktligt underlag på regional nivå, t.ex. inför planering av mer detaljerade undersökningar. Parallellt med detta karteringsarbete har detaljerad kartering av bentiska naturvärden i 10 m upplösning utförts i Västerbottens län för användning på regional och lokal nivå.



Figur 1. Det karterade området omfattar hela havsplaneområdet Bottniska viken inklusive kustvattnen in till strandlinjen (blått område i kartan).

Havsplanering

Havs- och vattenmyndigheten har fått i uppdrag av regeringen att förbereda och genomföra statlig havsplanering i Sverige och ett förslag ska lämnas till regeringen 2019. Eftersom havsplanerna ska vara rumsliga krävs underlag i kartform och kartorna från detta projekt utgör heltäckande underlag över bentiska naturvärden i havsplaneområdet Bottniska viken. Kartan över sammanlagda bentiska naturvärden som tagits fram baserat på de modellerade kartorna över bentiska arter och grupper utgör en bra grund för att identifiera områden med höga bentiska naturvärden på Bottniska viken-skalan.

Kartorna och underlagsdata

Kartorna i detta projekt bygger på en kombination av redan befintliga biologiska fältdata och nya fältdata som samlats in i syfte att komplettera dataunderlaget för denna kartering men eftersom denna kartering görs på en mer översiktlig nivå än på länsnivå är de kompletterande fältundersökningarna mindre omfattande än kompletteringar för kartering på länsnivå. Kartorna bygger förutom på biologiska fältdata även på fysiska, kemiska och antropogena kartlager som antingen skapats inom andra av Havs- och vattenmyndighetens projekt såsom Symphony, samlats in från externa källor (t.ex. Copernicus) eller tagits fram som underlag inom detta karteringsarbete.

Habitatmodellering

I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen och tillvägagångssättet vid val av modelleringsmetod för modellering av växter och alger.

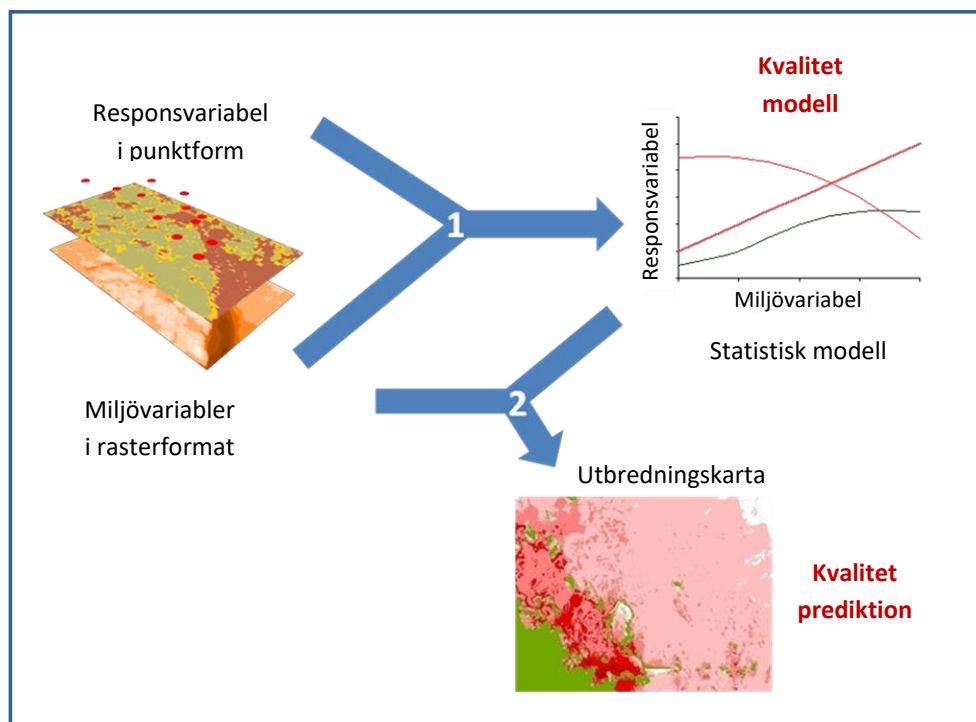
Modelleringsprocessen

Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade datorberäkningar. I detta sammanhang avses rumslig statistisk modellering, vilket syftar till att modellera den rumsliga utbredningen för en art, en substratklass, ett habitat eller någon annan responsvariabel utifrån empiriska data. Ibland kallas denna teknik även habitatmodellering, vilket egentligen bara är en av flera möjliga tillämpningar. Normalt modelleras inte förändringen av denna utbredning över tid, men även sådana tillämpningar är möjliga.

Steg 1 – Modell

Framtagande av modell

Modelleringsprocessen visas schematiskt i Figur 2. I det första steget beräknas det statistiska sambandet mellan responsvariabelns värden (t.ex. täckningsgraden av en art eller förekomsten av ett substrat) och miljövariablernas värden på inventerings-positionerna. Vissa miljövariabler, som t.ex. djup, kan inventeras i samband med att responsvariabeln inventeras. Andra miljövariabler, som t.ex. vågexponering, eller potentiellt förorenade områden är svåra att mäta i fält och värden för dessa lyfts istället upp från heltäckande raster över dessa variabler. Ett raster är en karta som består av ett stort antal mindre rutor och inom varje ruta är mätvärdet för varje variabel konstant. Rastrets upplösning måste motsvara den rumsliga upplösningen i de mönster som modellen ska beskriva.



Figur 2. Modelleringsprocessen.

Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes korrelation och dels deras variance inflation factor (VIF). Det senare är ett index som kvantifierar hur allvarligt den inbördes korrelationen påverkar miljövariablerna. I modelleringsprocessen väljs sedan de miljövariabler som har starkast inverkan på modellen ut. De flesta modelleringsmetoder genererar ett eller flera olika sorters mått på hur stor inverkan de olika miljövariablerna har på modellen. I detta projekt har modelleringen utförts genom att flertalet statistiska metoder kombinerats genom så kallad ensemblemodellering. All modellering är gjord i R och till största del med hjälp av paketet BIOMOD2 (Thuiller m.fl. 2009). Syftet med att använda olika modelleringsmetoder är att deras olika styrkor och svagheter tillsammans genererar den bästa modellen (Araújo och New 2007), eller som i det här fallet, bästa kartprediktionen. För modelleringen valdes 5 olika metoder ut, vilka tillsammans representerar olika angreppssätt (Tabell 1).

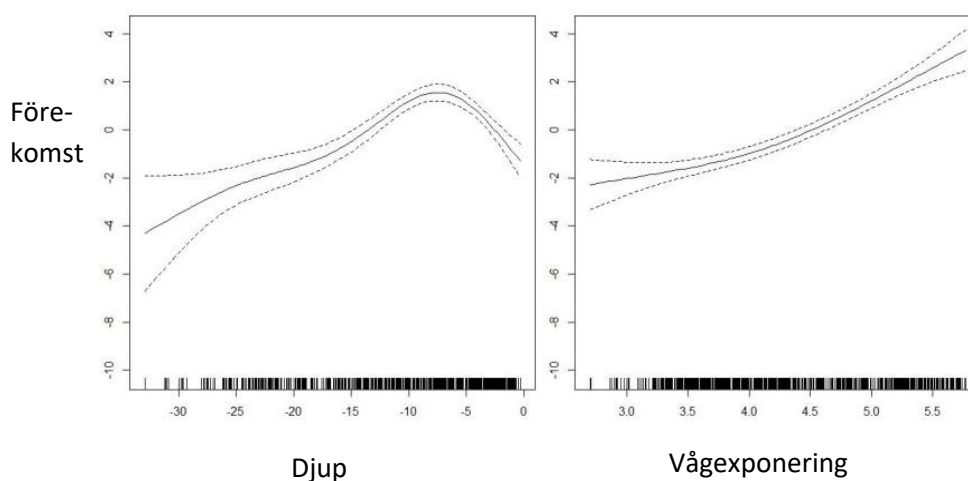
Tabell 1. Utvalda modelleringstekniker.

Modellerings teknik	Beskrivning	Referens
GAM - Generalized Additive Model	En semi-parametrisk förlängning av GLM som baseras på sk. "smooth"-funktioner. Hanterar mer flexibla, icke linjära, relationer än GLM. Alla "smoothers" har haft upp till 5 frihetsgrader (k=6)	Wood 2006
RF - RandomForest	Avancerad klassificeringsmetod med väldigt hög träffsäkerhet. Hanterar komplexa interaktioner. 500 små träd via "bagging", en ensemblemetod i sig självt	Cutler m.fl. 2007

GBM - Generalized Boosting Model/Boosted regression trees	Kombination av träd och "boosting", en annan ensemblemetod. Slutgiltiga GBM:n kan anses vara en additiv regressionsmodell där enskilda små träd stegvist har passats till slumpmässiga urval av data	Elith och Leathwick 2008
ANN - Artificial Neural Network	En maskinlärande iterativ icke-linjär metod som på ett flexibelt sätt generaliserar linjära regressionsfunktioner	Lek och Guegan 1999
FDA - Flexible Discriminant Analysis	Klassificeringsmetod anpassad för förekomst-/icke-förekomstdata. Utvecklad från mer kända LDA (Linear Discriminant Analysis).	Trevor m.fl. 1994

Utvärdering av modellens kvalitet

I modelleringsfasen studerades grafer som beskriver responsvariabelns utbredning i relation till var och en av de ingående miljövariablerna. Tillsammans med information om miljövariablernas relativa bidrag till modellen kan variabler med konstiga mönster och/eller litet bidrag till modellen rensas ut. Figur 3 visar hur förekomst av blåmussla beror av miljövariablerna djup och vågexponering enligt modellen. Hur stor del av variationen i data som modellen kan förklara anges som andel deviance explained. För vegetationsmodeller bör deviance explained på >0.4 betraktas som bra.



Figur 3. Modellerad förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*) i förhållande till miljövariablerna djup och vågexponering. Enligt modellen trivs arten bäst på djup mellan 5 och 10 m i exponerade miljöer.

Steg 2 – Prediktion

Framtagande av prediktion

I det andra steget används modellen tillsammans med raster för samtliga ingående miljövariabler för att göra en prediktion. Vid beräkningen av prediktionen körs modellen för varje rasterruta. För varje rasterruta hämtas det aktuella värdet för varje miljövariabel och det förväntade värdet för responsvariabeln beräknas. Resultatet blir ett nytt raster, en prediktion, som visar den förväntade utbredningen av responsvariabeln i GIS-format (digital karta). Vid modellering av förekomst resulterar prediktionen i en

sannolikhetskarta för förekomst med värden mellan 0 och 1. Eventuella brister i de raster som beskriver miljövariablerna kommer att överföras till prediktionen och minska dess kvalitet. En miljövariabel som har förhållandevis stor vikt i modellen kommer att överföra mer av sitt fel till prediktionen. Det är således viktigast att de mest betydelsefulla miljövariablerna är av hög kvalitet.

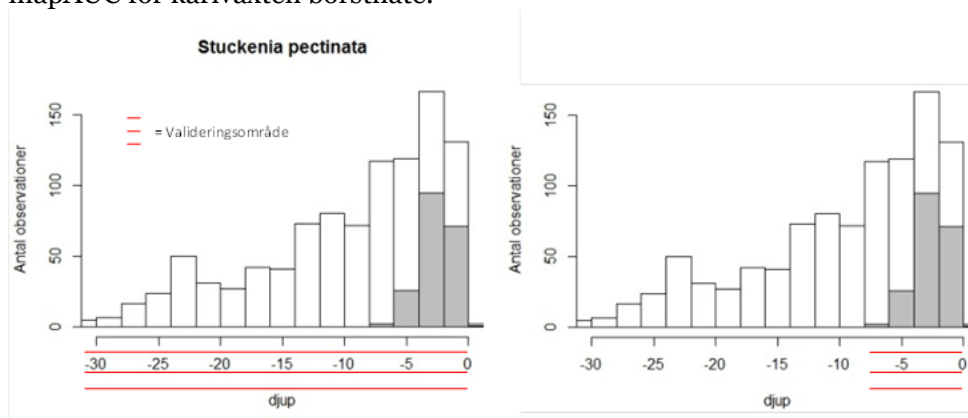
Utvärdering av prediktionens kvalitet

För att bedöma prediktionens kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att prediktionen jämförs med oberoende fältdata som inte använts tidigare i modelleringsprocessen. Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) utvärderas lämpligen med ett mått kallat AUC (Area Under Curve, se faktaruta AUC). Ett lågt AUC-värde indikerar att modellens kvalitet är dålig och en sådan modell bör inte användas för att skapa en prediktion. Vanliga orsaker till en dålig modell är att den bygger på ett litet antal observationer eller att viktiga miljövariabler saknas. En modell med lågt AUC -värde bör inte användas för att skapa en prediktion. Modellen kan också vara överanpassad. En överanpassad modell innebär att modellen inte bara har anpassats till variationen i de ingående miljöfaktorerna, utan även till variation orsakad av andra faktorer eller slumpen. Att tillåta att modellen är alltför följsam till variation i miljövariablerna, liksom att ha många miljöfaktorer i modellen ökar risken att den överanpassas. Överanpassning leder till ett för högt AUC-värde i den interna valideringen jämför med när modellen externvalideras. Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen *och* rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det enda sättet att upptäcka svagheter i rastren för miljövariablerna. Vidare är det lättare att upptäcka felaktigheter orsakade av t.ex. överanpassning eller ojämn dataspridning i extern- än i internvalidering. Den enda nackdelen med externvalidering är att en del av datamängden inte kan användas till modelleringen utan måste sparas till externvalideringen. Detta pris kan anses högt när fältdata är knapp och ofta publiceras prediktioner som inte har validerats externt, även i vetenskapliga tidskrifter. I den här rapporten har externvalidering genomförts för samtliga prediktioner. Modellerna har även korsvaliderats med hjälp av det interna datasetet. I korsvalideringen delas data in i ett antal delar (t ex 10). En del hålls undan varefter modellen byggs på resterande data för att sedan predikteras och utvärderas på den undanhållna delen. Proceduren upprepas sedan så att varje delmängd av data fungerar som utvärderingsset en gång.

MapAUC

AUC-värdet är beroende av utformningen på valideringsdatasetet, dvs. i vilka områden valideringen av prediktionen görs. Genom att använda många valideringsstationer utanför en arts potentiella utbredningsområde kan höga AUC-värden uppnås. De flesta modeller av hyfsad kvalitet kan klassa icke-förekomster långt utanför artens utbredningsområde korrekt. Om större delen av valideringsstationerna ligger i sådana områden kommer AUC-värdet bli högt. AUC-värdet kan därför vara missvisande. I detta projekt har valideringsstationerna anpassats för respektive arts utbredning i djupled. En

prediktion av en art som bara har påträffats mellan 1 och 5 m djup har bara validerats i områden mellan 0 och 6.25 m djup (50 % utanför naturliga djuputbredningen). Denna valideringsmetod har tagits fram av AquaBiota. Fördelarna med detta utvärderingsmått är att det ger en mer rättvisande bild av prediktionens kvalitet i områden som är intressanta samt att skillnader i kvalitet blir mer jämförbara både mellan arter och mellan projekt (län). Dessutom har valideringen gjorts baserat på det interpolerade djupet istället för det uppmätta, för att på så sätt också få med djupinformationens osäkerhet i utvärderingen. Måttet benämns därför mapAUC. Skillnaden mellan AUC och mapAUC blir normalt störst för arter som endast förekommer i en liten del av djupintervallet (tabell 1). Figur 4 illustrerar skillnaden mellan AUC och mapAUC för kärlväxten borstnate.



Figur 4. De gra fälten indikerar förekomst av borstnate (*Stuckenia pectinata*). Modellen för arten byggdes med data från hela djupintervallet. Övre figur: Prediktionen validerades i hela djupintervallet och ett AUC värde erhöles. Nedre figur: Prediktionen validerades i 1.5*djupintervallet och ett mapAUC-värde erhöles.

Tabell 2. Skillnader mellan AUC och mapAUC för sju responser med olika djuputbredning modellerade med dropvideodata. Skillnaderna blir mycket små för arter som förekommer i ett stort djupintervall.

Respons	Djuputbredning	AUC	AUCmap
<i>Fucus vesiculosus</i>	0 - 7.3	0.90	0.75
<i>Stuckenia pectinata</i>	0.1 - 5.6	0.89	0.71
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0.1 - 5.1	0.92	0.68
<i>Myriophyllum</i> sp.	0.4 - 5.2	0.80	0.80
<i>Chorda filum</i>	0 - 16.2	0.87	0.76
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	0 - 14.1	0.95	0.89
Fintrådiga rödalger	0.1 - 29.1	0.93	0.90

Oavsett om extern validering genomförs eller ej måste prediktionerna rimlighetsbedömas av en person med god kunskap om responsvariabelns utbredning i det aktuella området. Orsaken till detta är att det ibland uppstår oväntade mönster i prediktionerna och att det inte går att lita blint på att modelleringsprocessen är felfri. Samtliga modeller i denna rapport har bedömts av experter.

Faktaruta AUC

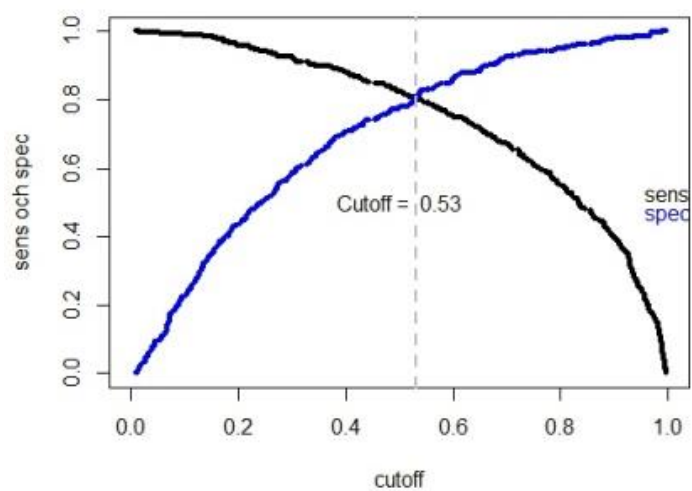
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att resultatet är helt slumpmässigt.

I dagsläget saknas konsensus för hur AUC- värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. En rekommendation har varit att använda vidstående skala (AUC) (Hosmer & Lemeshow 2000). Med det nya standardiserade måttet mapAUC finns dock anledning att justera skalan, eftersom mapAUC generellt blir ca 0.1 enheter lägre än motsvarande AUC.

AUC	Kvalitet	mapAUC	Kvalitet
0.9-1.0	Utmärkt	0.8-1.0	Utmärkt
0.8-0.9	God	0.7-0.8	God
0.7-0.8	Intermediär	0.6-0.7	Intermediär
0.5-0.7	Dålig	0.5-0.6	Dålig

Sensitivity, specificity och cutoff

Genom att göra en prediktion på hela datasetet (modellerings- + valideringsdata) kan sensitivity och specificity räknas ut. Sensitivity är ett mått på modellens förmåga att klassa förekomster medan specificity är ett mått på modellens förmåga att klassa icke-förekomster. För att kunna räkna ut dessa mått måste de predikterade sannolikheterna delas in i två klasser, förekomst och icke-förekomst. Om brytvärdet (cutoff) för klassindelningen sätts för lågt, till exempel vid en sannolikhet på 0.01 kommer modellen förmodligen att klassa samtliga förekomster som förekomster vilket innebär ett högt sensitivity-värde. Dock kommer även de flesta icke-förekomster att klassas som förekomster vilket innebär ett lågt specificity-värde. Under modelleringsprocessen i detta projekt har ett cutoff räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (figur 4). Cutoff-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten troligen förekommer respektive inte förekommer. I kartorna redovisas även hur många inventerade stationer som klassats rätt av totalt inventerade stationer för varje predikterad klass. T.ex. om det finns 100 inventerade stationer inom områden som predikterats som ”goda förutsättningar för förekomst” av en art och arten hittades på 75 av dessa stationer vid inventeringarna anges ”75 av 100” för den klassen i kartan.



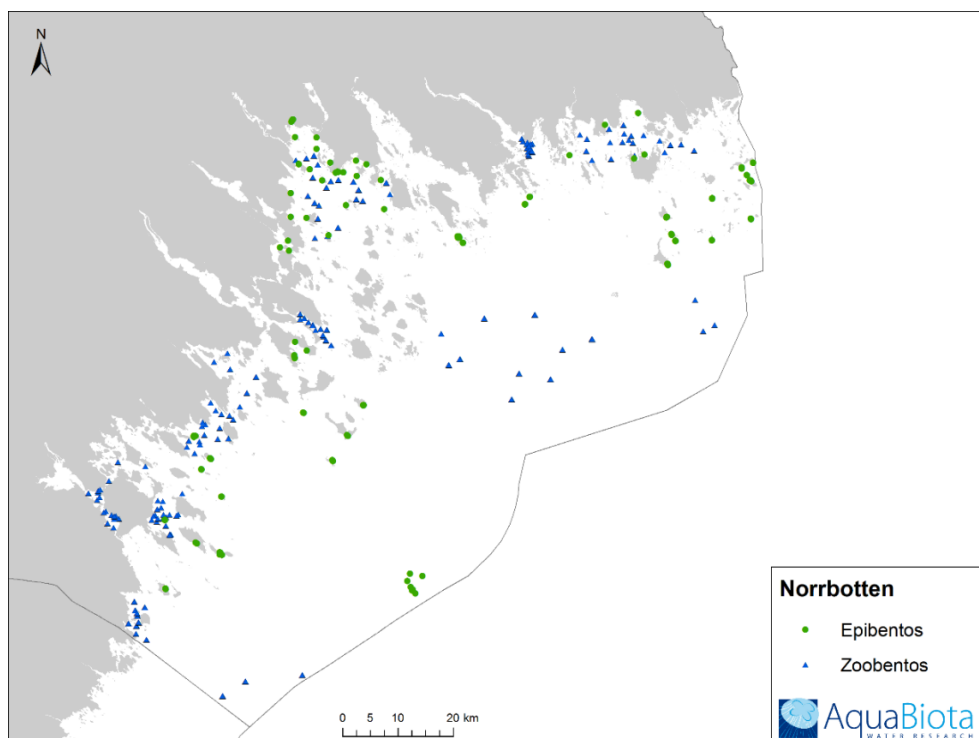
Figur 5. I den här modellen för blåmussla valdes ett cutoff på 0.53 för att maximera sensitivity och specificity. Modellen klassar 79 % av förekomsterna samt 79 % av icke-förekomsterna i inventeringsdatat rätt.

Biologiska data

Inom ett projekt för Havs- och vattenmyndigheten (Thunell m.fl., 2016) har inventeringar av bottenlevande växter och djur sammanställts från de nationella datavärdarna (främst Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, SMHI), samt genom externa kontakter med myndigheter och övriga beställare och utförare av marina inventeringar. Nedan följer en sammanfattning av resultaten för Bottniska vikens olika län.

Norrbottens län

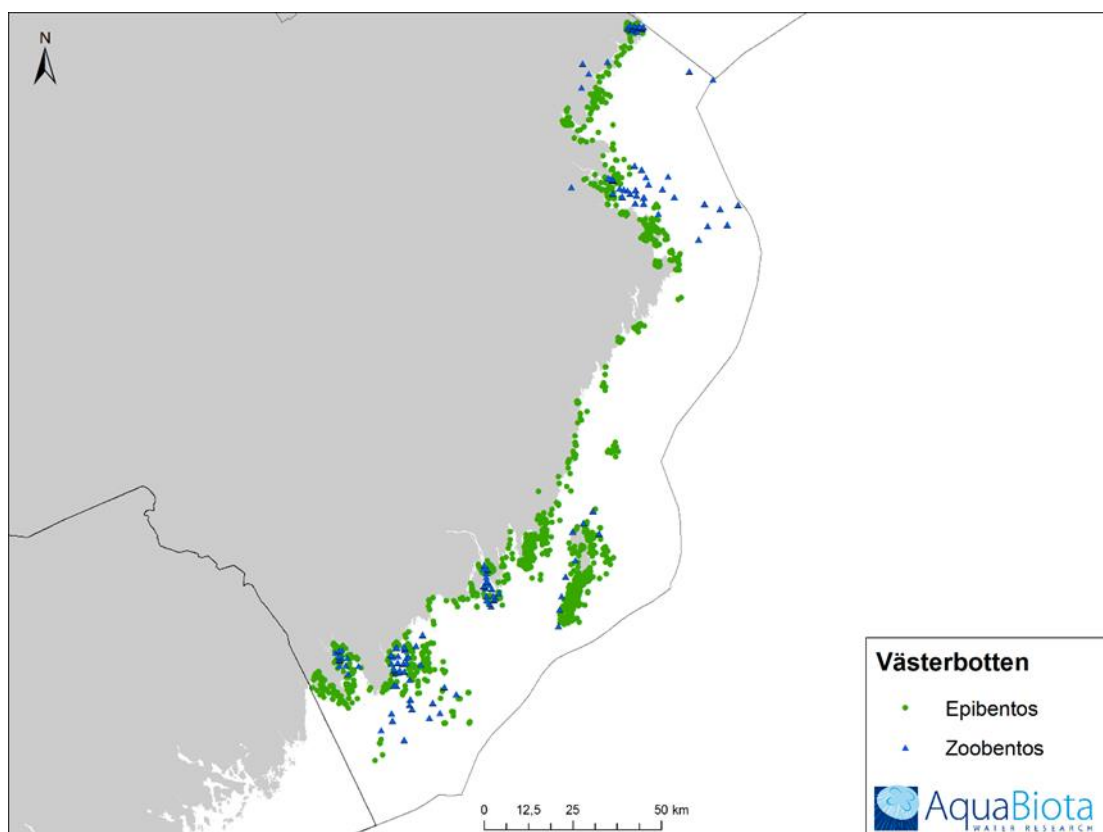
Befintliga zoobentosdata från Norrbottens län kommer främst från det regionala och nationella miljöövervakningsprogrammet, samt de två samordnade recipientkontroll-programmen i Piteå och Kalix. Även epibentosdata baseras i dagsläget främst på regional och nationell miljöövervakning. Den geografiska spridningen av provtagningspunkter är begränsad då dessa undersökningstyper bygger på återbesök av samma stationer (Figur 6). Majoriteten av insamlad data har hämtats från SHARK och övriga data har mottagits från länsstyrelsen. Data från de samordnade recipientkontrollprogrammen, som erhållits genom länsstyrelsen, har i höst rapporterats till datavärd av länsstyrelsen och kommer i framtiden vara tillgängligt via SHARK. Merparten av insamlad data från Norrbotten har bedömts som lämpligt för modellering. Eftersom majoriteten av data redan finns i SHARK, alternativt finns i databasformat så har ingen data från Norrbottens län databaslagts inom detta projekt.



Figur 6. Geografisk sammanställning av befintliga data i Norrbottens län.

Västerbottens län

För Västerbottens län är andelen av befintliga epi- och zoobentosdata ungefär lika. Den relativt goda geografiska spridningen av epibentospunkter beror främst på den omfattande dropvideoundersökningen som genomfördes av länsstyrelsen år 2011 (Punktinventering Västerbotten). En stor del av undersökningarna är annars fokuserade kring de marina reservaten som finns i länet (Figur 7). Merparten av insamlad data finns levererad till datavärd och övriga dataset har erhållits genom kontakt med länsstyrelsen och Umeå Marina Forskningscentrum (UMF). Data som inte levererats till datavärd finns i databasformat och därför har ingen data från Västerbotten databaslagts inom detta projekt.

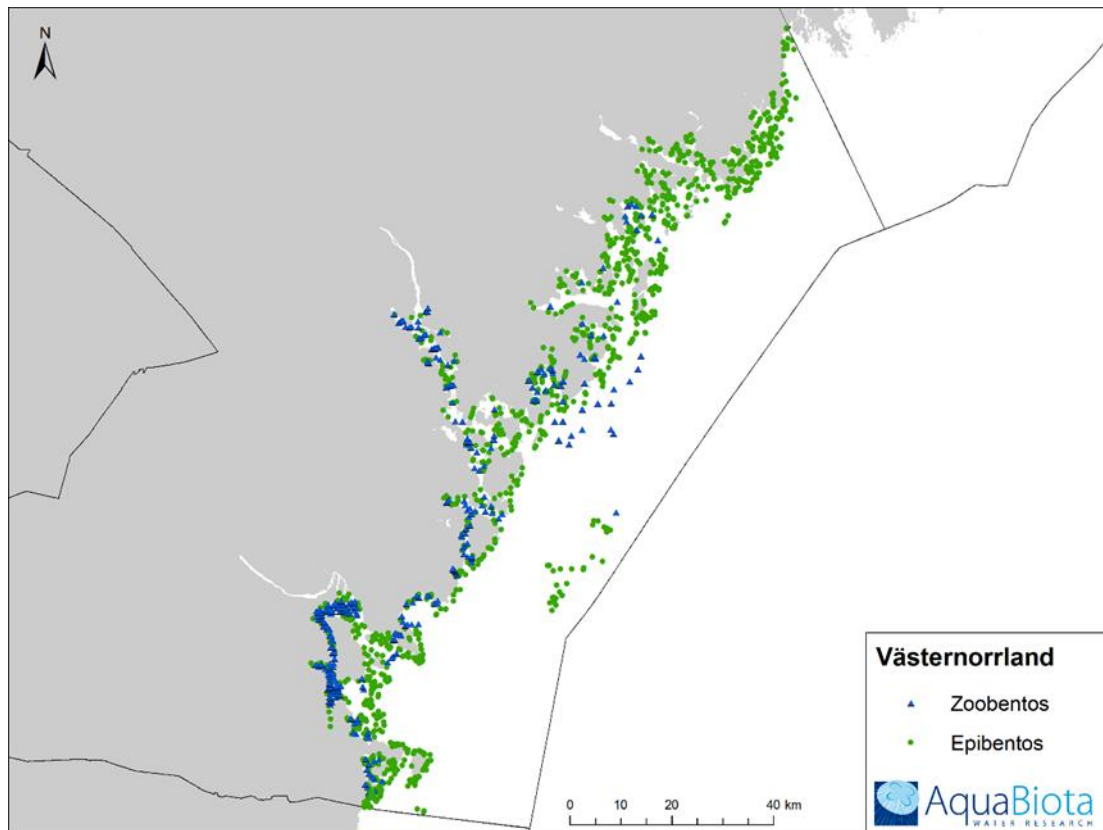


Figur 7. Geografisk sammanställning av befintliga data i Västerbottens län.

Västernorrlands län

I Västernorrlands län sammanställdes data över zoobentos genom ett stort antal recipientkontroller kring massaindustrin (Ångermanälven, Sundsvallsbukten, Omne-, Ullånger- och Nätrafjärden, Örnsköldsvik- och Dekarsfjärden) samt nationell och regional miljöövervakning. Den geografiska spridningen för zoobentosdata är dock delvis begränsad (Figur 8). Data över epibentos finns samlad genom miljöövervakning av vegetationsklädda bottenar och inventeringar av naturreservat samt från dropvideo-undersökningar i samband med projektet Modellering av Västernorrlands marina habitat och naturvärden (Florén m. fl. 2012). Data har, utöver från SHARK, primärt

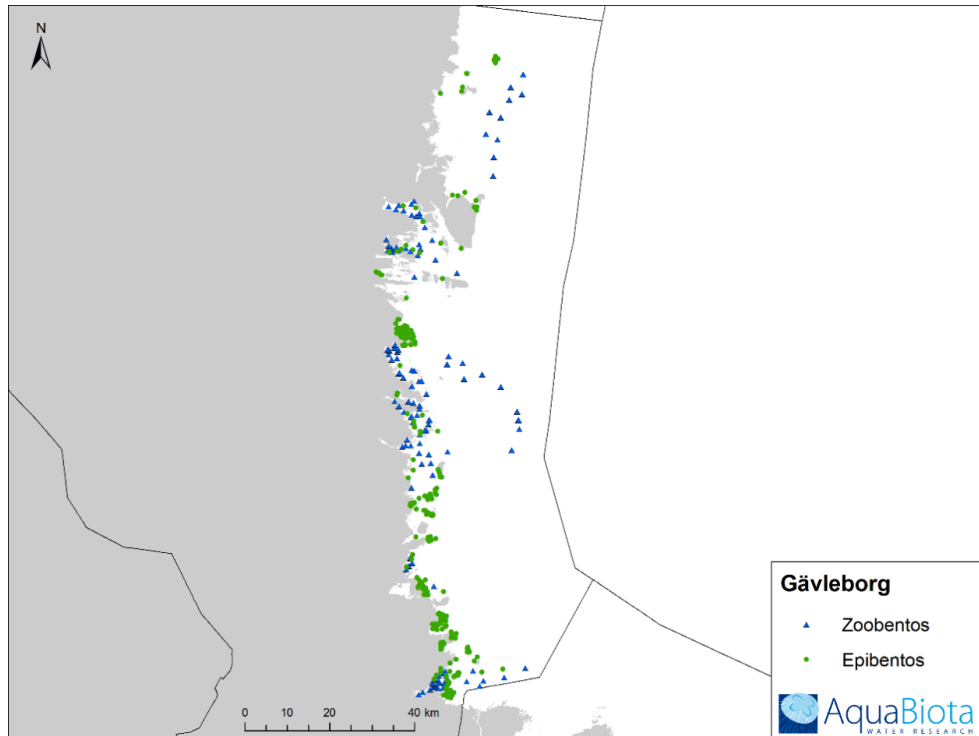
sammanställts genom kontakt med länsstyrelsen. Majoriteten av data bedöms användbart för modellering och data finns till största del hos, eller kommer levereras till datavärd. En transektinventering av epibentos samt tio zoobentosundersökningar har databaslagts inom detta projekt.



Figur 8. Geografisk sammanställning av befintliga data i Västernorrlands län.

Gävleborgs län

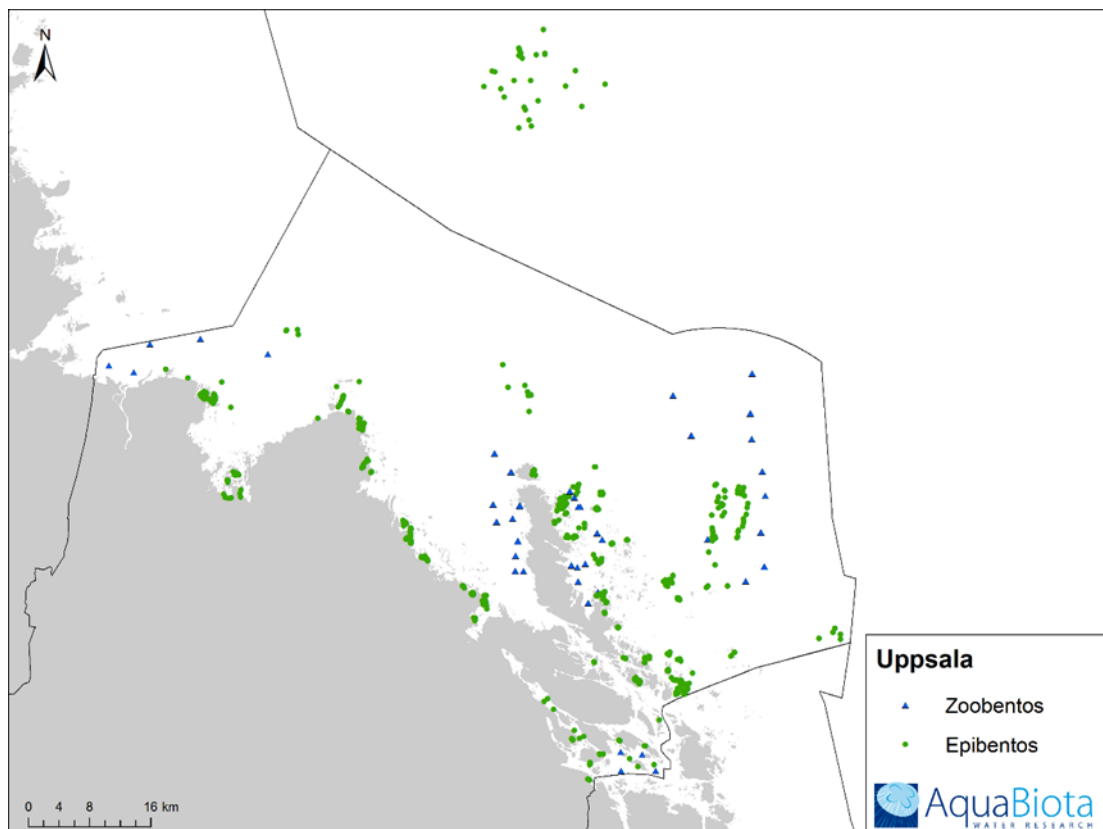
I Gävleborgs län finns data från merparten av utförda undersökningar levererade till datavärd. Data som sammanställt inom detta projekt kommer således främst från SHARK. Övriga data har erhållits från länsstyrelsen och konsulter. Zoobentosdata domineras av den nationella och regionala miljöövervakningen, samt tre olika recipientkontroll-program. Epibentosdata kommer främst från vegetationsinventeringar utförda för att öka kunskapen om de marina miljöerna i länet, inom arbetet med skydd av marin natur samt basinventering av Natura 2000-områden (Figur 9). Två epibentosundersökningar har databaslagts inom detta projekt.



Figur 9. Geografisk sammanställning av befintliga data i Gävleborgs län.

Uppsala län

Från Uppsala län har få data utöver de data som finns hos datavärd erhållits. De data som inte hämtats från SHARK har främst levererats från Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB). Datat från SKB erhöles sent i detta projekt varför någon närmare analys av kvaliteten på dessa data ännu inte gjorts. Den epibentosdata som sammanställts innefattar främst vegetationsundersökningar gjorda i samband med yngelinverteringar, samt basinventeringen av grunda vikar. Zoobentosdata bygger främst på nationell och regional miljöövervakning, där data från åren 2000-2007 inte finns inrapporterade till datavärd. Dessa data har inte heller gått att få tag på genom kontakt med länsstyrelsen och saknas därför i detta projekt (Figur 10). Merparten av de data som samlats in från Uppsala län bedöms lämpligt för modellering. Inga data som erhållits har bedömts lämplig för databasläggning inom detta projekt.



Figur 10. Geografisk sammanställning av befintliga data i Uppsala län.

Övriga dataset, kompletterande undersökningar samt behandling av data

Utöver dessa inventeringar har data insamlats vid senare tillfällen (2016 och 2017) också sammanställts. Sommaren 2016 kompletterades biologiska data i Gävleborgs- och Uppsala län (eftersom bristerna i befintliga data var störst i dessa län) med hjälp av dropvideo och bottenhugg på 300 stationer vilka var slumpmässigt fördelade i länen men stratifierade så att olika kombinationer av djup och vågexponering besöktes. Slumpningen styrdes även så att ingen station skulle hamna närmare än 250 m från någon redan befintlig station.

Dataset för rumslig modellering - epibentos

För rumslig modellering passar generellt punktdataset bättre än transektdata eftersom det normalt sett är lättare att samla in stora dataset med punktbaserade metoder än med transektmetoder. Kravet på rumsligt oberoende punkter gör också att punktdata är bättre lämpade än transektdata. Om transektdata från t.ex. dyk- eller släpvideodata ska användas i kombination med punktdata (t.ex. dropvideodata) i rumslig modellering bör transektdata glesas ut för att få en provtagningsyta som är mer jämförbar med punktmetoden, för att skapa ett dataset med rumsligt oberoende punkter. Ofta innebär detta att endast ett fåtal avsnitt per dyktransekt/videotransekt används.

Efter utglesning av insamlade data återstod ca 15 000 positioner för analyserna.

Dataset för rumslig modellering - infauna

Data för infauna består av punktdata (uttag av avsnitt ur transekter behövde alltså inte göras inför modellering av infauna). Eftersom en stor del av infaunadata kommer från miljöövervakning finns däremot ofta data från olika provtagningsstillfällen för samma station. Modelleringen bygger på data som samlats in med bottenhuggare (Van Veen) från 790 stationer på djup mellan 0 och 136 m i Bottniska viken. Endast data från de senaste provtillfällena på varje station användes i modelleringen och data glesades ut så att ingen station ligger närmare än 250 m från någon annan station.

Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs vilka GIS-lager över abiotiska miljövariabler (fysiska, kemiska samt antropogena faktorer) som samlats in och tagits fram för Bottniska viken.

I ett första steg sammanställdes 25 olika georefererade dataskikt över variabler som antogs kunna ha en inverkan på utbredningen av organismer (

Tabell 3). Dataformatet var antingen raster, punkt eller polygon. Genom bl.a. interpolation, distansanalyser och täthetsanalyser gjordes de dataskikt som efter granskning bedömdes som användbara i denna modellering om till rasterformat i 250 m upplösning (Tabell 4). För att bedömas som användbara i modelleringen ska dataskikten dels representera en variabel som har potentiell betydelse för de organismer som modelleras men även ha en rumslig utbredning som passar skalan som modellering utförs på. Muddring är ett exempel på en variabel som har lokalt stor påverkan på bentisk biota men som inte är användbar i denna modellering eftersom de muddrade områdena är för små för att ha betydelse i modellering på havsplaneområdesnivå.

Tabell 3. Dataskikt över miljövariabler i den första sammanställningen.

Parameter	Datakälla
Djup	Symphony
Kurvatur	Symphony
Bottenlutning	Symphony
Rugositet	Symphony
Andel hårbotten	Symphony
Miljöfarliga verksamheter och potentiellt förorenade områden	Naturvårdsverket
Salinitet	CEMS
Temperatur	CEMS
Kväve	Symphony
Fosfor	Symphony
Klorofyll a	CEMS
Avstånd till kust	AquaBiota
Kustkomplexitet	Symphony
Vågexponering	AquaBiota
Yrkestrafik	Metria
Fritidsbåttrafik	Metria
Yrkesfiske - olika typer	Metria
Bryggor	Metria
Exploateringsindikator	Metria
Muddring	Metria
Hamnar	Metria
Naturhamnar	Metria
Gästhamnar	Metria
Badplatser	Metria
Fiskodlingar	Metria

Tabell 4. Dataskikt som valdes ut för användning i modelleringen. Flera av nedanstående skikt bearbetades vidare t.ex. för att bli heltäckande eller för att få rätt upplösning. CEMS = Copernicus Marine Environment Monitoring Service.

Parameter	Datakälla
Djup	Symphony
Kurvatur	Symphony
Bottenlutning	Symphony
Rugositet	Symphony
Andel hårbotten	Symphony
Miljöfarliga verksamheter och potentiellt förorenade områden	Naturvårdsverket
Exploateringsindikator	Metria
Salinitet	CEMS
Temperatur	CEMS
Kväve	Symphony
Fosfor	Symphony
Klorofyll a	CEMS
Kustkomplexitet	Symphony
Vågexponering	AquaBiota

Djup och djupderivat

En interpolerad djupgrid för Bottniska viken togs fram inom Symphony-projektet. Lagret som har en rumslig upplösning av 250 m användes som djupunderlag i modelleringsarbetet i Bottniska viken (Figur 11). Djupderivaten nedan (kurvatur, bottenlutning och rugositet) beräknades från detta lager.

Kurvatur

Ett lager över kurvatur från Symphony-projektet användes (Figur 12). Kurvatur visar lokala upphöjningar och sänkor på botten. Områden med positiva värden utgörs av upphöjningar relativt omgivande botten inom en viss radie och negativa områden med negativa värden utgörs av sänkor relativt omgivande botten inom en viss radie. I detta fall användes radien 1000 m vid beräkning av kurvatur.

Bottenlutning

Bottenlutning anger bottenens lutning i grader där 0° innebär en platt horisontell botten och 90° innebär en vertikal vägg (Figur 13).

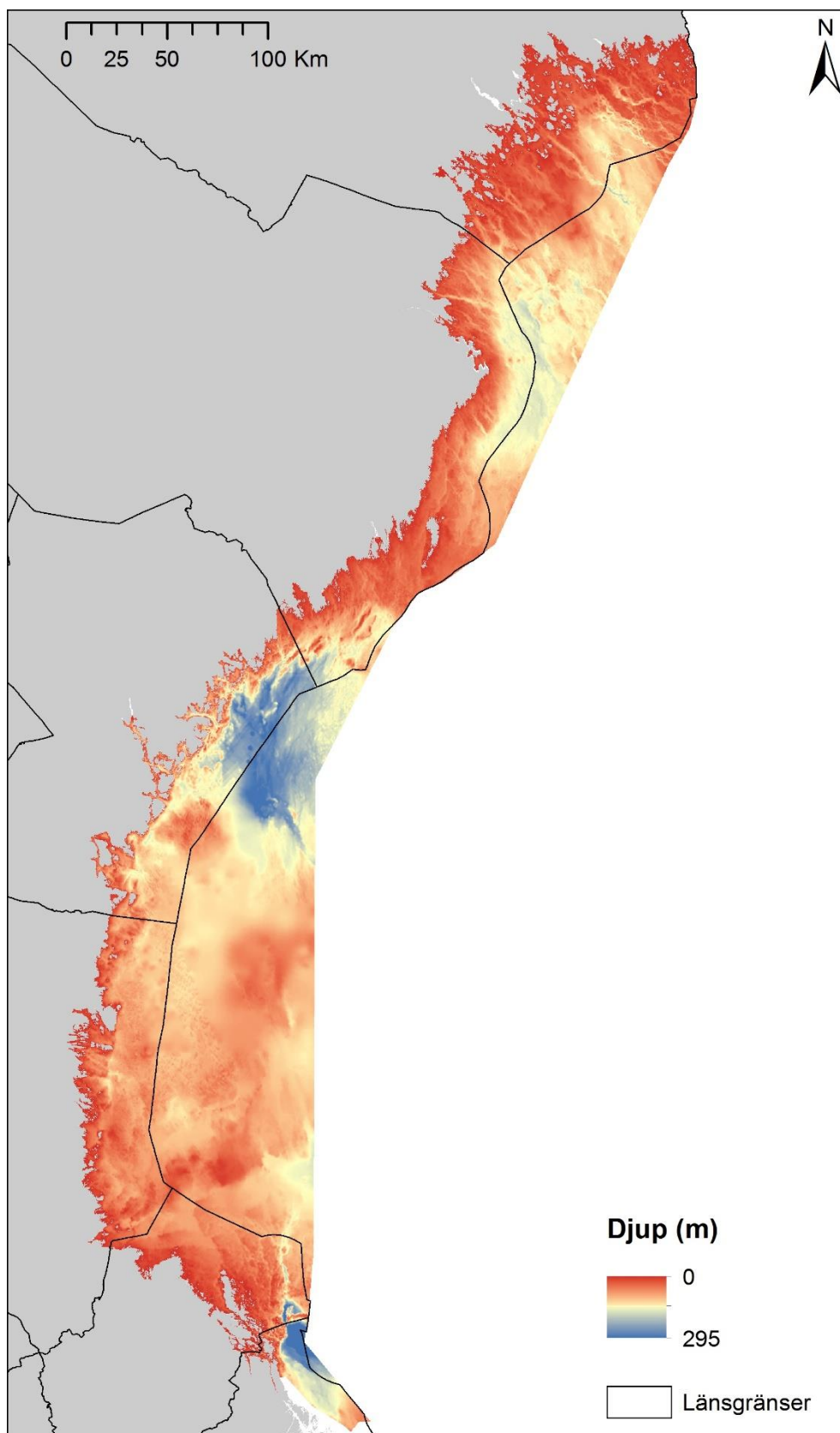
Rugositet

Rugositet är ett mått som beskriver bottenens ojämnheter. Ju högre värde desto ojämna botten inom en viss radie. I detta fall beräknades rugositet med 500 m radie (Figur 14).

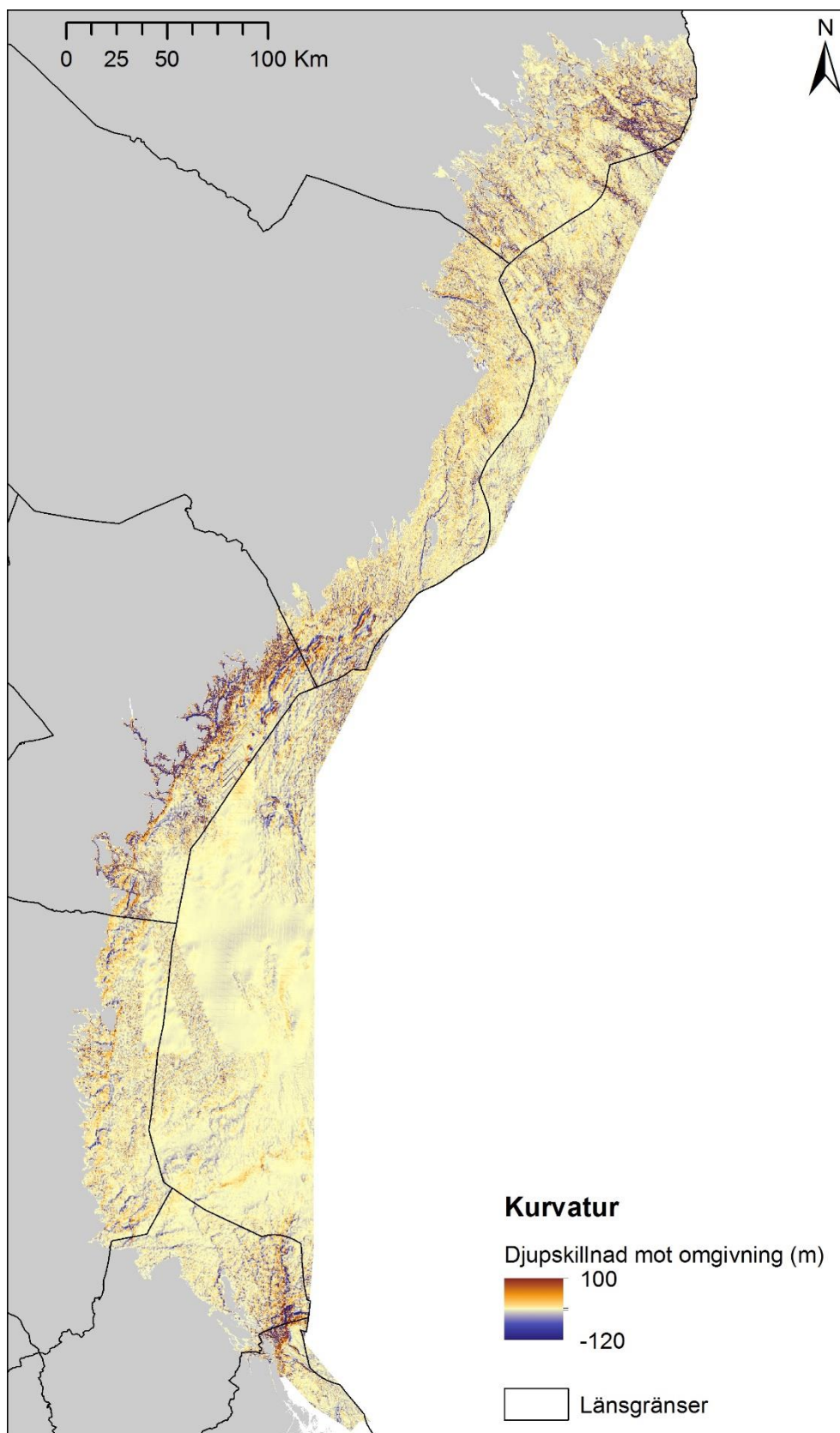
Andel hårbotten

Bottentyp är avgörande för de flesta bottenlevande organismer. Exempelvis så växer de flesta makroalger på hårda bottenar såsom häll och block där de sitter fast med hjälp av häftskivor medan kärlväxter normalt växer på mjuka bottenar där de håller sig fast med rötterna nedsänkta i bottensedimentet.

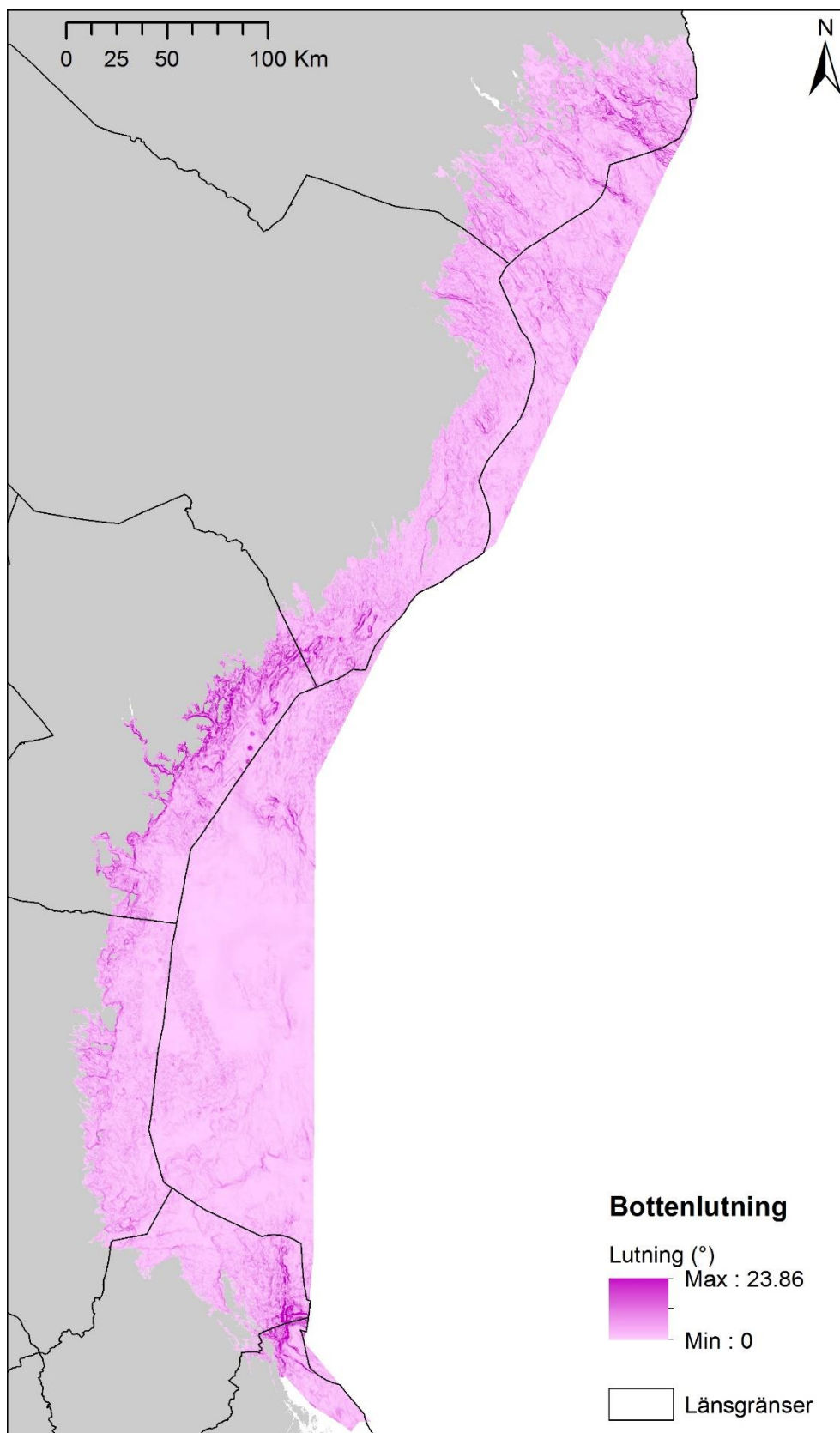
Här har ett lager över andel hårbotten som togs fram inom Symphony-projektet använts (Figur 15). Lagret har en rumslig upplösning av 250 m.



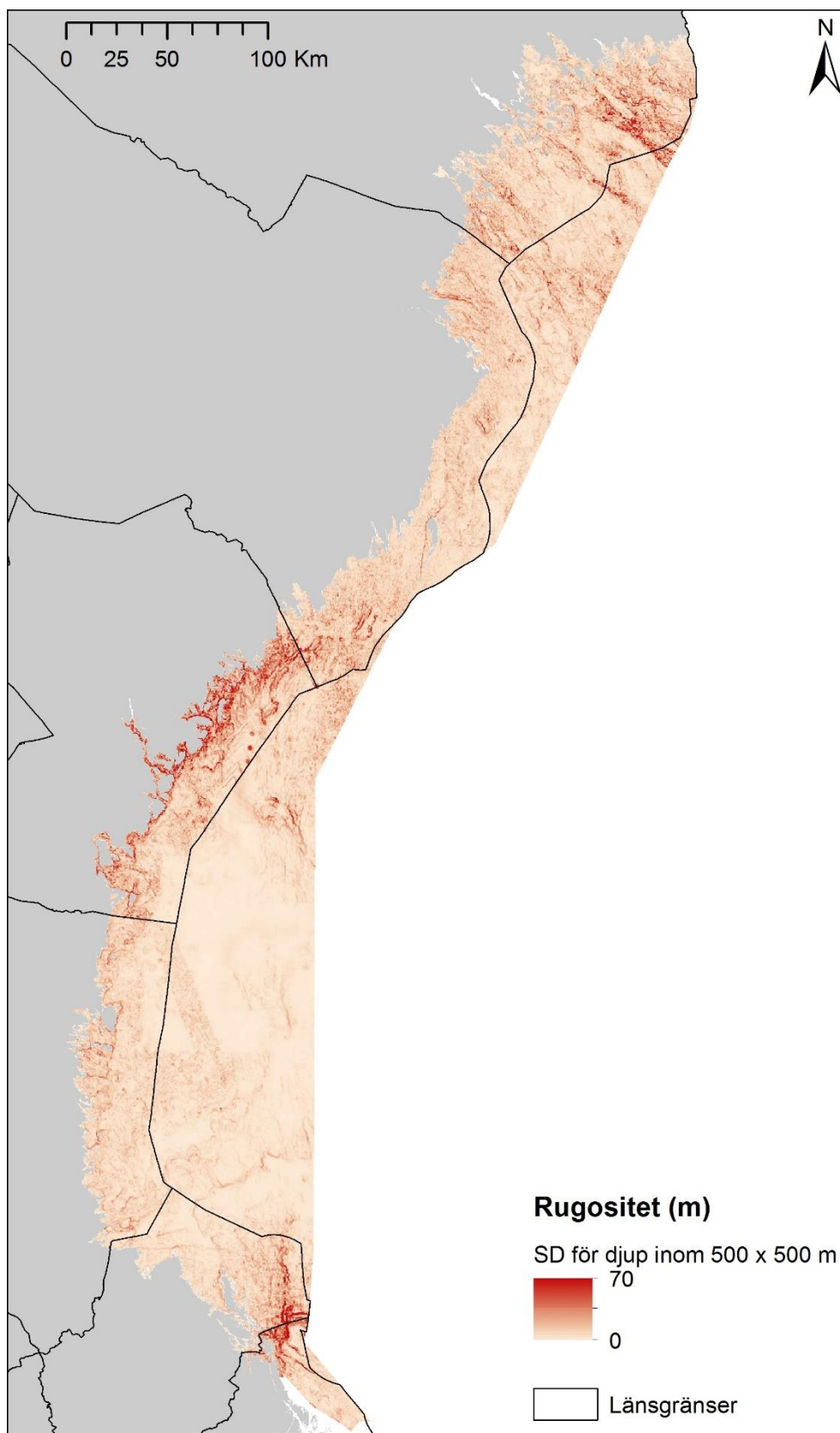
Figur 11. Interpolerad djupgrid i 250 m upplösning.



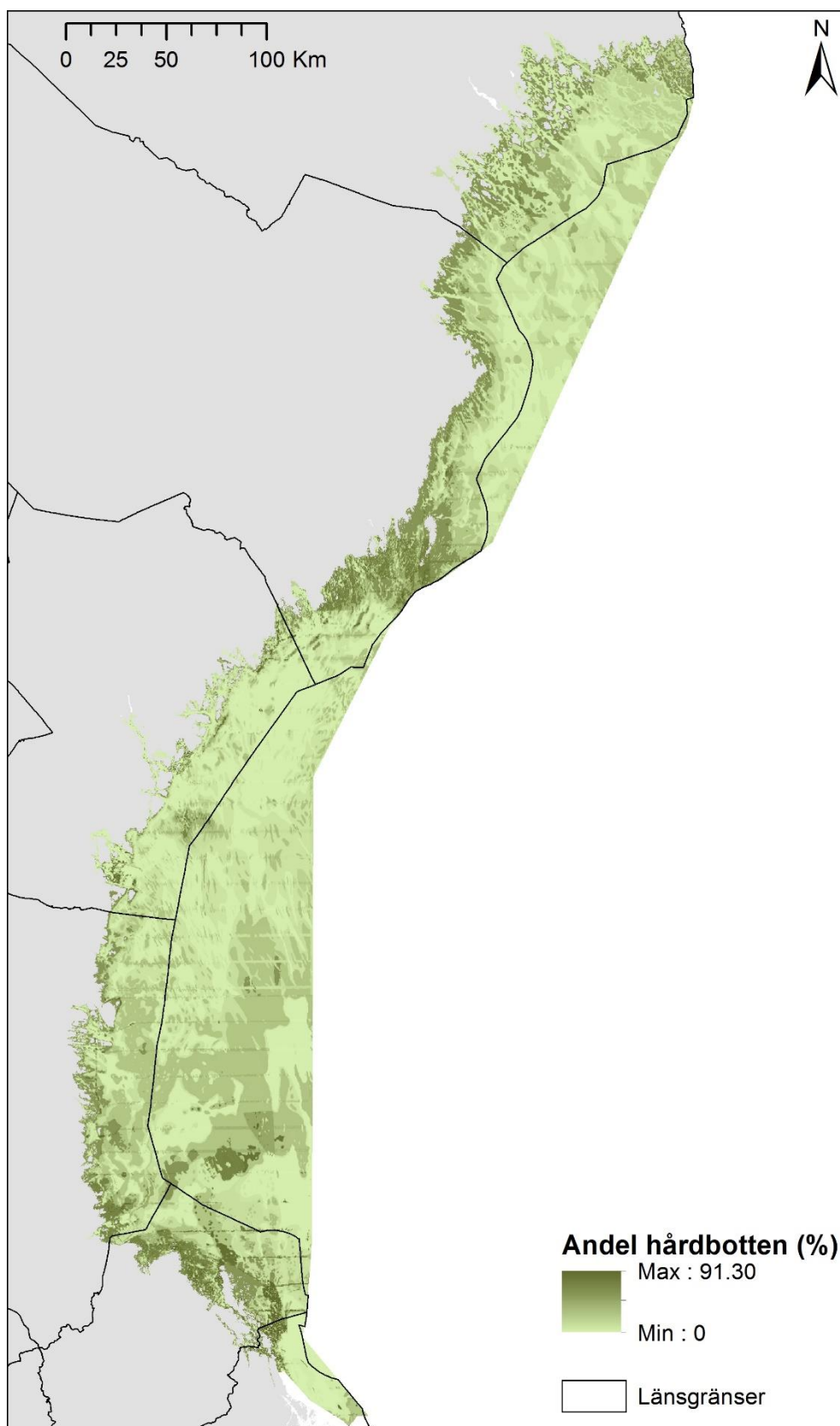
Figur 12. Kurvatur från Symphony-projektet, 250 m upplösning.



Figur 13. Bottenlutning beräknad från den interpolerade djupgriddens, 250 m upplösning.



Figur 14. Rugositet beräknad från den interpolerade djupgriddan, 250 m upplösning.



Figur 15. Andel hårbotten, 250 m upplösning.

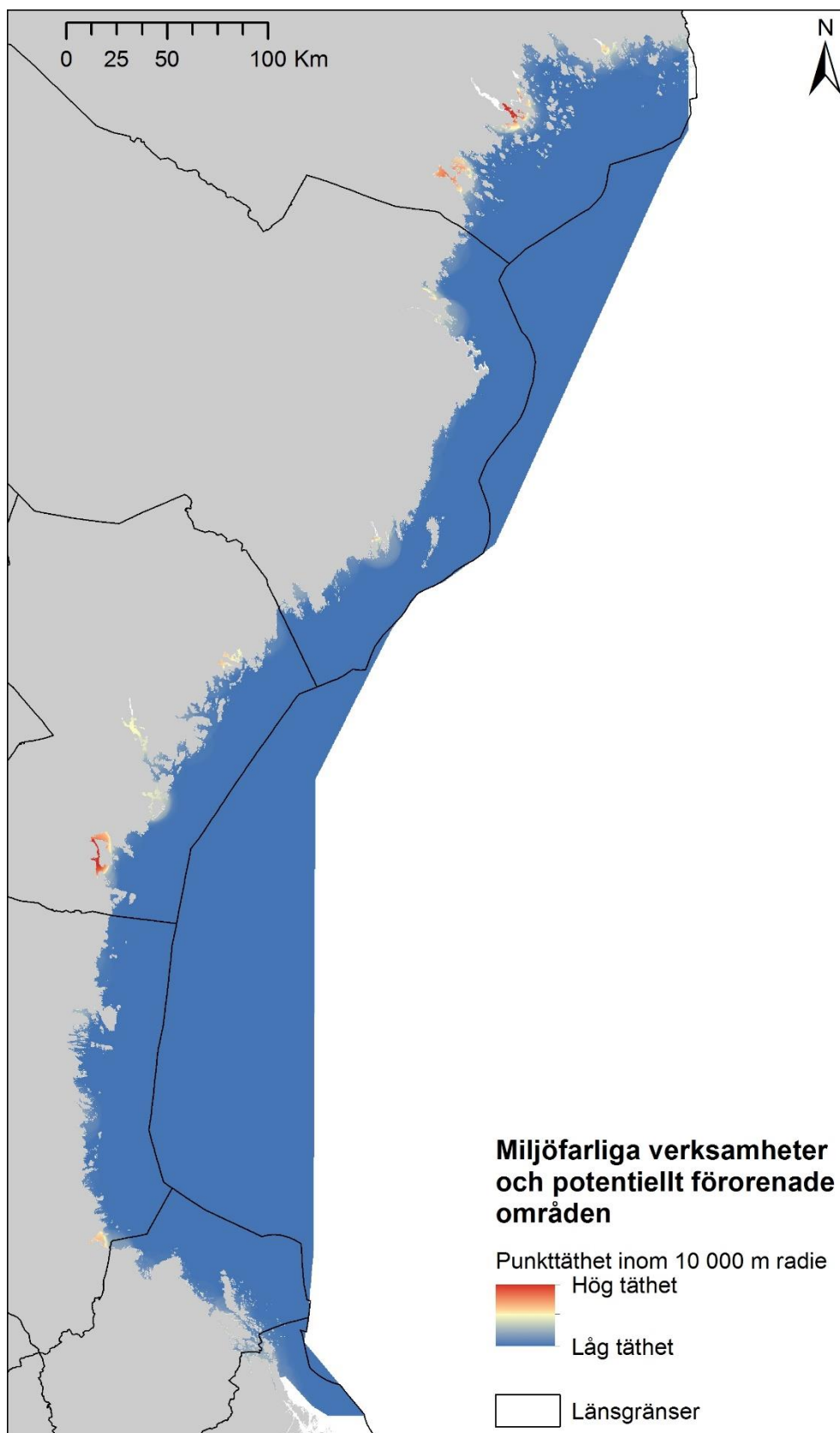
Miljöfarlig verksamhet och potentiellt förorenade områden (MIPFO)

Mänskliga aktiviteter har en stor påverkan på utbredningen av marina organismer. Denna påverkan är dock svår att mäta och ännu svårare att kartlägga. I detta projekt har ett försök gjorts att beräkna mänsklig påverkan i rummet. Den beräknade informationen har sedan använts som en potentiell förklaringsvariabel i modelleringen.

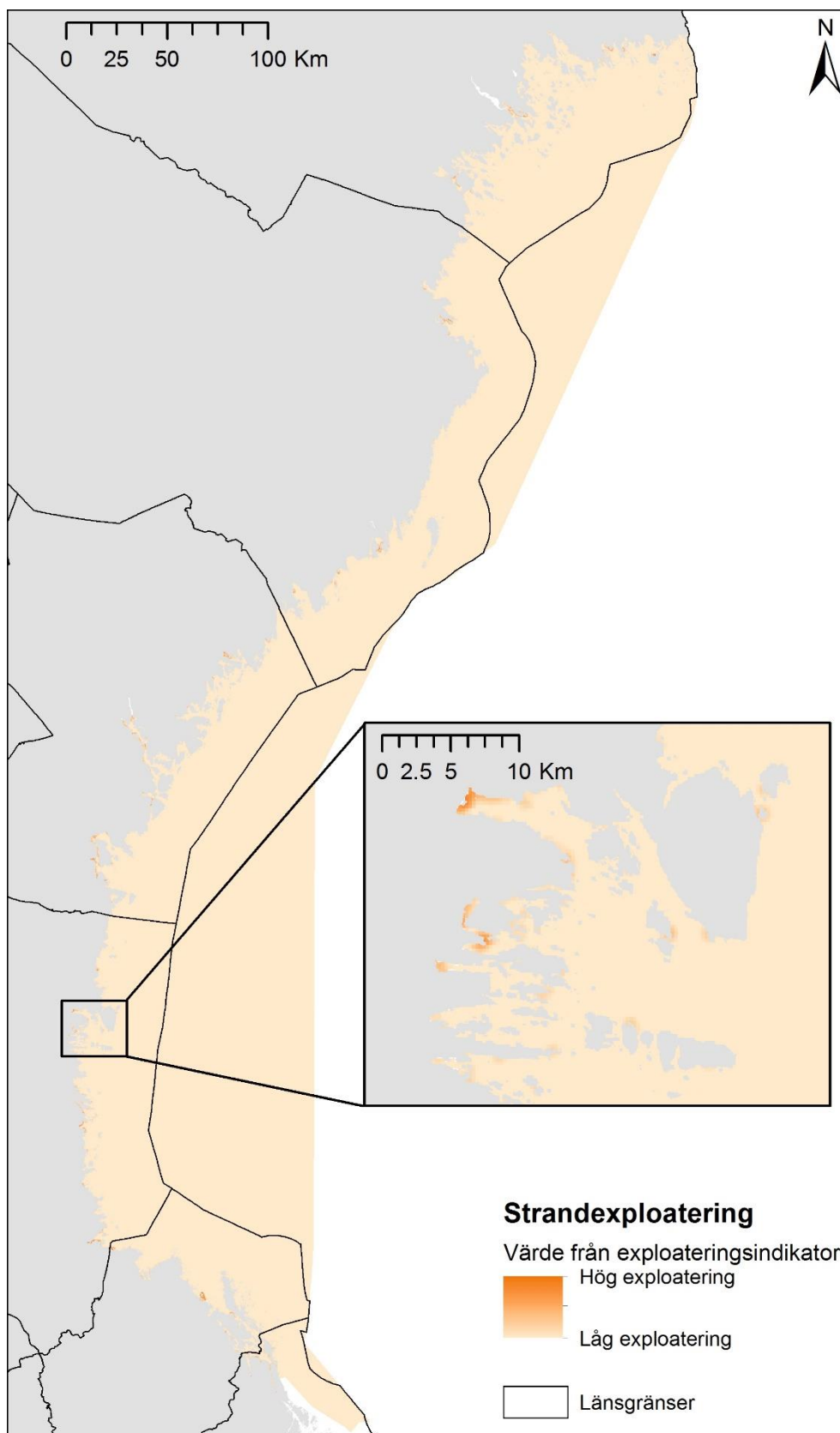
För att kunna ta fram heltäckande raster över antropogena faktorer behövs, liksom för de naturliga faktorerna, bakgrundsinformation av tillräcklig mängd och kvalitet. Som en del av arbetet att uppnå det fjärde miljömålet ”en giftfri miljö”, har länsstyrelserna identifierat platser där miljöfarlig verksamhet pågår eller har pågått och potentiella markföroreningar kan förekomma. Genom en punkttäthetsanalys, där tätheten av punkter beräknas inom en given cirkelradie, kunde ett raster tas fram där varje cell fick ett täthetsvärde (Figur 16). För analysen användes en cirkelradie på 10 km.

Strandexploatering

En annan typ av mänsklig påverkan som kan ha betydelse för bentiska organismer i kustmiljöer är graden av exploatering i längs stränderna. Metria har på uppdrag av Naturvårdsverket tagit fram ett GIS-lager över så kallad exploateringsindikator i strandzonen (Naturvårdsverket 2010). I exploateringsindikatorn ingår bland annat bryggor, hamnar, badplatser och tätbebyggd strand. Indikatorvärdena varierar mellan 0 till 5 där 0 betyder ingen exploateringsindikation och 5 betyder mycket kraftig exploateringsindikation. Från detta skapades ett heltäckande rasterlager i 250 m upplösning i vilket värdet från exploateringsindikatorn minskar med ökande avstånd från stranden ut till ett maximalt avstånd av 1000 m utanför stranden (Figur 17).



Figur 16. Miljöfarliga verksamheter och potentiellt förorenade områden, 250 m upplösning.



Figur 17. Strandexploateringsindex, 250 m upplösning.

Hydrografiska variabler

Salinitet

Då de flesta av Östersjöns arter är av antingen marint eller sötvattensursprung är salthalten betydelsefull för många arters utbredningsförmåga.

Ett lager över salinitet vid ytan, 10-percentilen för år 2016 hämtades från Copernicus (Figur 18) och ett lager över salinitet vid botten, 10 percentil för åren 1998-2008 togs från Symphony-projektet (Figur 19).

Temperatur

Ett lager över temperatur i ytan (90-percentilen för året 2016) hämtades från Copernicus (Figur 20).

Kväve

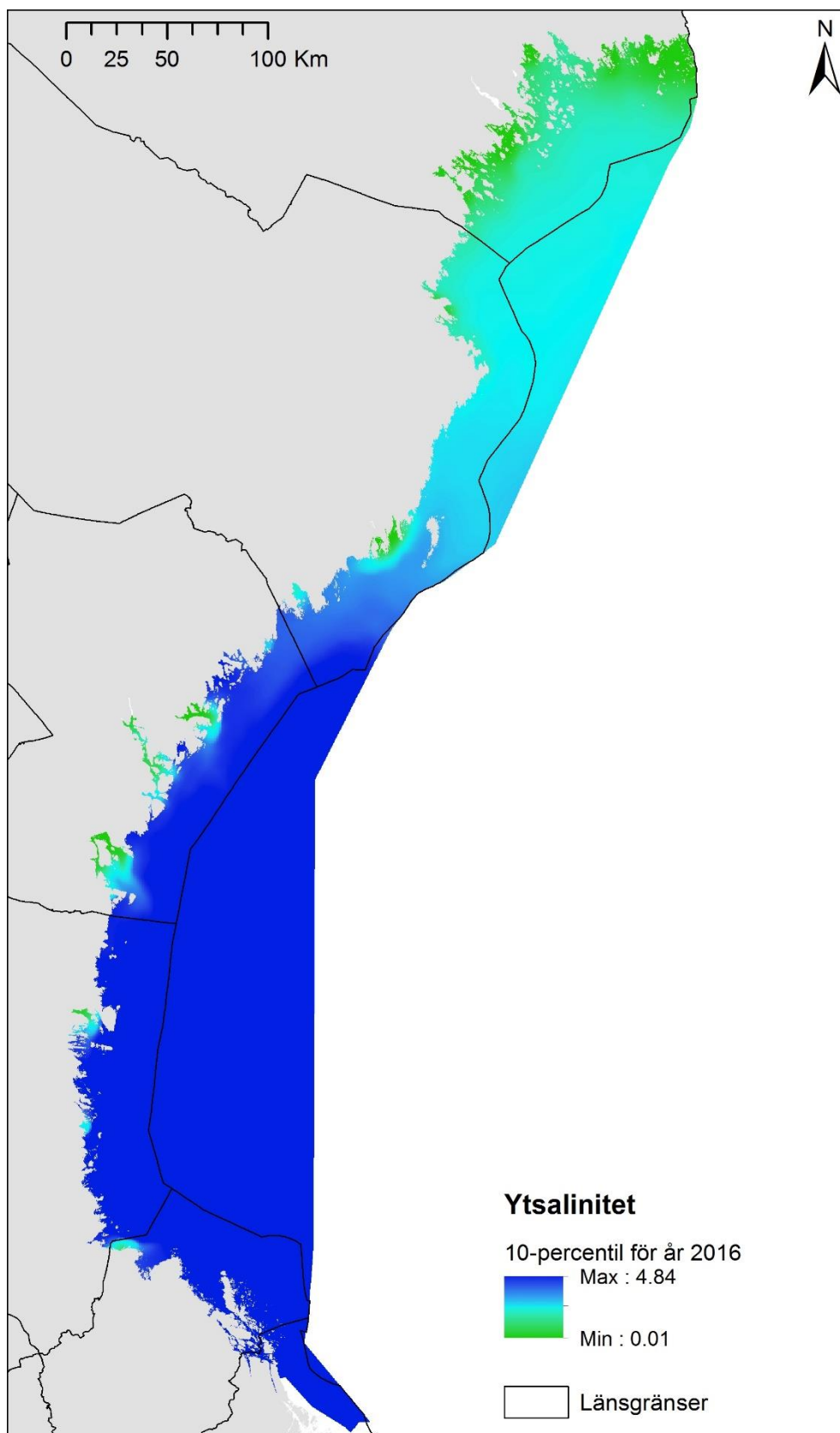
Lager över kväve i form av DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen), medelvärde i ytan för perioden 1998-2008 togs från Symphony-projektet (Figur 21).

Fosfor

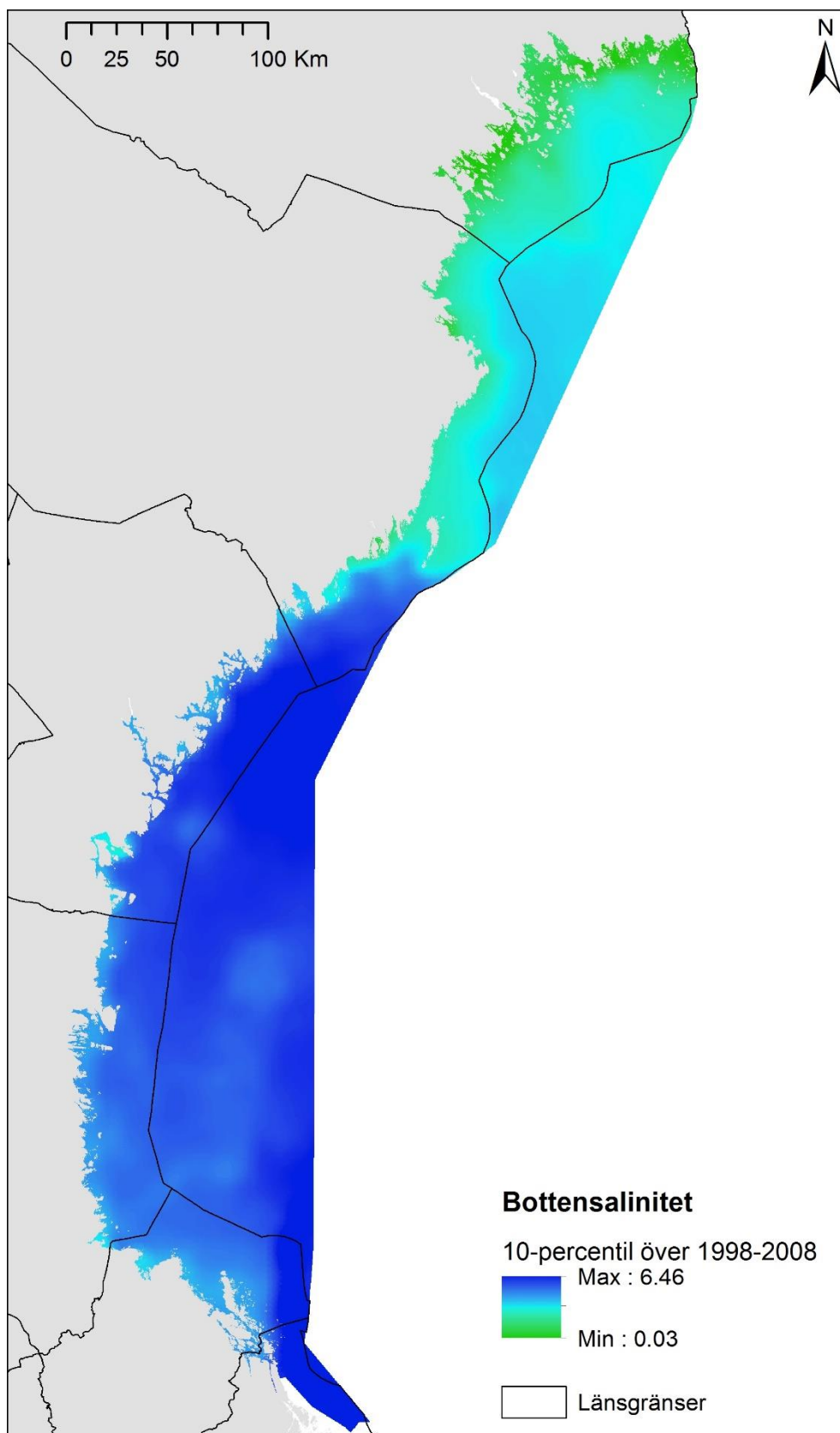
Lager över fosfor i form av DIP (Dissolved Inorganic Phosphorus), medelvärde i ytan för perioden 1998-2008 togs från Symphony-projektet (Figur 22).

Klorofyll

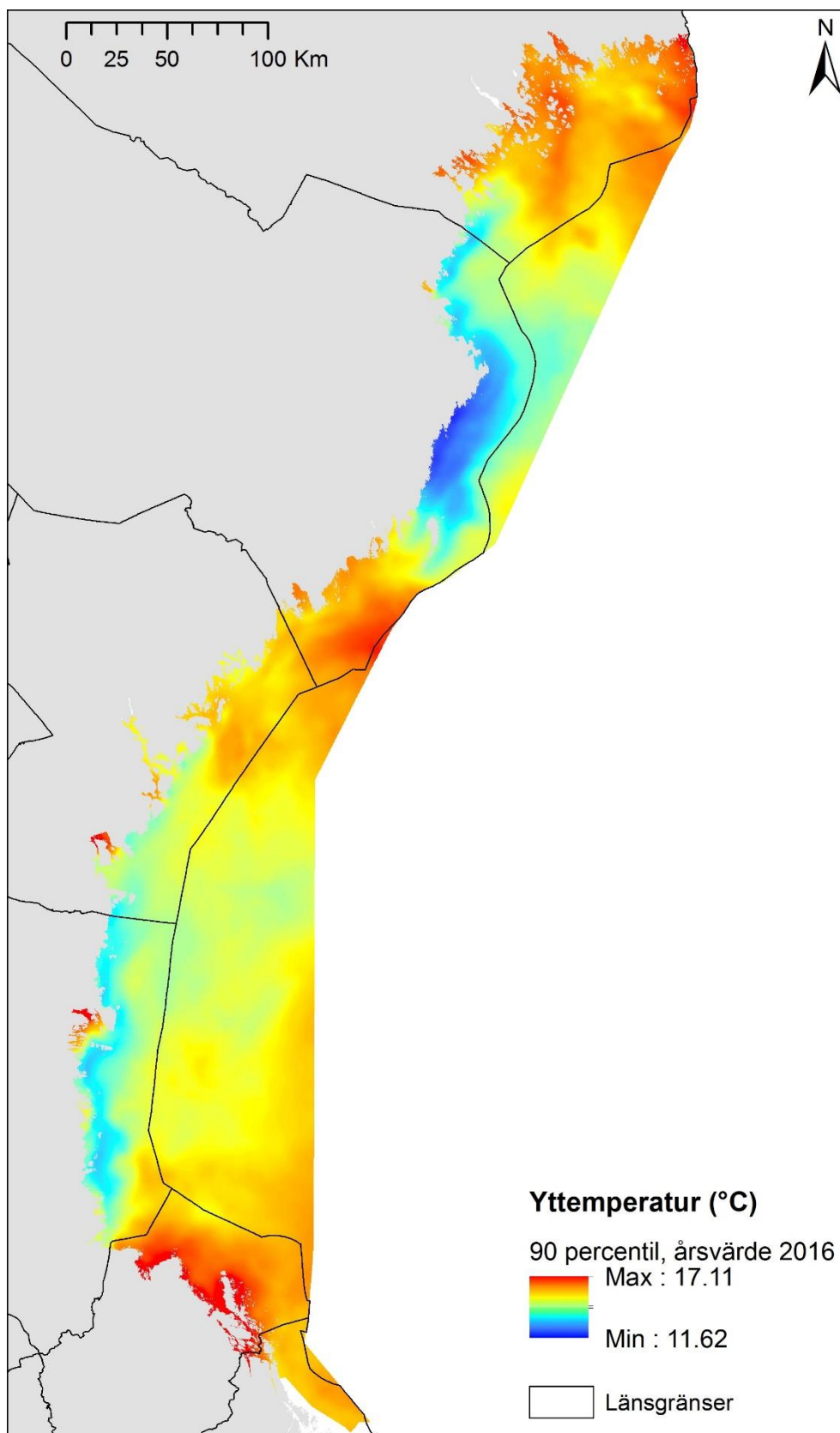
Lager över klorofyll i form av Chl-a, medelvärde för år 2016 hämtades från Copernicus (Figur 23).



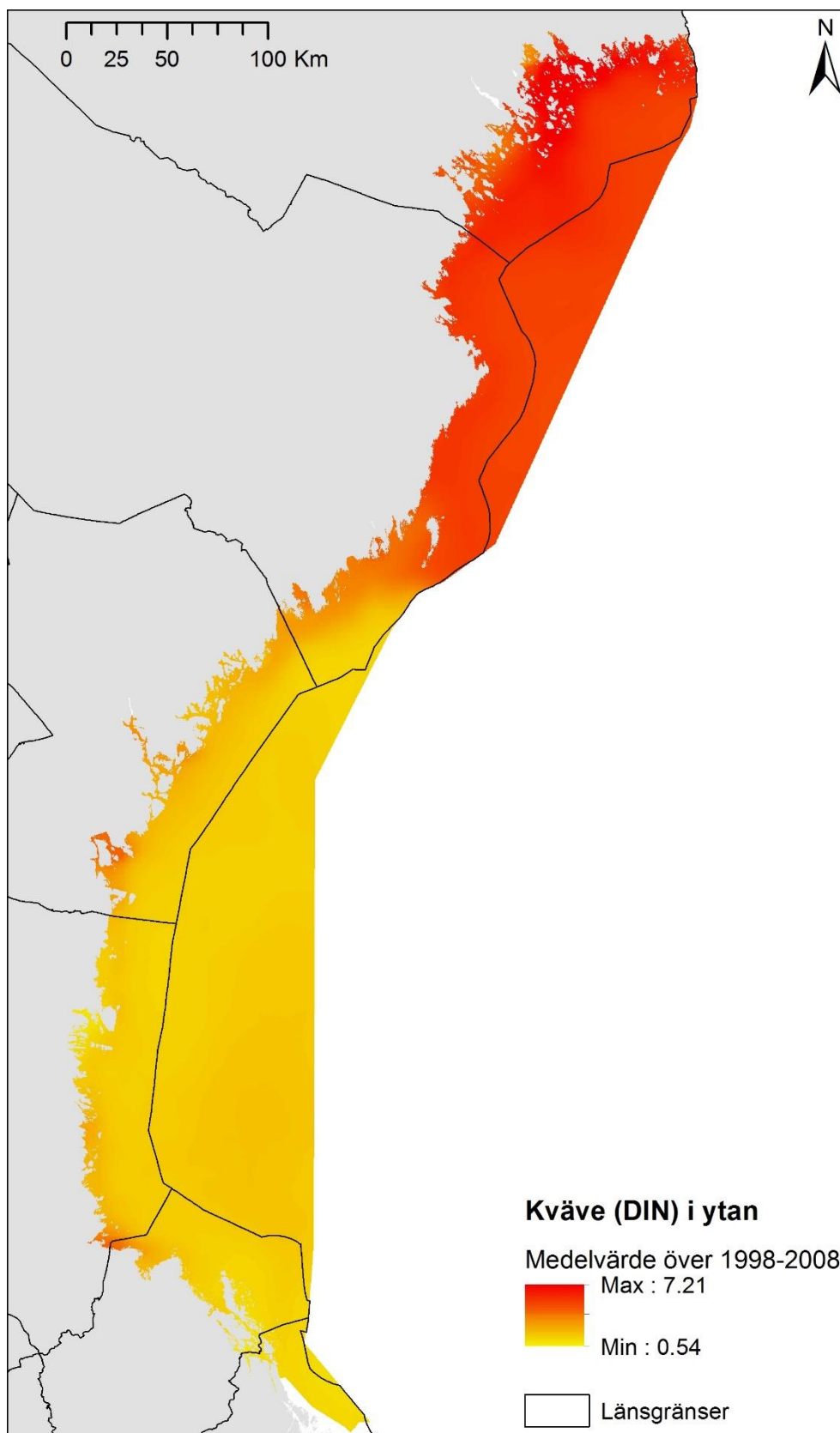
Figur 18. Ytsalinitet, 250 m upplösning.



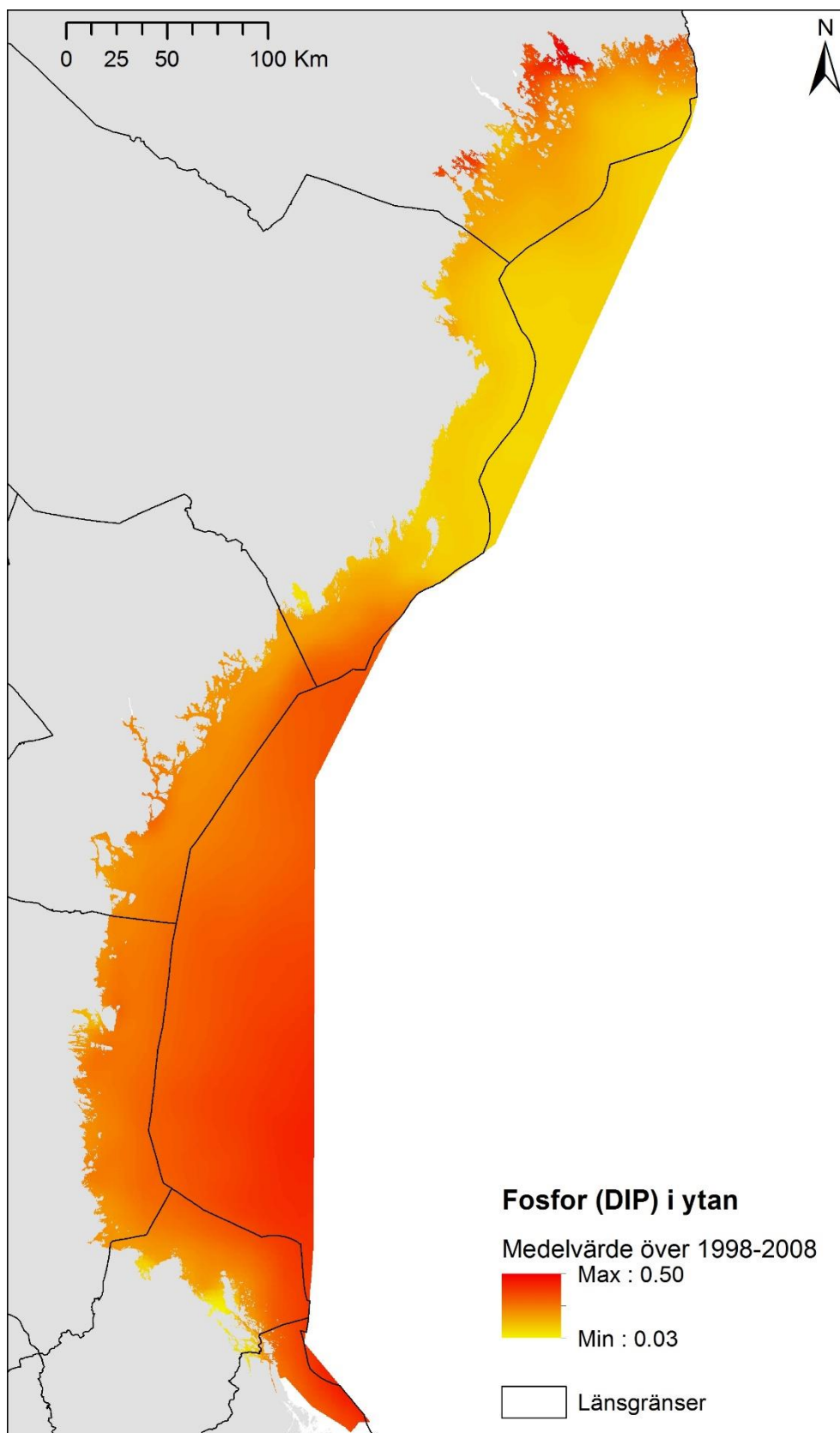
Figur 19. Bottensalinitet, 250 m upplösning.



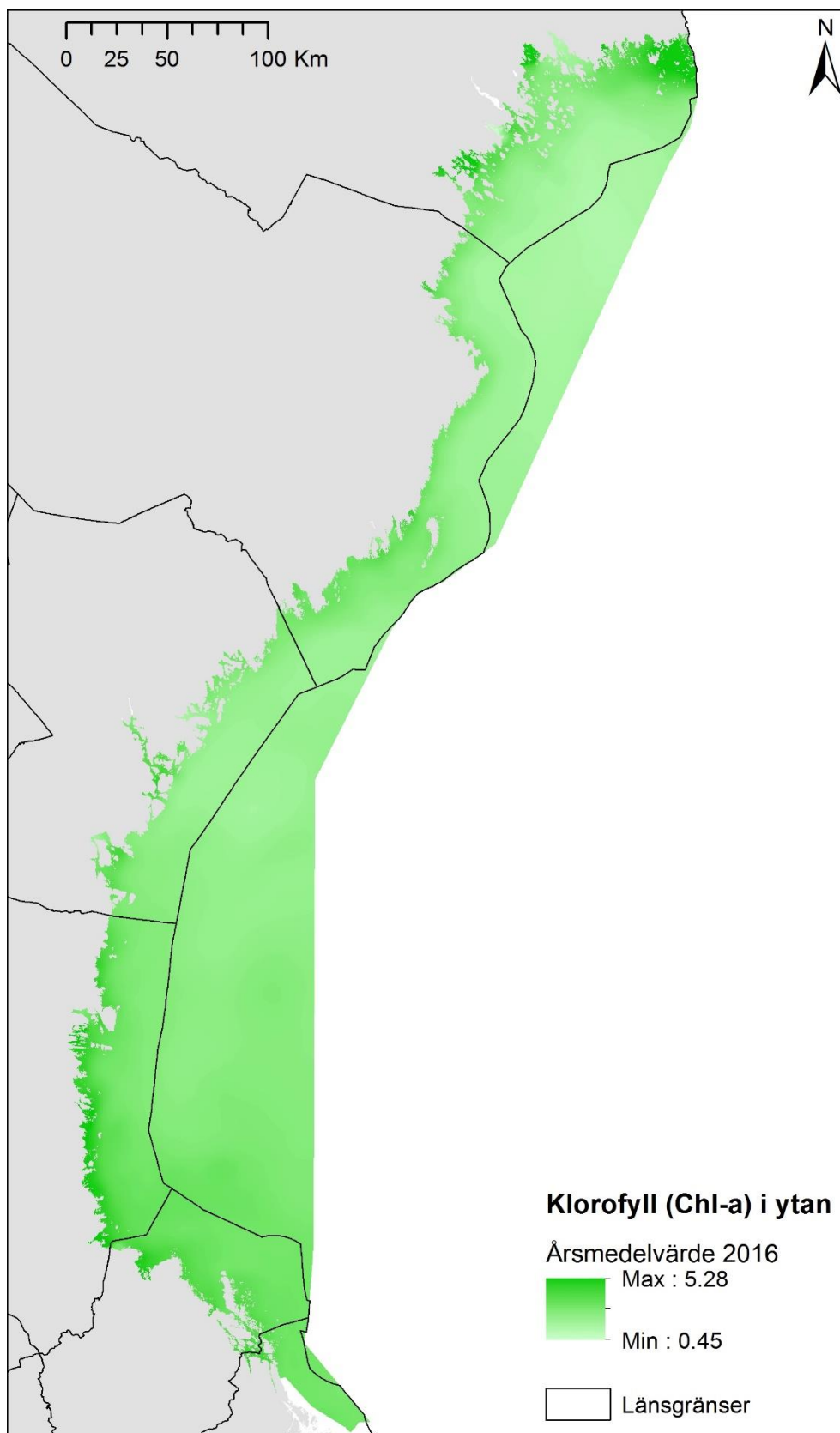
Figur 20. Yttemperatur, 250 m upplösning.



Figur 21. Kväve i ytan i form av DIN, Dissolved Inorganic Nitrogen, 250 m upplösning.



Figur 22. Fosfor i ytan i form av DIP, Dissolved Inorganic Phosphorus, 250 m upplösning.



Figur 23. Klorofyll a i ytan, 250 m upplösning.

Kustkomplexitet

Kustens utformning kan också påverka utbredningen av epibentiska arter. Kustkomplexitet är ett mått som anger längden på strandlinjen inom varje cell, där ett område med lång strandlinje, såsom en smal vik, får ett högt värde medan en rak kuststräcka får ett lågt värde (Figur 24).

Vågexponering

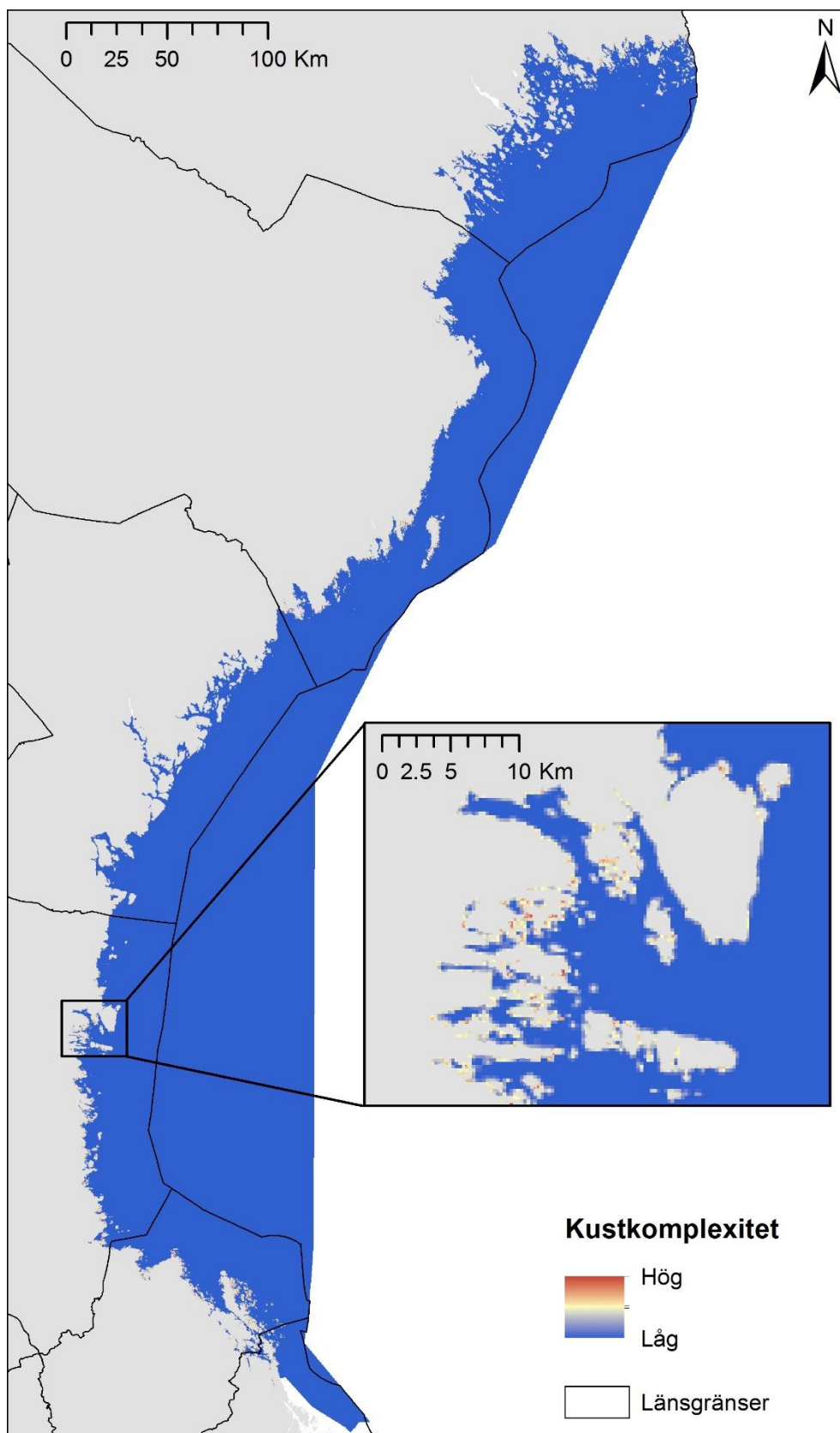
Bakgrund

Med vågexponering avses det rumsliga mönster av graden av vågverkan som strukturerar strandzonens artsammansättning (Lewis 1964). Även om vågornas riktning och energi ständigt varierar är vågexponeringsmönstret i stort sett oföränderligt över tid. Vågrörelserna är kraftigast vid ytan och avtar med djup, vilket innebär att de grunda, ofta växtdominerade, miljöerna påverkas mest. Vågrörelserna påverkar arternas utbredning både direkt och indirekt. Direkt påverkan sker t.ex. genom att plantor slits bort eller genom att det skapas god vattenomsättning för filtrerande djur. Indirekt påverkan sker genom att löst sediment transporteras bort eller sorteras i kornstorlekar. På så sätt friläggs hårdbottenmiljöer för alger och djur att fästa sig på i vissa områden. I andra områden ansamlas sand och annat löst sediment, vilket skapar livsrum för t.ex. rotade växter och grävande djur.

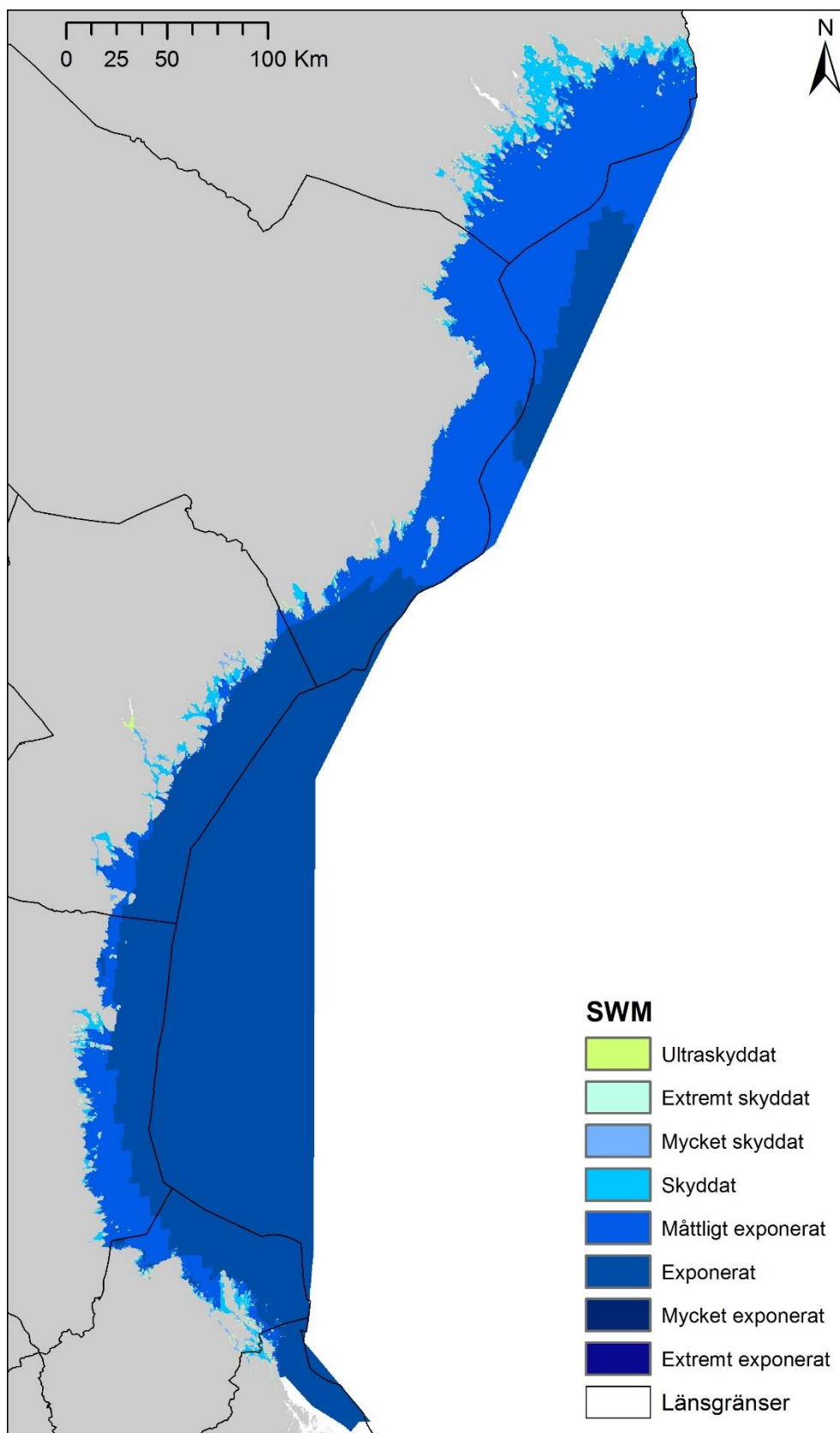
Beräkning av vågexponering

Det finns ett flertal kartografiska metoder för beräkning av vågexponering, var och en har sina för- och nackdelar. Här har vågexponering beräknad med metoden Simplified Wave Model (SWM, Isæus 2004) använts. Metoden kallas simplified (förenklad) eftersom den inte tar hänsyn till hur vattendjupet påverkar vågornas egenskaper. Den beräknade vågexponeringen vid ytan kan räknas om till vågexponering vid botten med hjälp av ett heltäckande djupraster, dock fortfarande utan att hänsyn har tagits till batymetrins inverkan på vågornas egenskaper. Till SWM-metodens fördelar hör att den kan användas i hög upplösning och att den ger en ekologiskt relevant bild av vågexponeringsmönster i skärgårdsområden, vilket visats i en rad vetenskapliga studier (t.ex. Eriksson m.fl. 2004, Bekkby m.fl. 2008, Sandman m.fl. 2008).

Det vågexponeringslager som användes här (Figur 25) är sammansatt av högupplösta vågexponeringslager för kustområdena vilka kompletterades med ett grövre vågexponeringslager över utsjöområdena som räknats om från våghöjd (Wijkmark och Isæus 2010).



Figur 24. Kustkomplexitet, 250 m upplösning.



Figur 25. Vågexponering i form av SWM (Simplified Wave Model), 250 m upplösning.

Artmodeller

Resultat – vegetation och blåmusslor

Valideringsresultat för godkända modeller redovisas här. Kartor för ett urval av arter som inte kunde modelleras (vanligen till följd av för få förekomster i inventeringsdata) presenteras i bilaga 2 i form av punktkartor över observerade förekomster. Djuputbredning av respektive art i modelleringsdata samt djupintervall för valideringsdatasetet för beräkning av MapAUC redovisas i Tabell 5 och valideringsresultat samt de viktigaste miljövariablerna för varje modell redovisas i Tabell 6.

Tabell 5. Djuputbredning i modelleringsdata för respektive art och grupp samt djupintervall som används i externvalideringen. Modellering har så långt som möjligt gjorts för förekomst (PA) respektive minst 10, 25 och 50 % täckningsgrad av respektive art eller artgrupp.

Art eller artgrupp	Karta	Djuputbredning (m)	AUC baseras på kartans kvalitet i djupintervallet
<i>Battersia arctic</i> - ishavstofs	PA	0 - 15	0 - 22,5
	10	0 - 15	0 - 22,5
	25	0 - 15	0 - 22,5
	50	0 - 15	0 - 22,5
<i>Callitriche hermaphrodita</i> - höstlånke	PA	0 - 5	0 - 7,5
	10	0 - 4,4	0 - 6,6
	25	0 - 4,4	0 - 6,6
<i>Chara</i> spp. - sträfsen	PA	0 - 6,3	0 - 9,45
	10	0 - 6,3	0 - 9,45
	25	0 - 6,3	0 - 9,45
	50	0 - 6,3	0 - 9,45
Characeae - kransalger	PA	0 - 6	0 - 9
	10	0 - 6	0 - 9
	25	0 - 5,4	0 - 8,1
	50	0 - 5,4	0 - 8,1
<i>Chorda filum</i> - sudare	PA	0 - 10	0 - 15
<i>Eleocharis acicularis</i> - nålsäv	PA	0 - 1	0 - 1,5
	10	0 - 1	0 - 1,5
	25	0 - 1	0 - 1,5
	50	0 - 1	0 - 1,5
<i>Fucus</i> spp. - tång	PA	0 - 10	0 - 15
	10	0 - 10	0 - 15
Medelhöga-höga kärlväxter (>10 cm)	PA	0 - 7	0 - 10,5
	10	0 - 7	0 - 10,5
	25	0 - 7	0 - 10,5
	50	0 - 5,8	0 - 8,7
Höga kärlväxter (>50 cm)	PA	0 - 7	0 - 10,5
	10	0 - 7	0 - 10,5
	25	0 - 7	0 - 10,5
	50	0 - 7	0 - 10,5
<i>Myriophyllum</i> spp. - slingor	PA	0 - 7	0 - 10,5
	10	0 - 4	0 - 6
	25	0 - 4	0 - 6
<i>Mytilus edulis</i> - blåmussla	PA	0 - 25	0 - 37,5
<i>Potamogeton perfoliatus</i> - ålnate	PA	0 - 6	0 - 9
	10	0 - 6	0 - 9
	25	0 - 5,8	0 - 8,7
<i>Ranunculus</i> spp. - möjor	PA	0 - 7	0 - 10,5
	10	0 - 3,1	0 - 4,65

<i>Stuckenia pectinata</i> - borstnate	PA	0 - 7	0 - 10,5
	10	0 - 6,3	0 - 9,45
	25	0 - 6,3	0 - 9,45
<i>Subularia aquatica</i> - sylört	PA	0 - 2	0 - 3
	10	0 - 1,7	0 - 2,55
	25	0 - 1,7	0 - 2,55
<i>Tolypella nidifica</i> - havsrufse	PA	0 - 7	0 - 10,5
<i>Vaucheria</i> spp. - slangalger	PA	0 - 7	0 - 10,5
	10	0 - 7	0 - 10,5
	25	0 - 7	0 - 10,5
	50	0 - 7	0 - 10,5
<i>Zannichellia palustris</i> - hårsärv	PA	0 - 5,75	0 - 8,625

Tabell 6. Modelleringsresultat för vegetation och blåmusslor.

Art eller artgrupp	Taxonomi	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
<i>Battersia arctica</i> - Ishavstofs	Fintrådig brunalg	PA	MapAUC: 0,90	djup vågexponering Salinitet
		10	MapAUC: 0,93	djup vågexponering Salinitet
		25	MapAUC: 0,93	vågexponering djup Salinitet
		50	MapAUC: 0,92	vågexponering djup Salinitet
<i>Callitriche hermaphrodita</i> - Höstlånke	Kärlväxt	PA	MapAUC: 0,85	vågexponering kustkomplexitet rugositet
		10	MapAUC: 0,86	kustkomplexitet vågexponering rugositet
		25	MapAUC: 0,81	kustkomplexitet vågexponering djup
<i>Chara</i> - Sträfsen	Kransalg	PA	MapAUC: 0,84	kustkomplexitet rugositet vågexponering
		10	MapAUC: 0,85	kustkomplexitet rugositet vågexponering
		25	MapAUC: 0,83	kustkomplexitet rugositet vågexponering
		50	MapAUC: 0,84	kustkomplexitet rugositet vågexponering
Characea - Kransalger	Kransalger	PA	MapAUC: 0,83	kustkomplexitet vågexponering rugositet
		10	MapAUC: 0,84	kustkomplexitet rugositet vågexponering
		25	MapAUC: 0,82	kustkomplexitet rugositet vågexponering

Art eller artgrupp	Taxonomi	Karta	Kartans	Miljövariabler ²
			kvalitet ¹	
		50	MapAUC: 0,83	kustkomplexitet rugositet vågexponering
Chorda filum - Sudare	Brunalg	PA	MapAUC: 0,94	djup rugositet longitud
<i>Fucus vesiculosus/radicans</i> - Blåstång/smaltång	Brunalg	PA	MapAUC: 0,97	latitud vågexponering djup
		10	MapAUC: 0,93	latitud vågexponering djup
<i>Eleocharis acicularis</i> Nålsäv	Kärlväxt	PA	MapAUC: 0,97	latitud vågexponering djup
		10	MapAUC: 0,96	latitud vågexponering djup
		25	MapAUC: 0,96	latitud vågexponering kurvatur
		50	MapAUC: 0,97	latitud vågexponering djup
Höga och medelhöga kärlväxter	Kärlväxt	PA	MapAUC: 0,87	vågexponering kustkomplexitet rugositet
		10	MapAUC: 0,83	kustkomplexitet vågexponering djup
		25	MapAUC: 0,85	kustkomplexitet vågexponering djup
		50	MapAUC: 0,85	kustkomplexitet vågexponering djup
Höga kärlväxter	Kärlväxt	PA	MapAUC: 0,85	vågexponering kustkomplexitet rugositet
		10	MapAUC: 0,84	kustkomplexitet vågexponering rugositet
		25	MapAUC: 0,83	kustkomplexitet vågexponering rugositet
		50	MapAUC: 0,85	kustkomplexitet vågexponering rugositet
<i>Myriophyllum</i> spp.	Kärlväxter	PA	MapAUC: 0,85	vågexponering rugositet djup
		10	MapAUC: 0,87	vågexponering rugositet kustkomplexitet
		25	MapAUC: 0,91	kustkomplexitet rugositet vågexponering
		50	MapAUC: 0,95	kustkomplexitet rugositet

Art eller artgrupp	Taxonomi	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
<i>Mytilus edulis</i>	Bivalv	PA	0,96	vågexponering djup vågexponering salinitet
<i>Potamogeton perfoliatus</i> - Ålnate	Kärlväxt	PA	MapAUC: 0,8	vågexponering kustkomplexitet rugositet
		10	MapAUC: 0,76	vågexponering rugositet djup
		25	MapAUC: 0,79	vågexponering djup rugositet
<i>Ranunculus spp.</i>	Kärlväxter	PA	MapAUC: 0,84	vågexponering kustkomplexitet djup
		10	MapAUC: 0,87	djup vågexponering kustkomplexitet
<i>Stuckenia pectinata</i> - Borstnate	Kärlväxt	PA	MapAUC: 0,81	kustkomplexitet vågexponering rugositet
		10	MapAUC: 0,84	kustkomplexitet vågexponering djup
		25	MapAUC: 0,79	kustkomplexitet vågexponering djup
		50	MapAUC: 0,82	kustkomplexitet vågexponering djup
<i>Subularia aquatica</i>	Kärlväxter	PA	MapAUC: 0,94	latitud longitud salinitet
		10	MapAUC: 0,92	latitud salinitet djup
		25	MapAUC: 0,93	latitud djup strandexploatering
<i>Tolypella nidifica</i> - Havsrufse	Kransalg	PA	MapAUC: 0,85	rugositet vågexponering djup
<i>Vaucheria</i> - Slangalger	Slangalg	PA	MapAUC: 0,91	latitud klorofyll djup
		10	MapAUC: 0,88	djup latitud longitud
		25	MapAUC: 0,92	djup latitud klorofyll
		50	MapAUC: 0,90	latitud klorofyll longitud
<i>Zannichellia palustris</i>	Kärlväxter	PA	MapAUC: 0,80	djup kustkomplexitet vågexponering
		10	MapAUC: 0,80	kustkomplexitet

Art eller artgrupp	Taxonomi	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
		25	MapAUC: 0,81	djup vågexponering kustkomplexitet
		50	MapAUC: 0,91	djup vågexponering kustkomplexitet
				djup vågexponering

1 Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.5; 2 De tre faktorer med mest inverkan i modellen, i ordning efter inverkan.

Modeller

Predikterade kartor för de olika arterna och artgrupperna redovisas här. I områden som klassats som ”goda förutsättningar” för förekomst är sannolikheten högst att påträffa arten (eller den modellerade täckningsgraden av arten) men även i de streckade områden som benämns som ”sämre förutsättningar” kan arten påträffas, dock med något lägre sannolikhet. I vita områden är det enligt modellen osannolikt att påträffa arten (eller den modellerade täckningsgraden av arten). Klasserna ”goda förutsättningar” samt ”sämre förutsättningar” har sannolikhetsvärden över modellens cutoff-värde (se metod) medan de vita områdena predikterats med värden under modellens cutoff-värde.

Ishavstofs (*Battersia arctica*) är en perenn fintrådig brunalg som huvudsakligen växer på hårt substrat såsom håll, block och sten, och förekommer djupare än de flesta andra algarter. Ishavstofs predikteras med högst sannolikhet i exponerade miljöer något utanför kusten samt på utsjöbankar. Enligt modellen ökar sannolikheten för förekomst av ishavstofs med djupet ner till omkring 15 m djup. Sannolikheten för förekomst av arten ökar även med högre vågexponering och högre salinitet. Arten predikteras främst i de södra delarna av Bottniska viken och sträcker sig som längst upp till södra delarna av Västerbottens län (foto i Figur 26, predikterad karta i Figur 28).

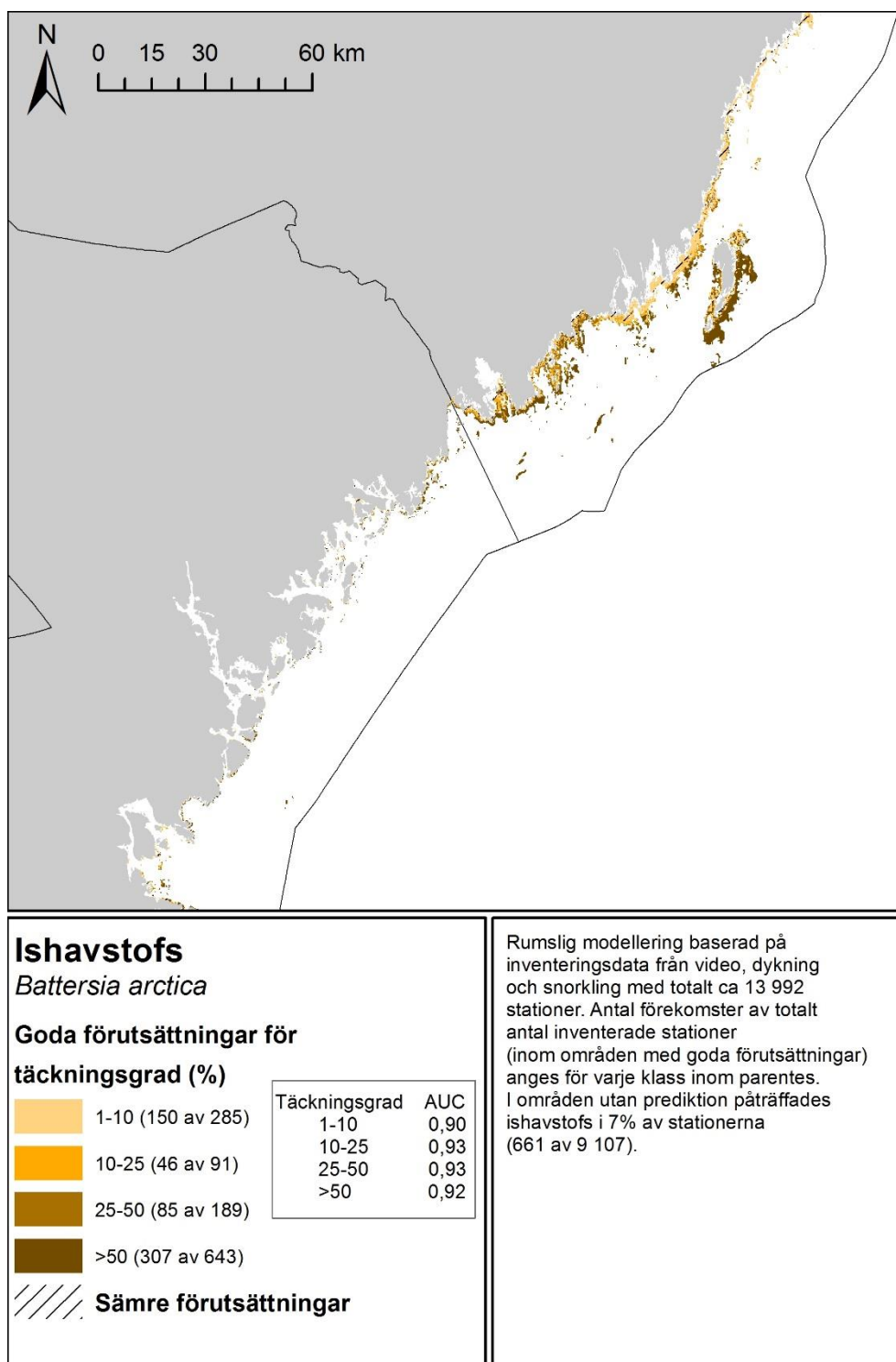


Figur 26. Ishavstofs (*Battersia arctica*), bild från dropvideofilm.

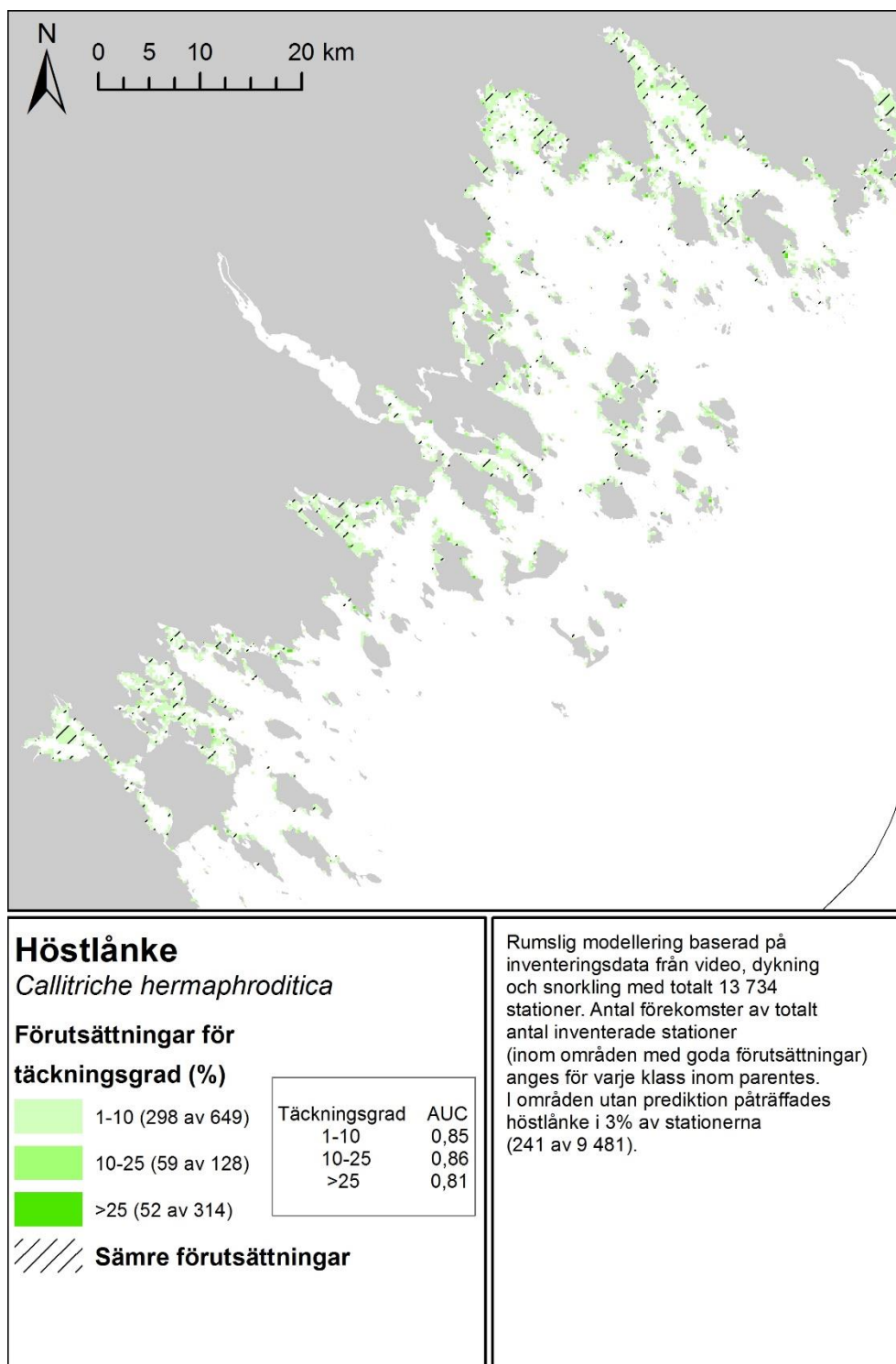
Höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*) är en relativt späd kärlväxt som växer på mjuka bottenar. Höstlånke predikteras mest i grunda och skyddade till måttligt exponerade kustmiljöer från södra delen av Bottniska viken till längst i norr. Enligt modellen ökar sannolikheten för förekomst med högre kustkomplexitet och högre rugositet och är högst vid måttlig vågexponering (foto i Figur 27, predikterad karta i Figur 29).



Figur 27. Höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*), bild från dropvideofilm.

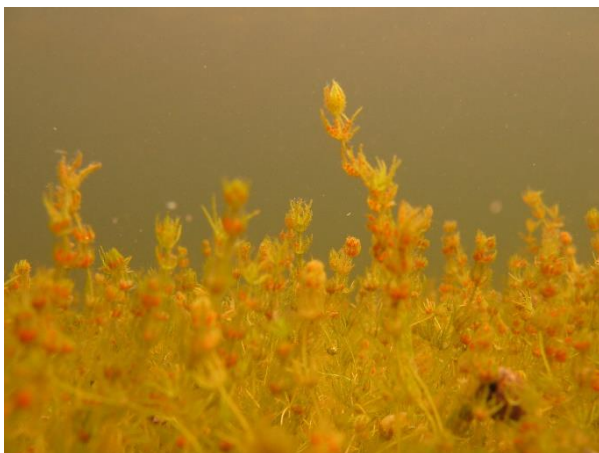


Figur 28. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ishavsstofs.



Figur 29. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höstlänke.

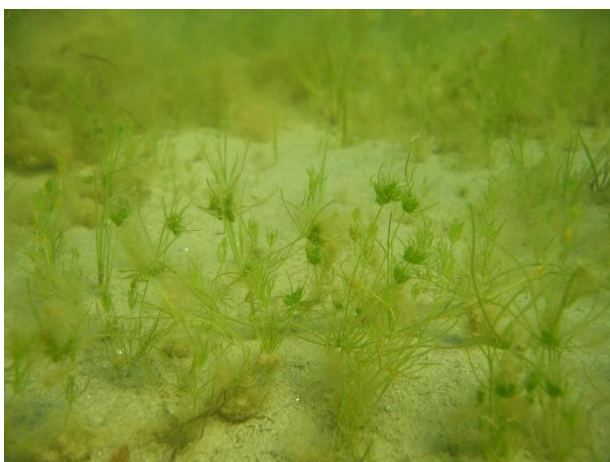
Kransalger (Characeae). Gruppen kransalger predikteras mest i skyddade grunda kustmiljöer men även på några lite mer exponerade platser från de sydligaste till de nordligaste delarna av Bottniska viken. Enligt modellen är sannolikheten för förekomst av kransalger högst vid medelhög till låg vågexponering, vid medelhög till hög kustkomplexitet samt vid låg rugositet (predikterad karta i Figur 32).



Figur 30. Borststräfsen (*Chara aspera*). Fotograf: Karl Florén.

av sträfsen högst vid medelhög till låg vågexponering, vid medelhög till hög kustkomplexitet samt vid låg rugositet (foto i Figur 30, predikterad karta i Figur 33).

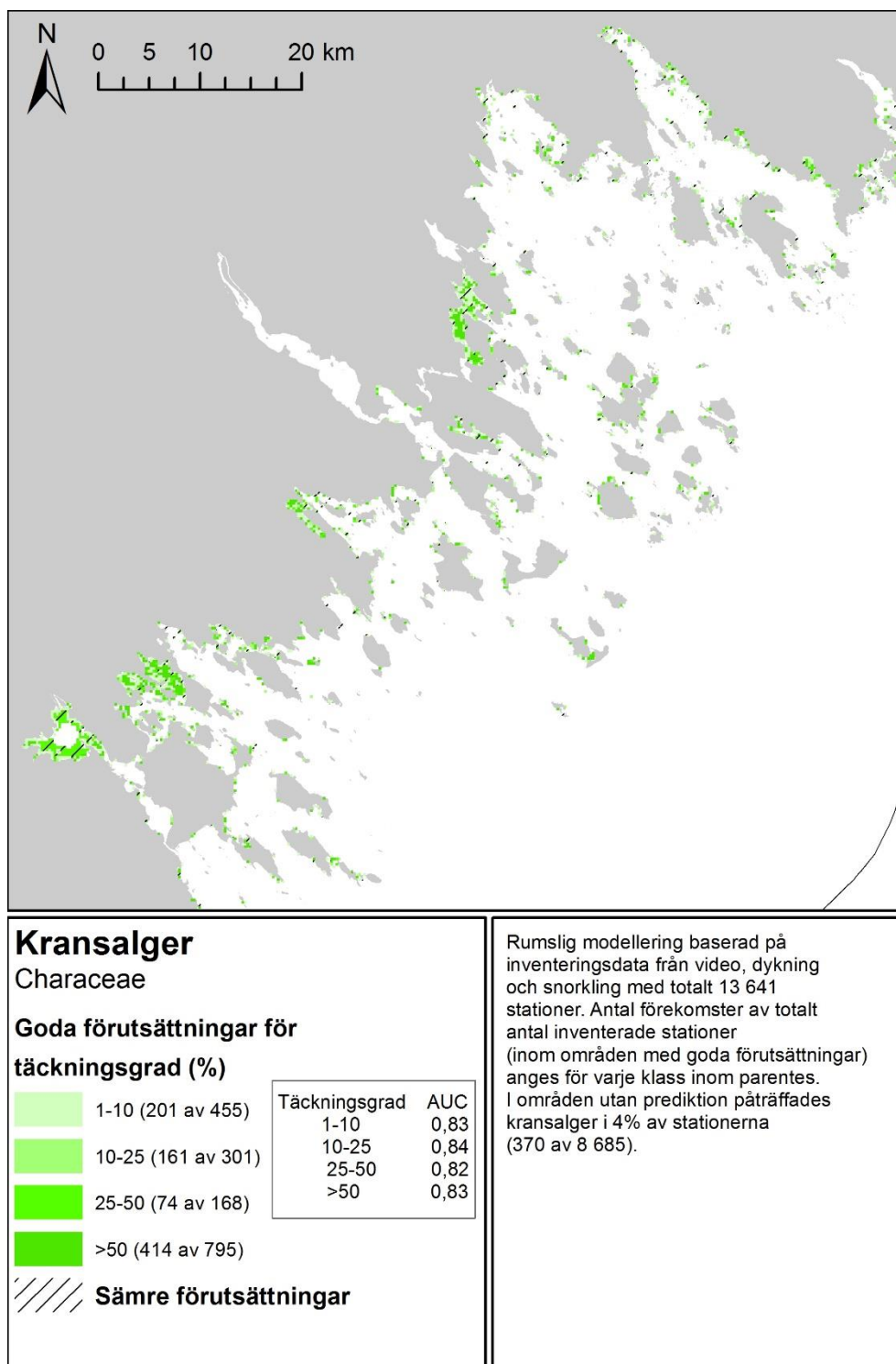
Sträfsen (*Chara* spp.) är kransalger som huvudsakligen förekommer på mjukbotten, men ofta växer i områden med inslag av sten och block. Sträfsen predikteras främst i skyddade grunda kustmiljöer men även på några lite mer exponerade platser från de sydligaste till de nordligaste delarna av Bottniska viken. Enligt modellen är sannolikheten för förekomst



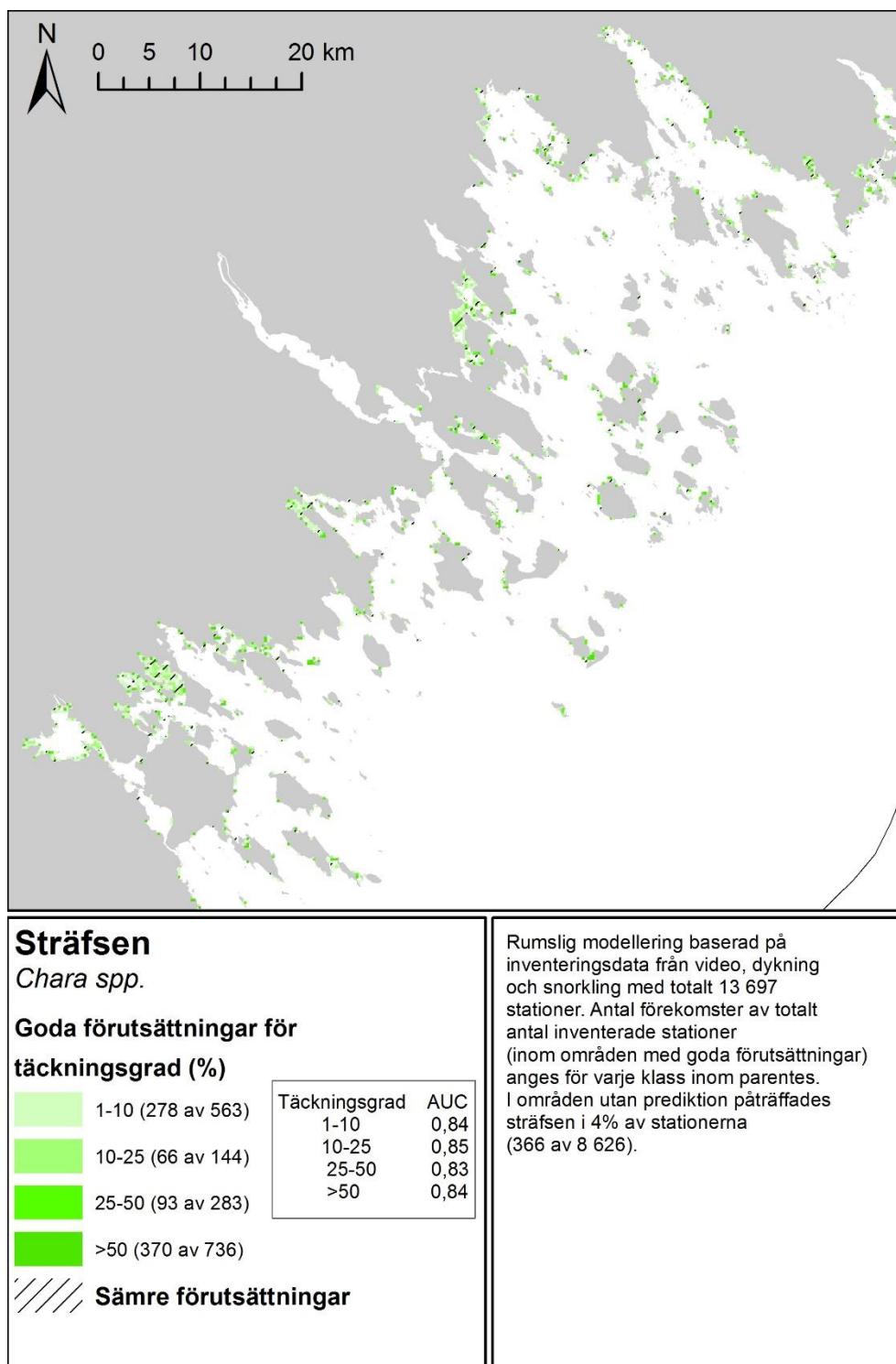
Figur 31. Havsrufse (*Tolypella nidifica*). Fotograf: Karl Florén.

av havsrufse störst i områden med rugositet och medelhög vågexponering samt omkring två meters djup (foto i Figur 31, predikterad karta i Figur 34).

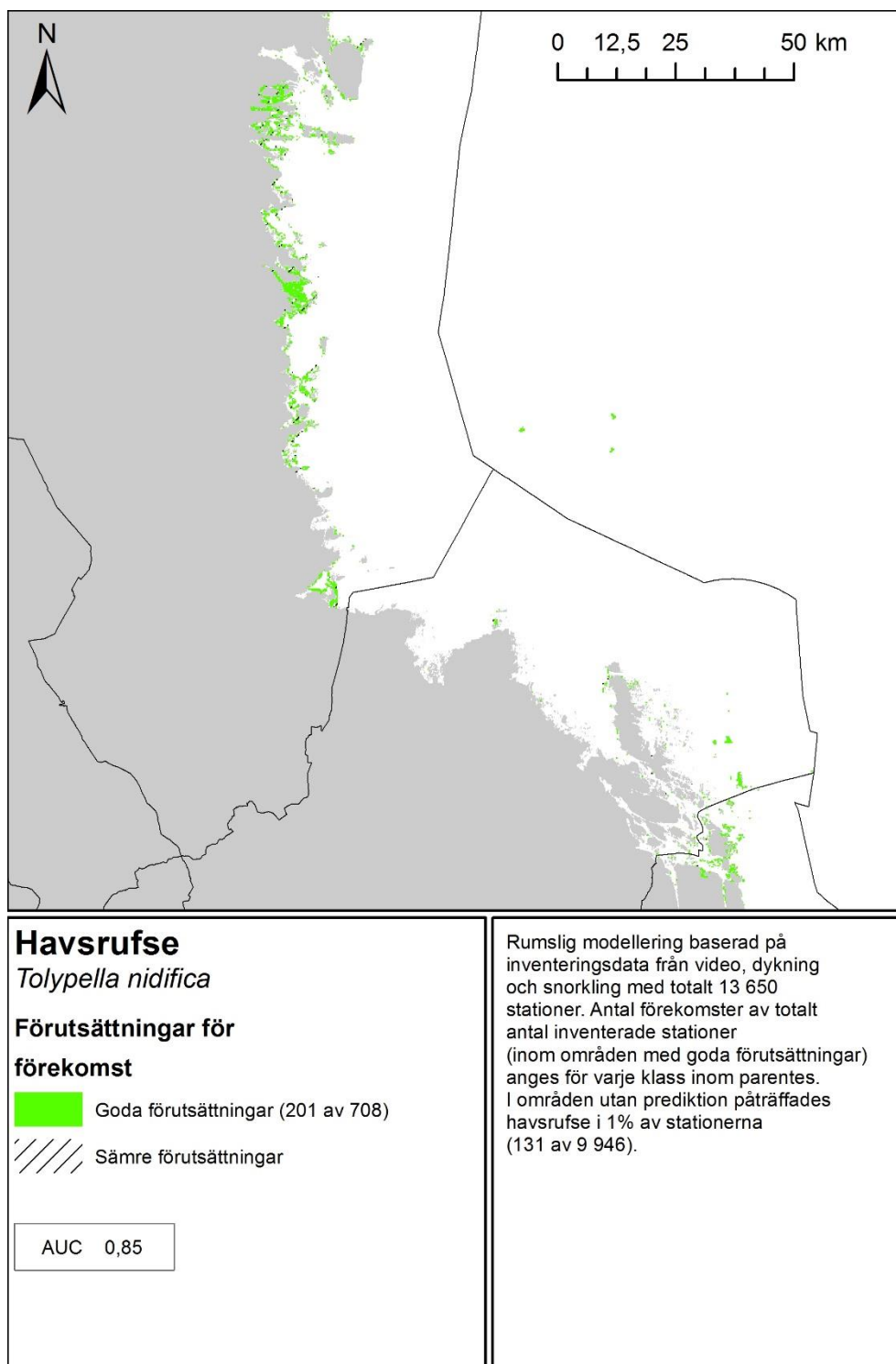
Havsrufse (*Tolypella nidifica*) är en kransalg som främst växer på sand- och mjukbotten i bräckt till saltare vatten. Havsrufse predikteras med störst sannolikhet i ganska skyddade till måttligt exponerade områden längs hela kusten i Bottniska viken. Den predikteras generellt i något mer exponerade miljöer än sträfsen. Enligt modellen är sannolikheten för förekomst



Figur 32. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av kransalger.



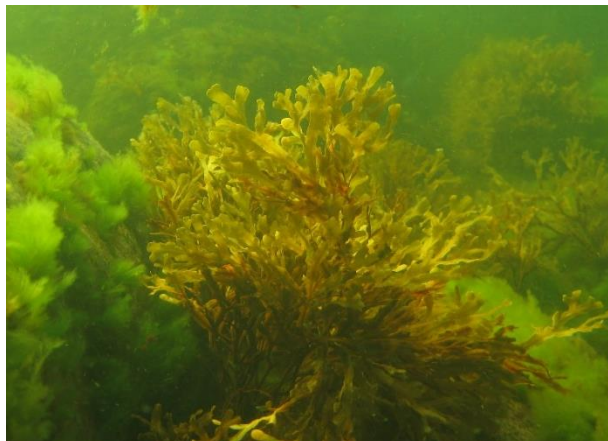
Figur 33. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av sträfsen.



Figur 34. Predikterade förutsättningar för förekomst av havsrufse.

Nålsäv (*Eleocharis acicularis*) predikteras med högst sannolikhet i vikar och andra grunda skyddade kustmiljöer samt mest i norra delen av Bottniska viken även om den också förekommer längre söderut (predikterad karta i Figur 36).

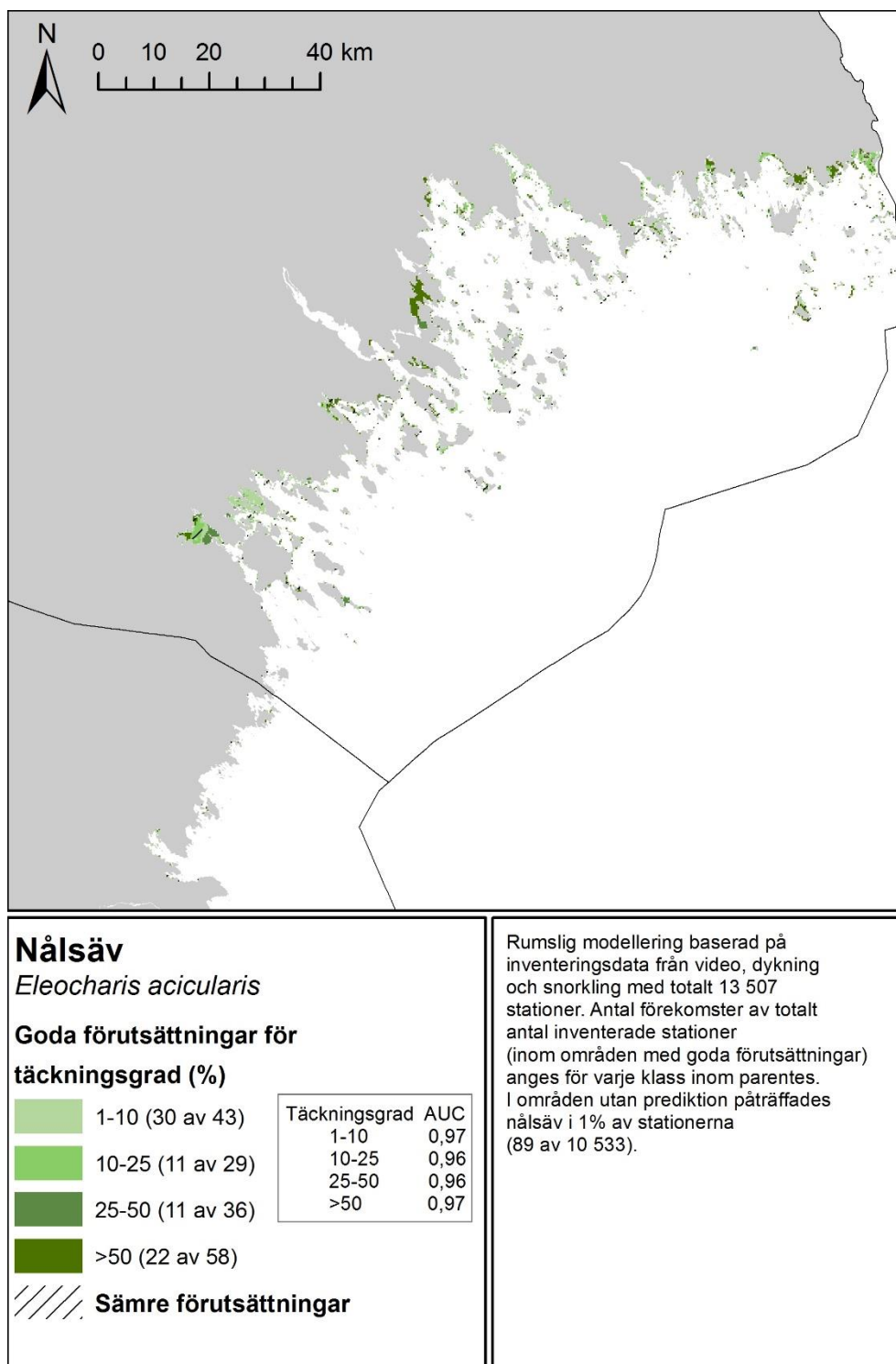
Blåstång och smaltång (*Fucus vesiculosus/radicans*) är kraftigt byggda perenna brunalger som huvudsakligen växer på hårda substrat såsom sten, block och häll. De har en viktig strukturbildande funktion på hårda bottenar, där de utgör habitat åt flertalet andra arter av såväl alger som evertebrater.



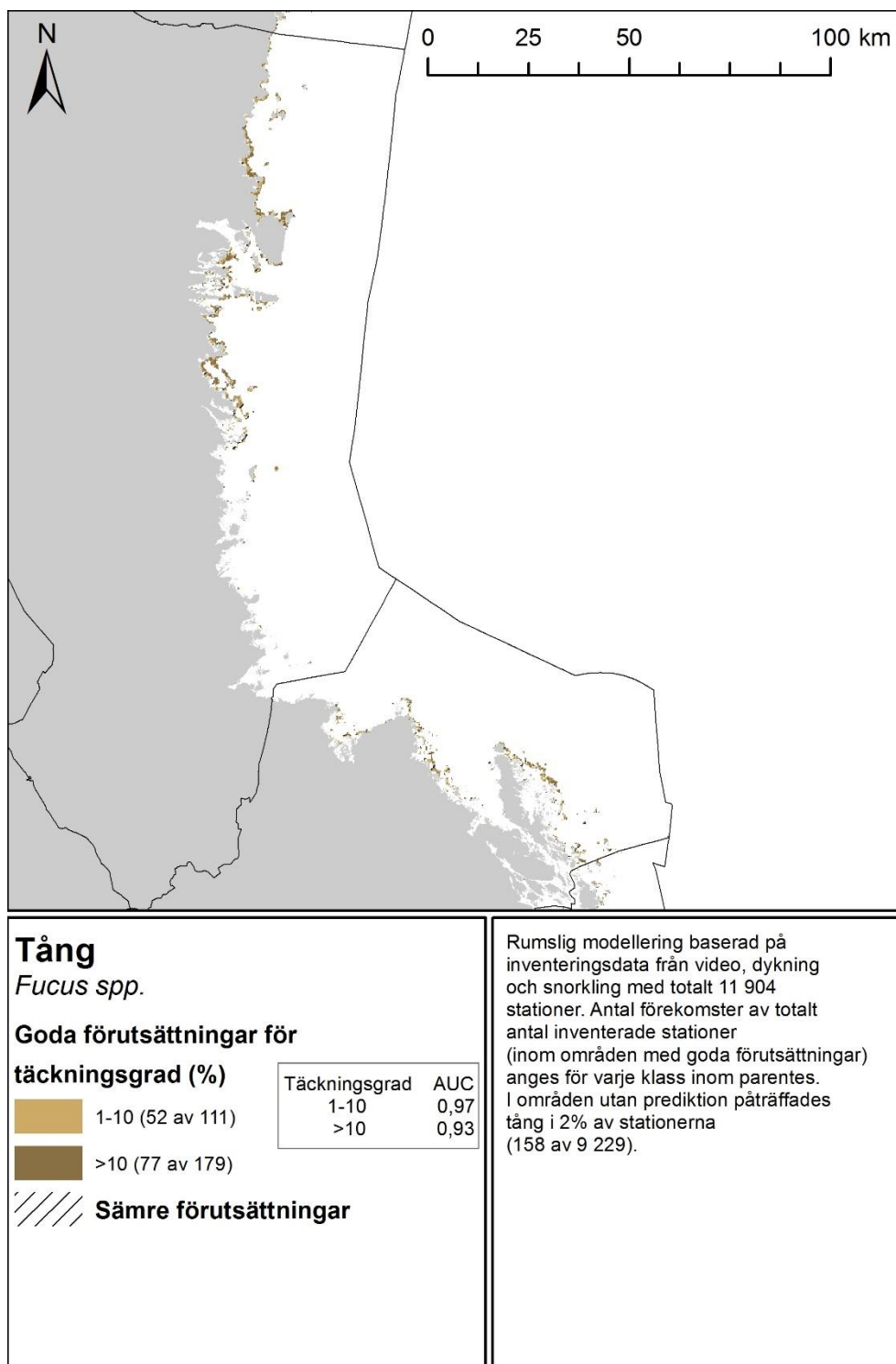
Figur 35 Smaltång (*Fucus radicans*). Fotograf: Martin Isaeus.

Tångens utbredning norrut begränsas av salthalt, och i djupled begränsas den nedåt ofta av ljustillgång medan is och exponering begränsar dess utbredning uppåt mot ytan. Tång predikteras mest i måttligt exponerade och exponerade kustområden i de södra delarna av Bottniska viken och som längst upp till sydligaste delen av Västerbottens län (foto i Figur 35, predikterad karta i Figur 37).

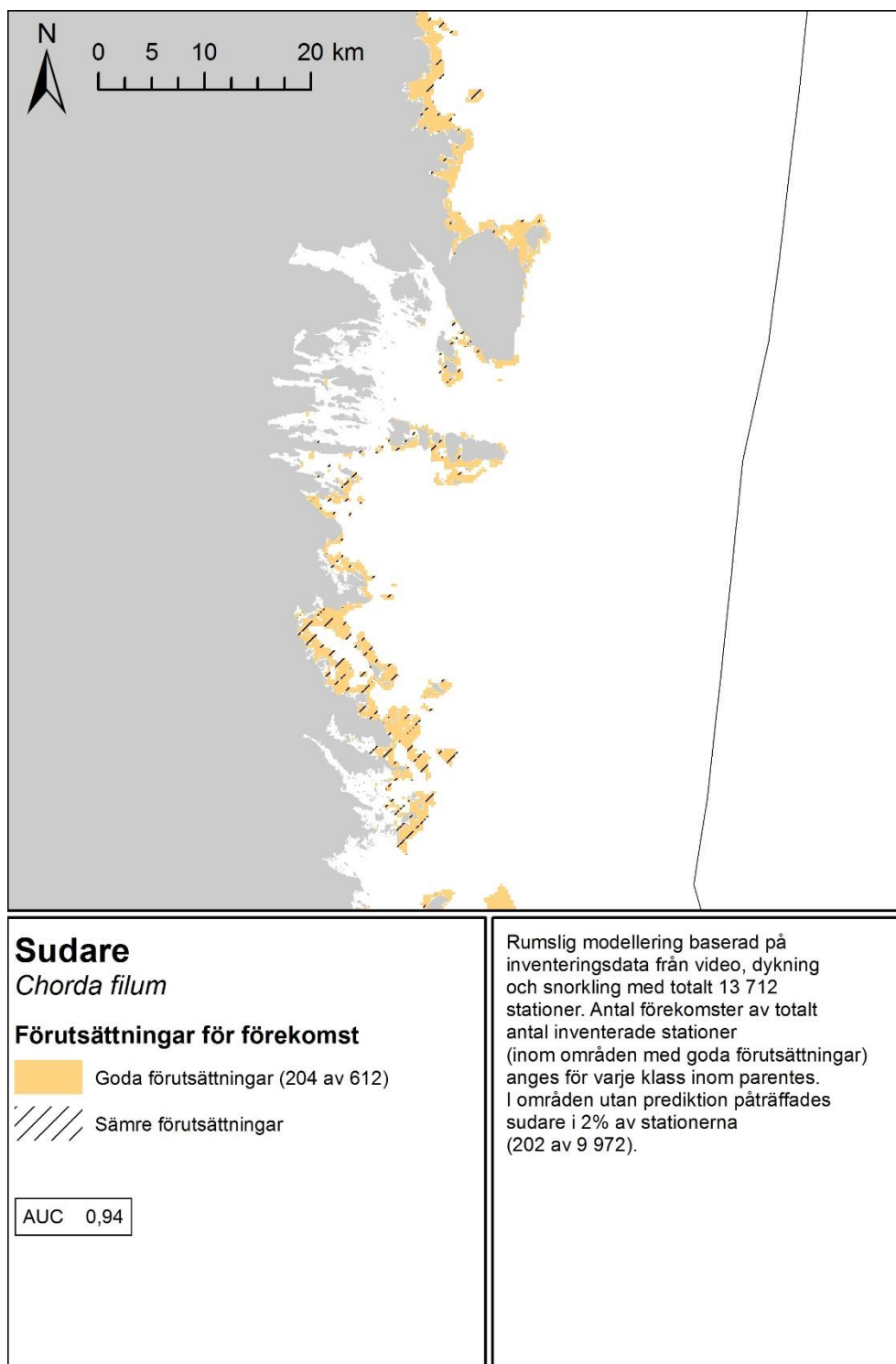
Sudare (*Chorda filum*) är vanligast i södra delarna av Bottniska viken i Uppsala och Gävleborgs län. De nordligaste predikterade förekomsterna ligger i södra delarna av Västerbottens län. Arten predikteras mest i exponerade och måttligt exponerade områden vid och strax utanför kusten på grundare djup. Enligt modellen ökar sannolikhet för förekomst av sudare med högre salinitet och högre vågexponering (predikterad karta i Figur 38).



Figur 36. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av nålsäv.



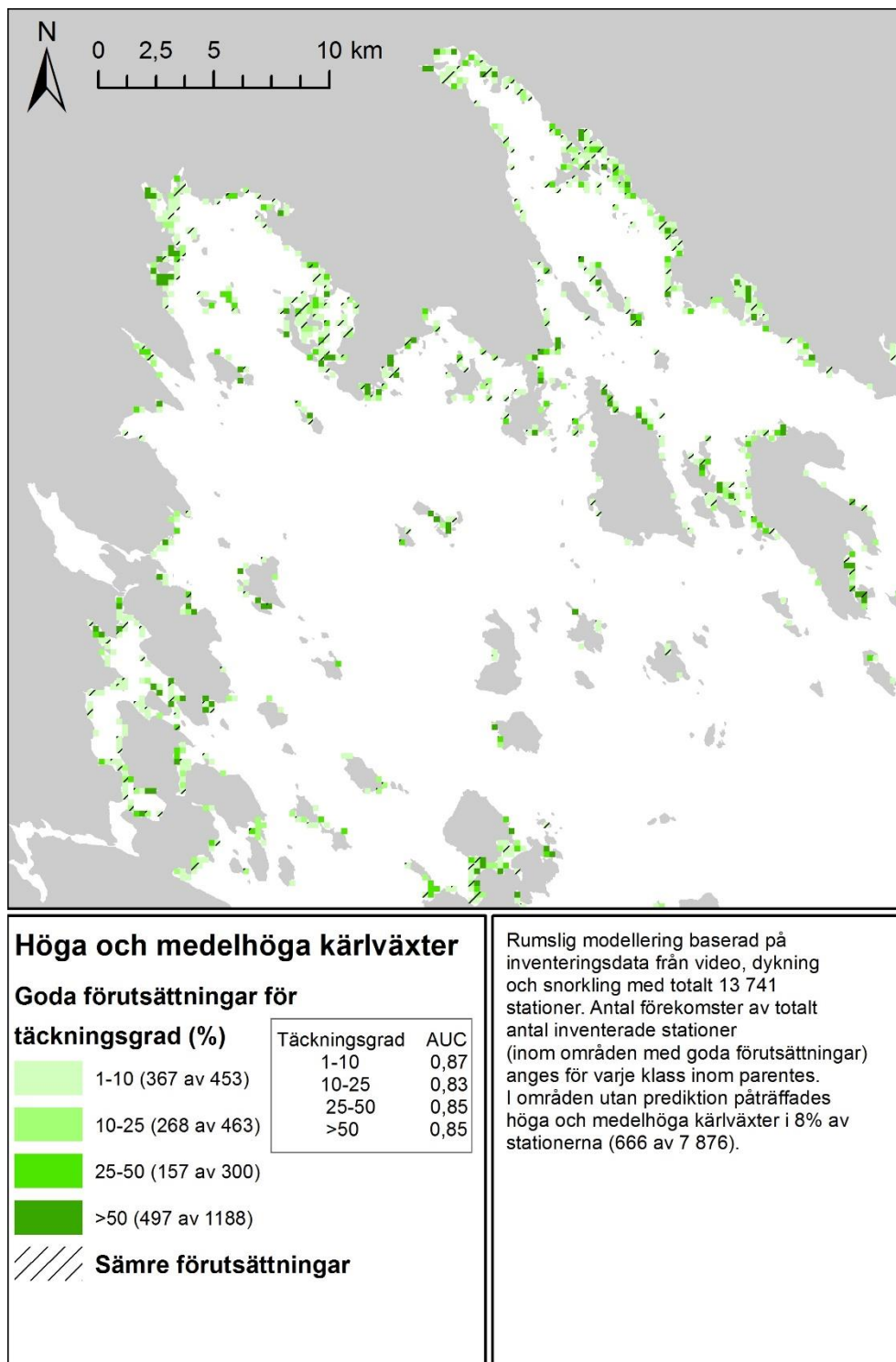
Figur 37. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av tång.



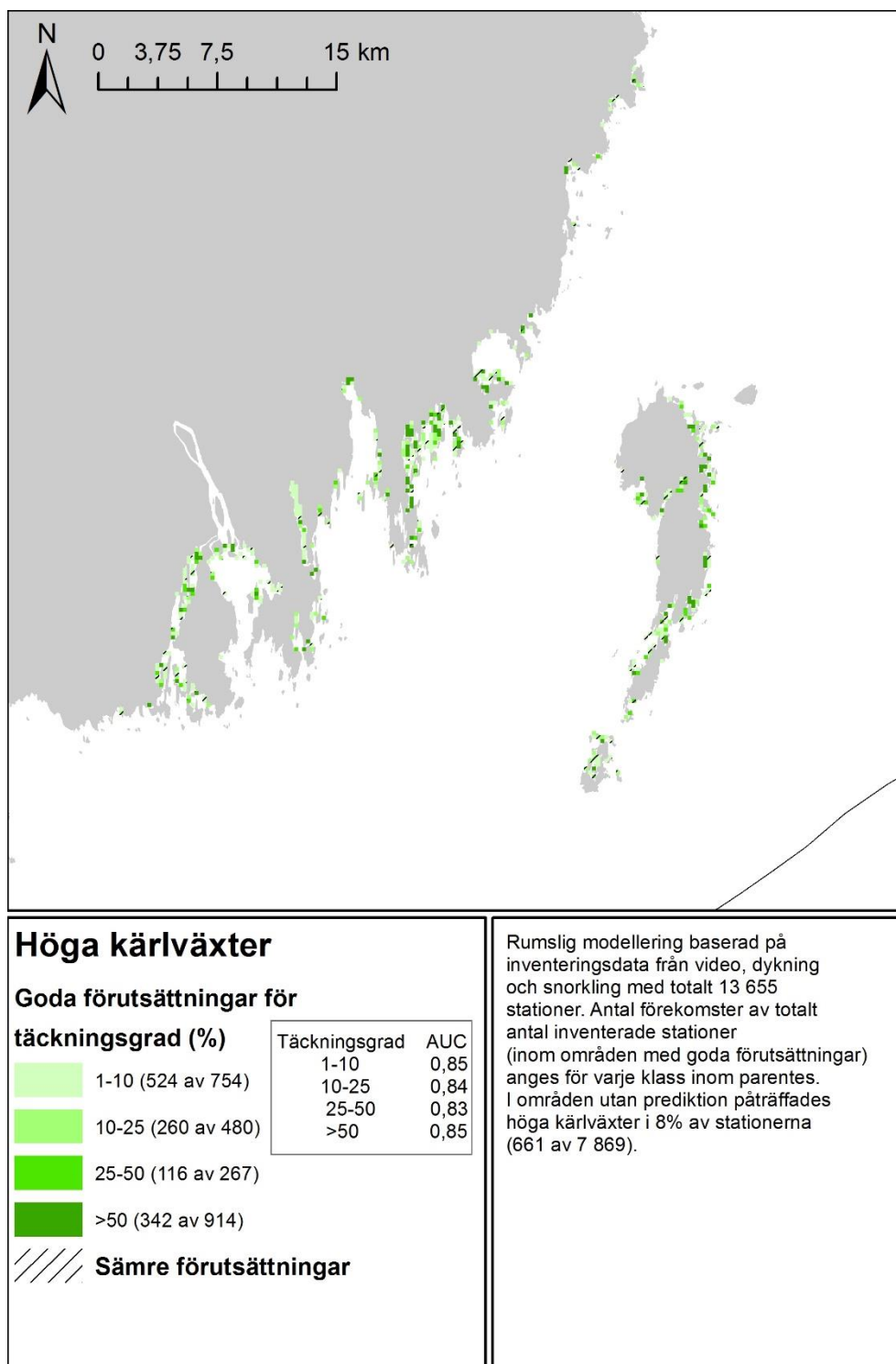
Figur 38. Predikterade förutsättningar för förekomst av sudare.

Höga och medelhöga kärlväxter (undervattenskärlväxter >10 cm höjd) predikteras främst i grunda vikar och skyddade till måttligt exponerade grunda kuststräckor längst hela kusten i Bottniska viken. Enligt modellen ökar sannolikheten för förekomst av höga och medelhöga kärlväxter med ökande kustkomplexitet och minskande rugositet (predikterad karta i Figur 39).

Gruppen höga kärlväxter (undervattenskärlväxter >50 cm höjd) förekommer främst på mjuka bottenar av varierande substratstorlek på relativt grunda djup. De predikteras främst i grunda vikar och skyddade till måttligt exponerade grunda kuststräckor längst hela kusten i Bottniska viken. Enligt modellen ökar sannolikheten för förekomst av höga kärlväxter med ökande kustkomplexitet och minskande rugositet (predikterad karta i Figur 40).



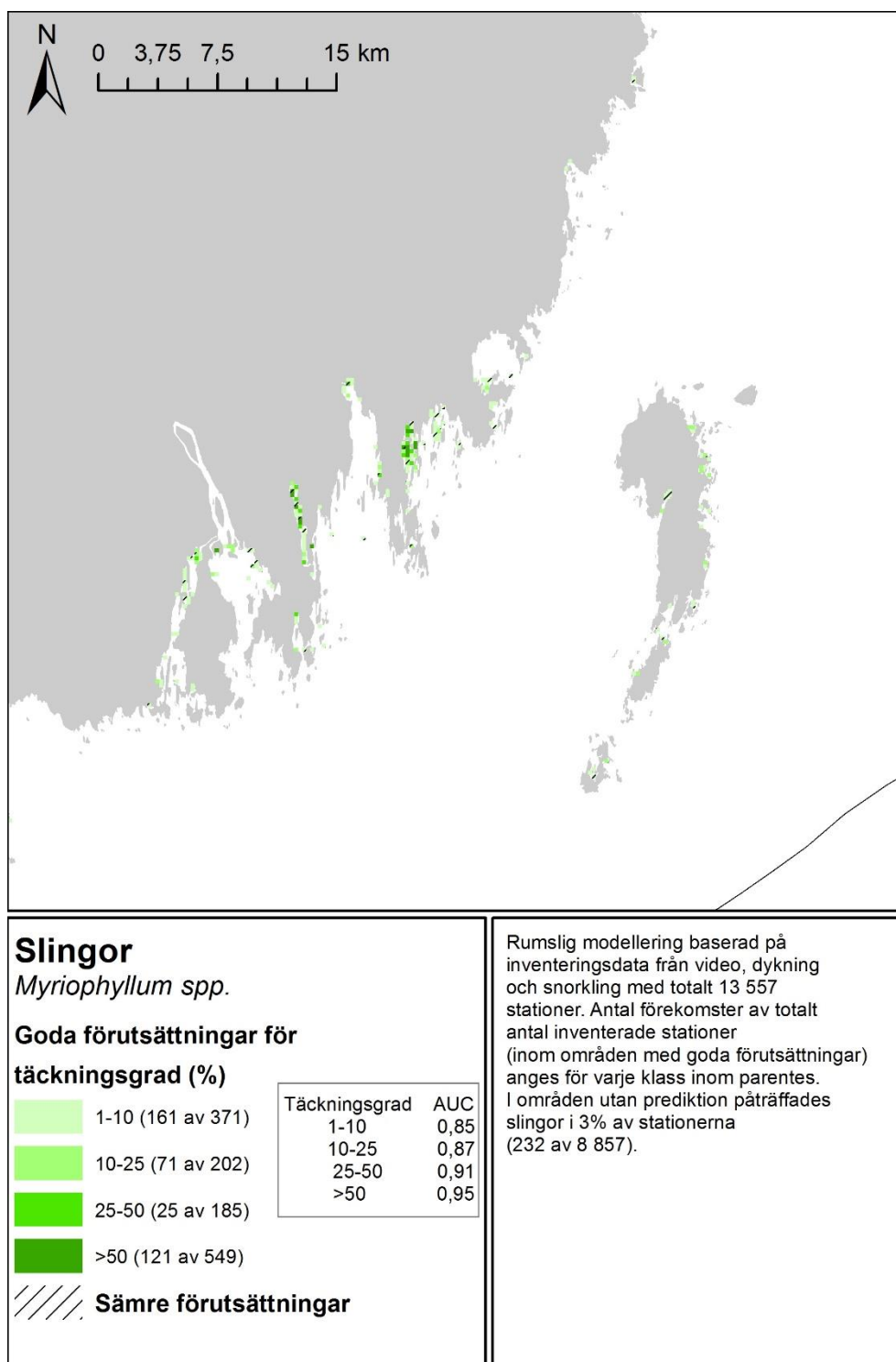
Figur 39. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höga och medelhöga kärlväxter (>10 cm höjd).



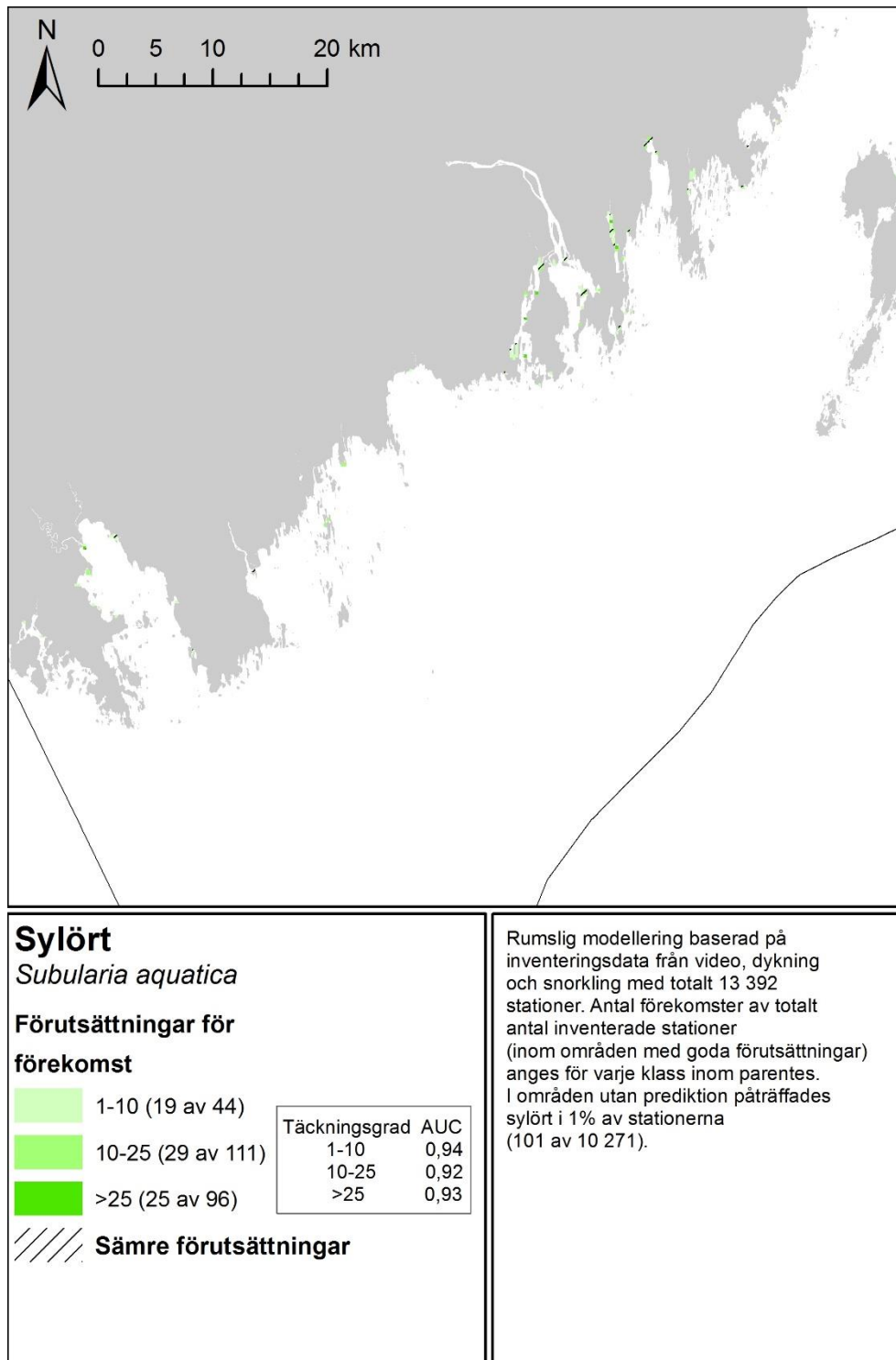
Figur 40. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höga kärlväxter (>50 cm höjd).

Slingor (*Myriophyllum* spp.) Predikteras främst i grunda skyddade vikar samt andra grunda och skyddade kustmiljöer längs hela kusten i Bottniska viken. Enligt modellen är sannolikheten för förekomst av slingor högst i områden med låg rugositet och låg till måttlig vågexponering (predikterad karta i Figur 41).

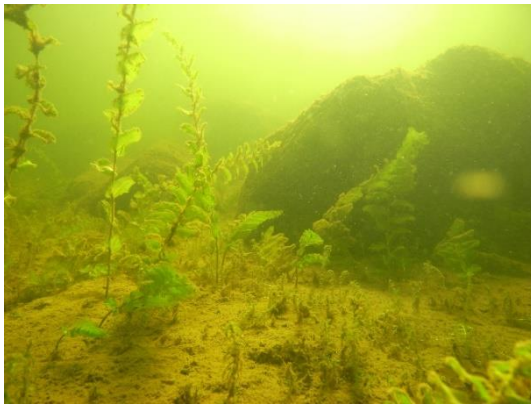
Sylört (*Subularia aquatica*) Predikteras i grunda och skyddade till måttligt exponerade områden från södra till norra Bottniska viken men mest i Norrbotten och norra delen av Västerbottens län. I modellen sannolikheten för förekomst av sylört störst vid hög latitud, hög kustkomplexitet och låg till måttlig vågexponering (predikterad karta i Figur 42).



Figur 41. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av slingor.

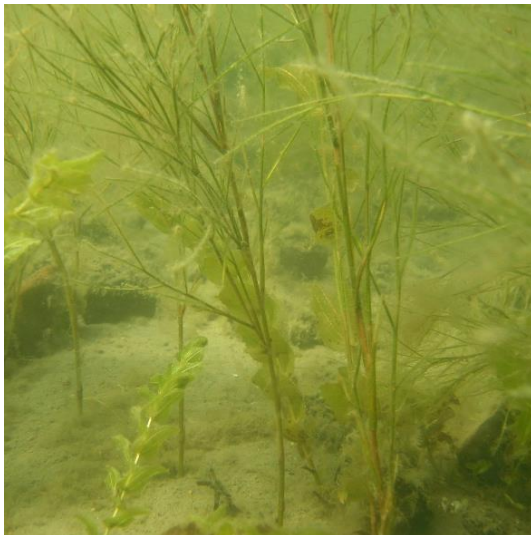


Figur 42. Predikterade förutsättningar för förekomst av sylört.



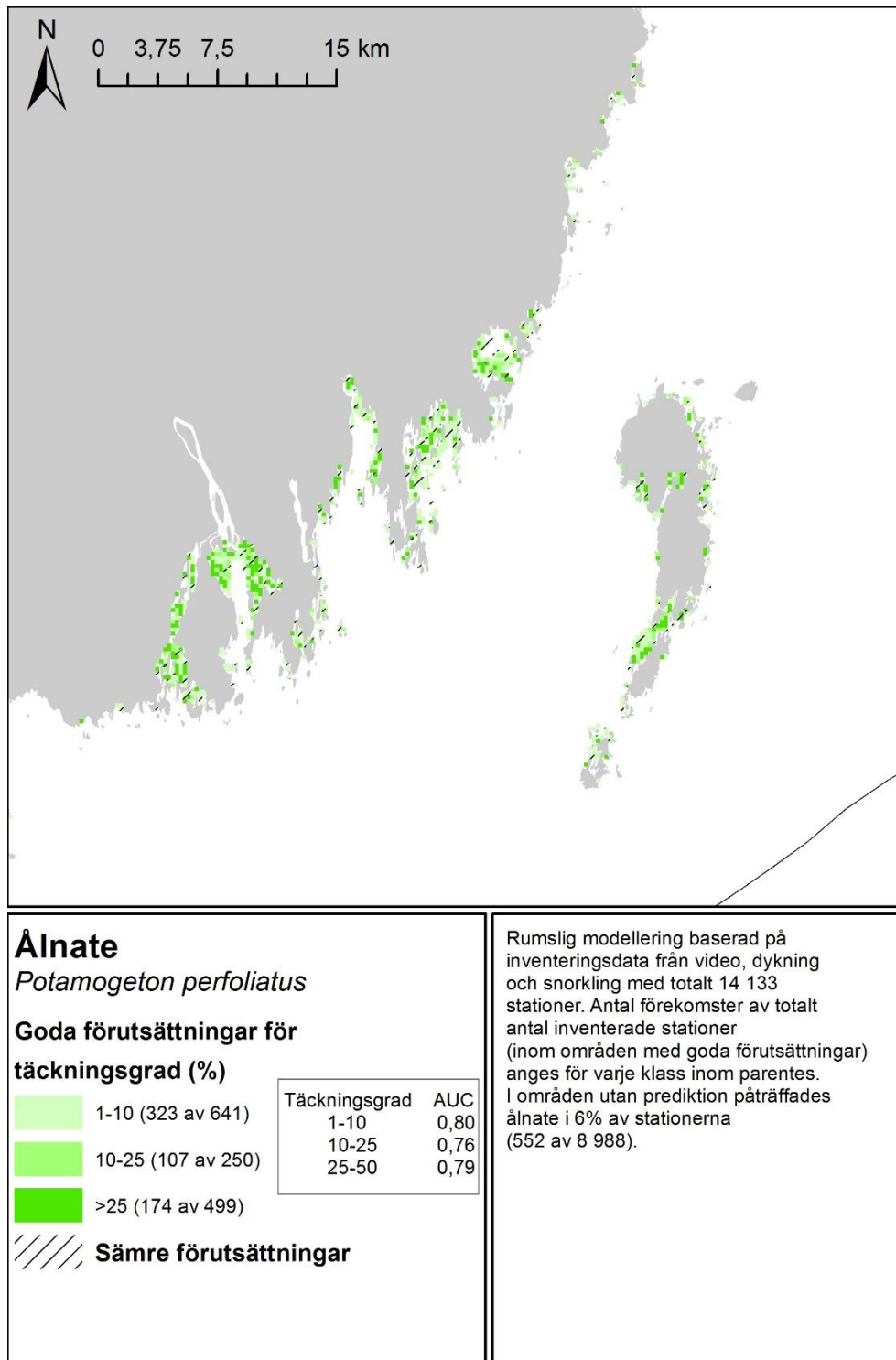
Figur 43. Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*).
Fotograf: Karl Florén.

Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) är en vanligt förekommande och mycket högväxt art som lever på mjukbotten i både sött och bräckt vatten. Ålnate predikteras längs hela Bottniska viken-kusten i grunda och skyddade till måttligt exponerade områden. Modellen visar också att sannolikheten för förekomst är störst vid låg rugositet och måttlig kustkomplexitet (foto i Figur 43, predikterad karta i Figur 45).

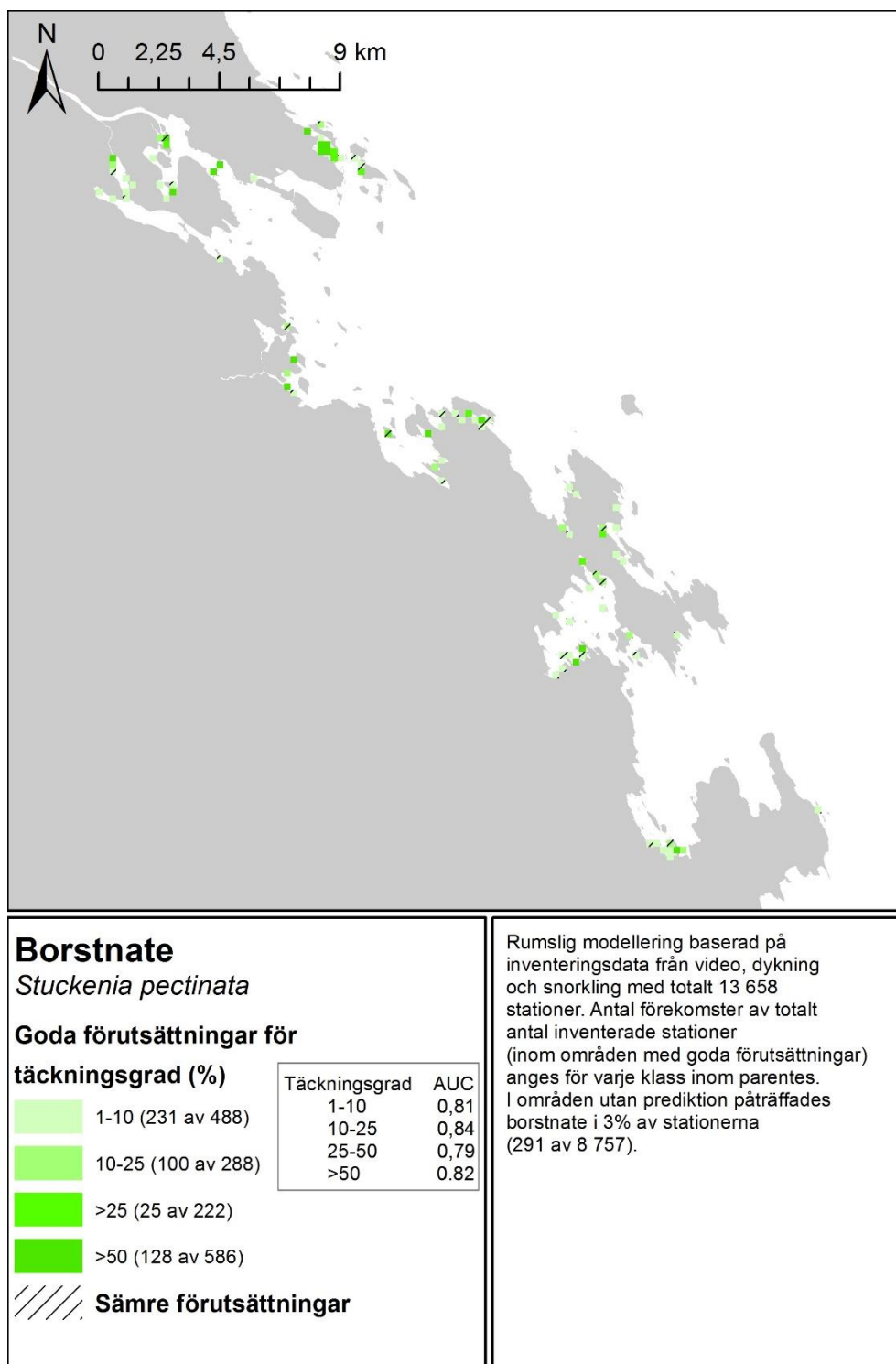


Figur 44. Borstnate (*Stuckenia pectinata*).
Fotograf: Karl Florén.

Borstnate (*Stuckenia pectinata*) är en smalbladig hög kärlväxt som förekommer i bräckt till salt vatten och växer på mjuka bottenar. Predikteras främst i grunda skyddade kustmiljöer och något mer i syd än i norr men förekommer längs hela Bottniska viken-kusten upp till nordligaste Norrbotten. Modellen visar också att sannolikhet för förekomst av borstnate är störst vid hög kustkomplexitet och måttlig rugositet (foto i Figur 44, predikterad karta i Figur 46).



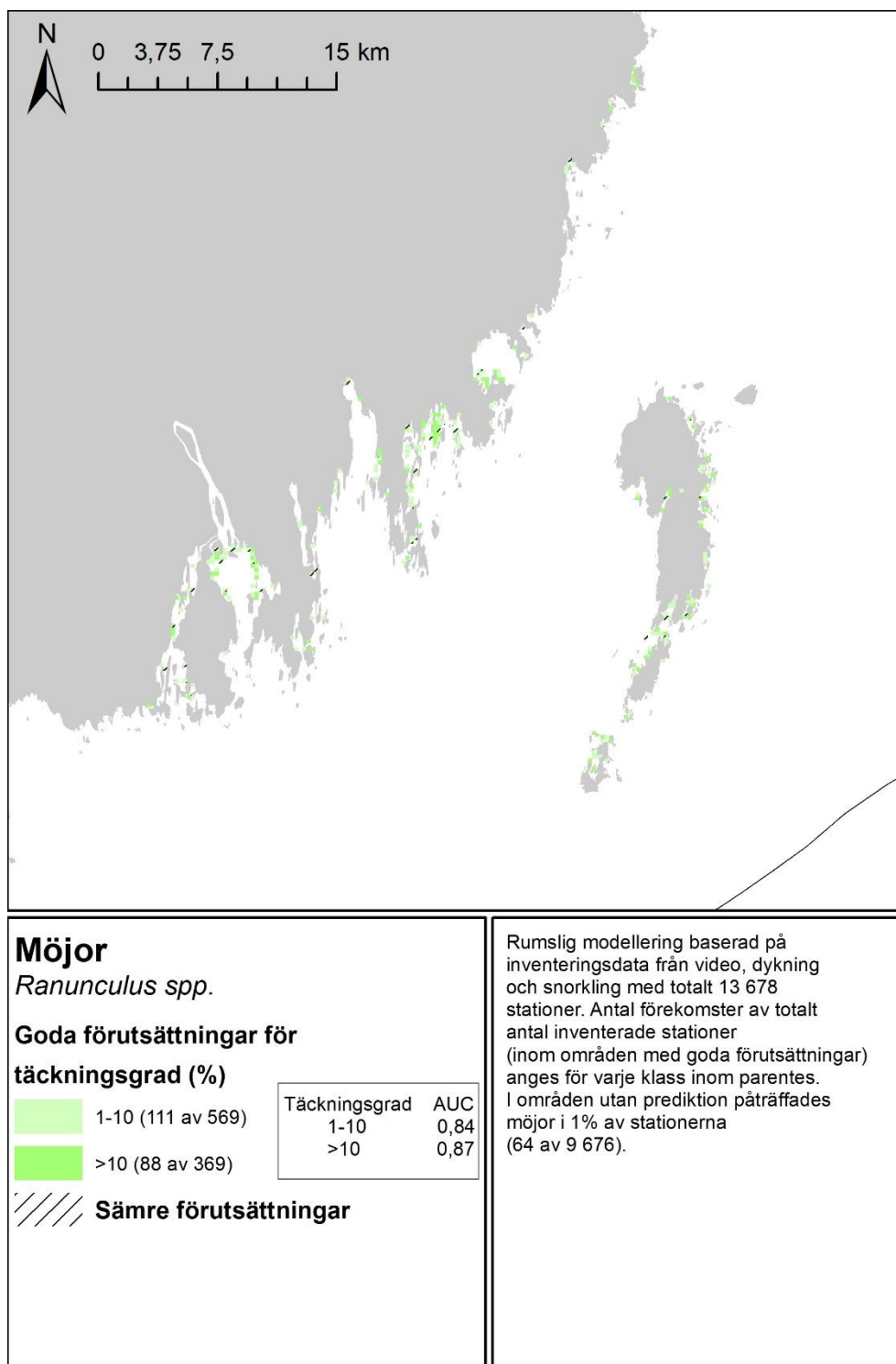
Figur 45. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ålnate.



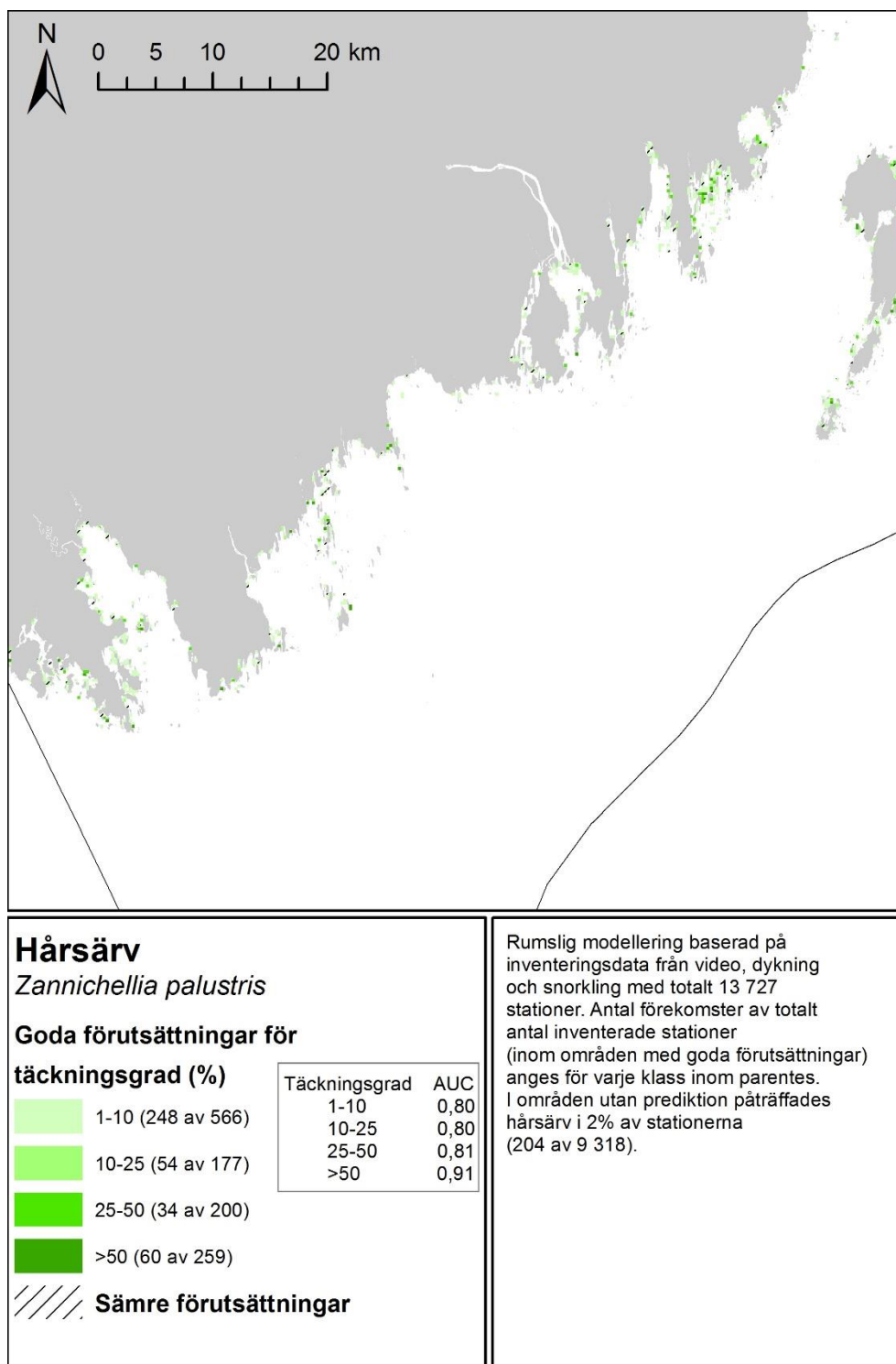
Figur 46. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av borstnate.

Möjor (*Ranunculus* sp.) predikteras längs hela Bottniska viken-kusten i grunda och skyddade till måttligt exponerade områden men generellt i mindre och mer spridda områden än nate-arterna ovan. Enligt modellen är sannolikheten för förekomst av möjor störst vid låg till måttlig vågexponering, hög kustkomplexitet och noll till två meters djup (predikterad karta i Figur 47).

Hårsärv (*Zannichellia palustris*) predikteras längs hela Bottniska viken-kusten i grunda och skyddade till måttligt exponerade områden. Enligt modellen ökar sannolikheten för förekomst även vid hög kustkomplexitet (predikterad karta i Figur 48).

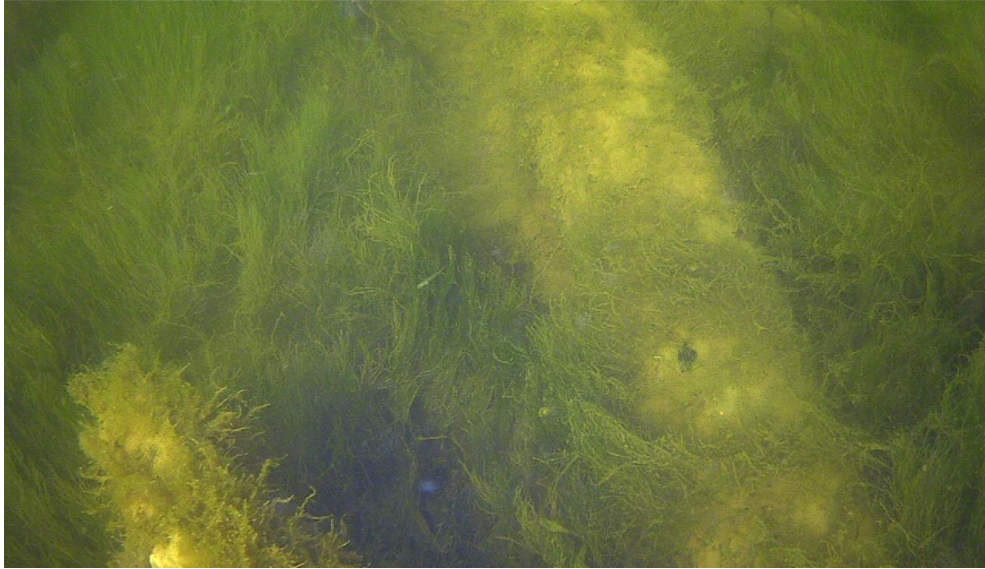


Figur 47. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av möjor.

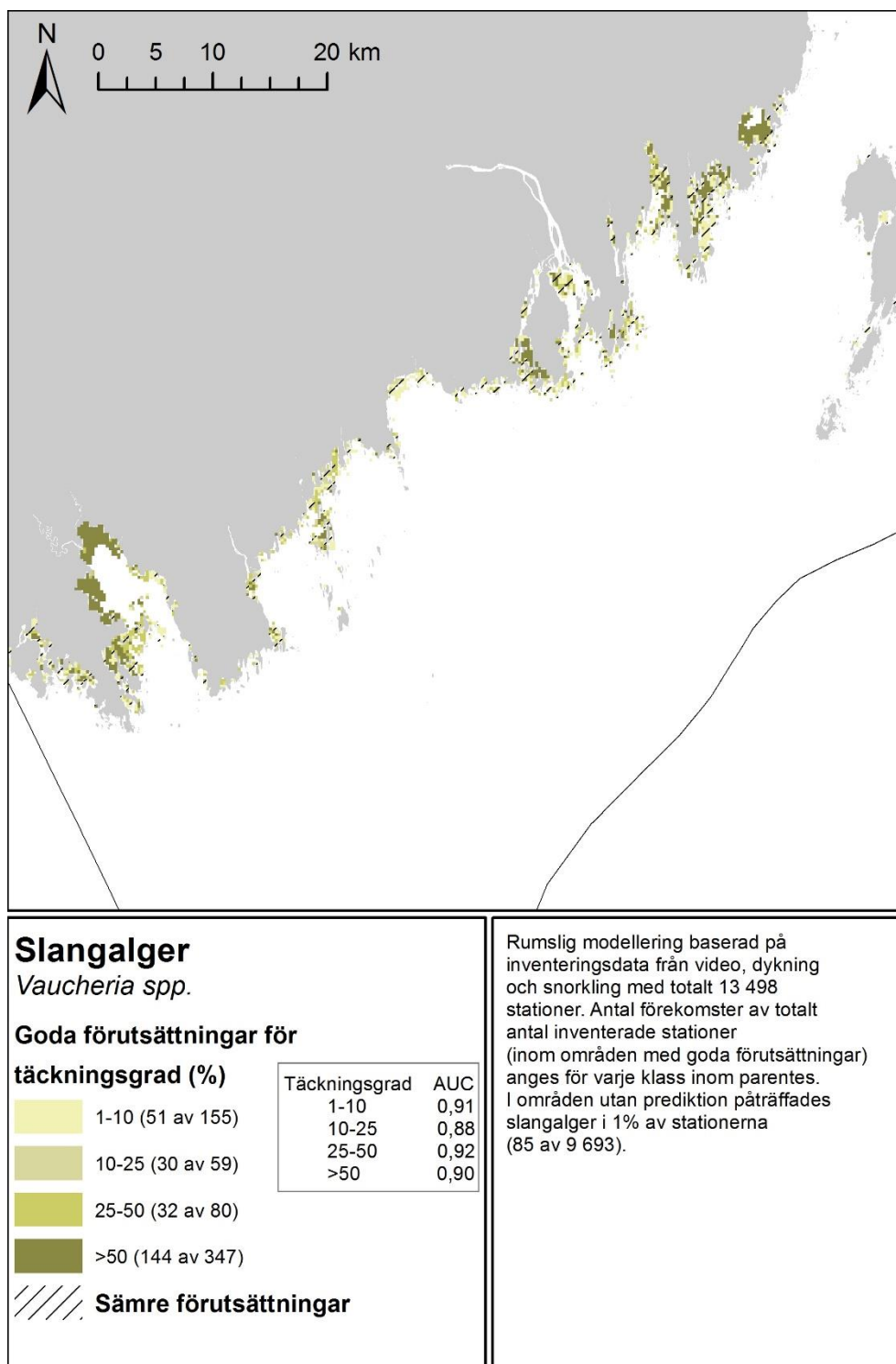


Figur 48. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av hårsärv.

Slangalger (*Vaucheria* spp.) är annuella mattbildande alger som främst växer på mjuka bottenar, som ofta förekommer djupare än andra habitatbildande arter på mjukbotten. Slangalger predikteras främst i grunda skyddade miljöer från de sydligaste till de nordligaste delarna av Bottniska viken-kusten men något mer i de norra än de södra delarna (foto i Figur 49, predikterad karta i Figur 50).

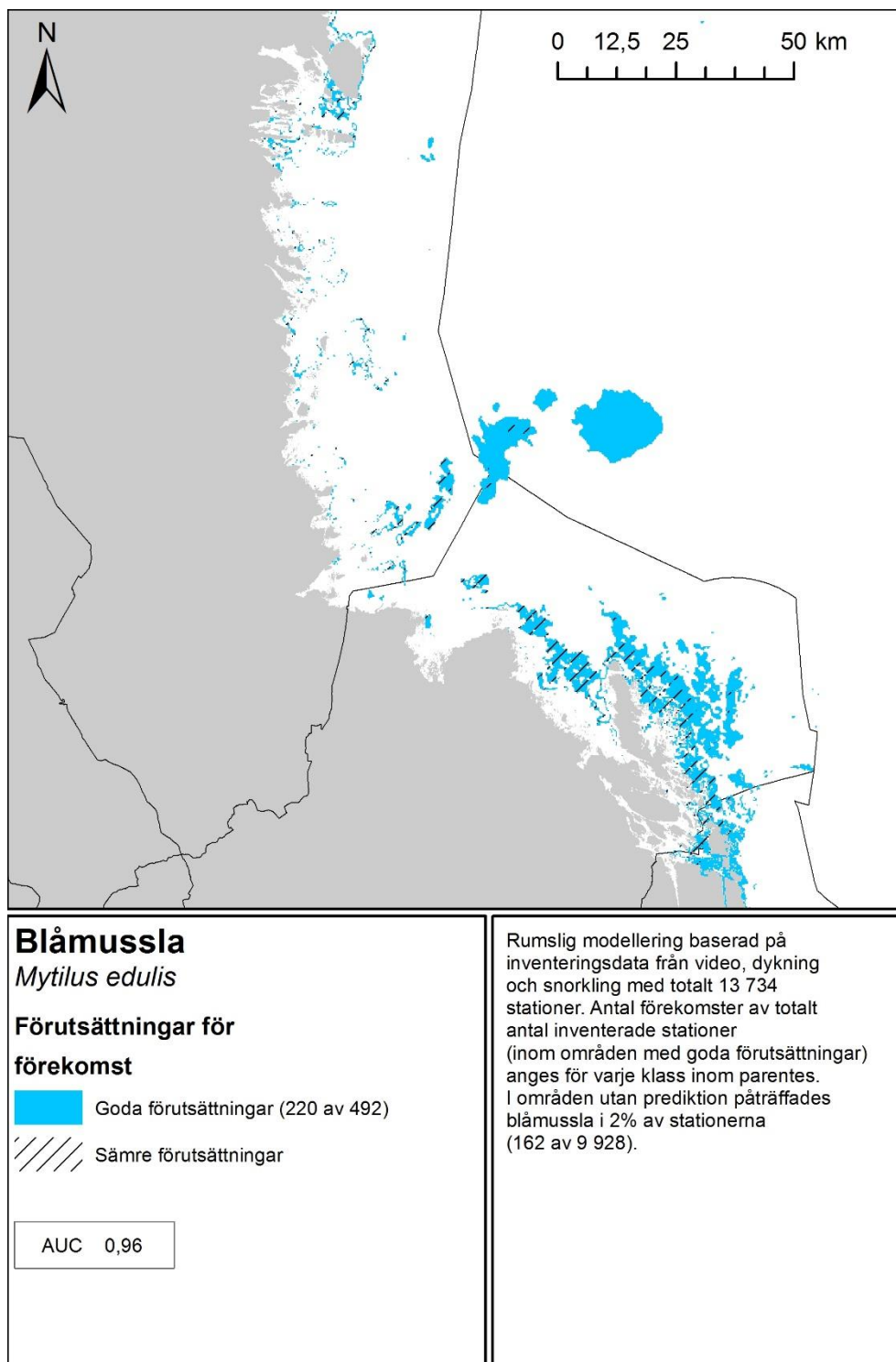


Figur 49. Slangalger (Vaucheria), bild från dropvideofilm.



Figur 50. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av slangalger.

Blåmussla (*Mytilus edulis*) predikteras mest i exponerade miljöer utanför kusten samt på utsjöbankar. Mest blåmusslor predikteras på djupen 10-20 m. Blåmusslor predikteras mest i de södra delarna av Bottniska viken och de nordligaste predikterade förekomsterna finns i södra delarna av Västerbottens län. Salinitet var också en viktig variabel i modellen och sannolikheten för förekomst av blåmussla ökar med ökad salinitet (predikterad karta i Figur 51).



Figur 51. Predikterade förutsättningar för förekomst av blåmussla.

Resultat - infauna

Här beskrivs resultaten av modelleringen av infauna, d.v.s. djur i mjuka bottenar. Godkända modeller kunde skapas för grupperna och arterna Chironomidae (fjädermygglarver), Clitellata (gördelmaskar), *Corophium volutator* (slammärla), *Limecola balthica* (östersjömussla), *Monoporeia affinis* (vitmärla) och *Saduria entomon* (skorv). Djupintervall för arterna i modelleringsdata anges i Tabell 7 och modelleringsresultat och miljövariabler redovisas i

.

Tabell 7. Djupintervall i modelleringsdata för arterna samt intervall

Art eller artgrupp	Karta	Djuputbredning (m)	AUC baseras på kartans kvalitet i djupintervallet (m)
Chironomidae - Fjädermyggor	PA	0 - 128	0 - 136
	>100 ind/m ²	1 - 28	0 - 42
Clitellata - Gördelmaskar	PA	1 - 128	0 - 136
	>100 ind/m ²	1,5 - 24	0 - 24
<i>Corophium volutator</i> - Slammärla	PA	1 - 72	0 - 105
<i>Limecola balthica</i> -Östersjömussla	PA	1 - 132	0 - 136
	>100 ind/m ²	1 - 98	0 - 136
<i>Monoporeia affinis</i> - Vitmärla	PA	1 - 136	0 - 136
	>100 ind/m ²	1 - 136	0 - 136
<i>Saduria entomon</i> - Skorv	PA	1 - 136	0 - 136
	>100 ind/m ²	6 - 74	0 - 111

Tabell 8. Valideringsresultat samt de tre viktigaste miljövariablerna för de olika modellerna för infauna.

Art eller artgrupp	Taxonomi	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
Chironomidae - fjädermyggor	Insekter	PA	MapAUC: 0,88	djup
				latitud
				vågexponering
		>100 ind/m2	MapAUC: 0,78	djup
Clitellata - gördelmaskar	Ringmaskar	PA	MapAUC: 0,77	djup
				latitud
				vågexponering
		>100 ind/m2	MapAUC: 0,78	latitud
<i>Corophium volutator</i> - slammärla		PA	MapAUC: 0,85	djup
				latitud
				vågexponering
<i>Limecola balthica</i> - östersjömussla		PA	MapAUC: 0,90	latitud
				djup
				vågexponering
		>100 ind/m2	MapAUC: 0,89	latitud
<i>Monoporeia affinis</i> - vitmärla		PA	MapAUC: 0,79	djup
				latitud
				vågexponering
		>100 ind/m2	MapAUC: 0,82	djup
<i>Saduria entomon</i> - skorv		PA	MapAUC: 0,75	vågexponering
				latitud
				djup

1 Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.5; 2 De tre faktorer med mest inverkan i modellen, i ordning efter inverkan.

Modeller

Fjädermyggor, Chironomidae

Fjädermyggors larver lever i mjuka bottensediment. Förekomst av fjädermygglarver predikterades i hela Bottniska viken, främst i kustnära lite grundare miljöer och vikar. Hög täthet av fjädermyggor (minst 100 individer/m²) predikterades främst i vikar och liknande kustnära miljöer (bild i Figur 52, predikterad karta i Figur 54).



Figur 52. Fjädermygglarver. Fotograf: Viktor Thunell.

Gördelmaskar, Clitellata

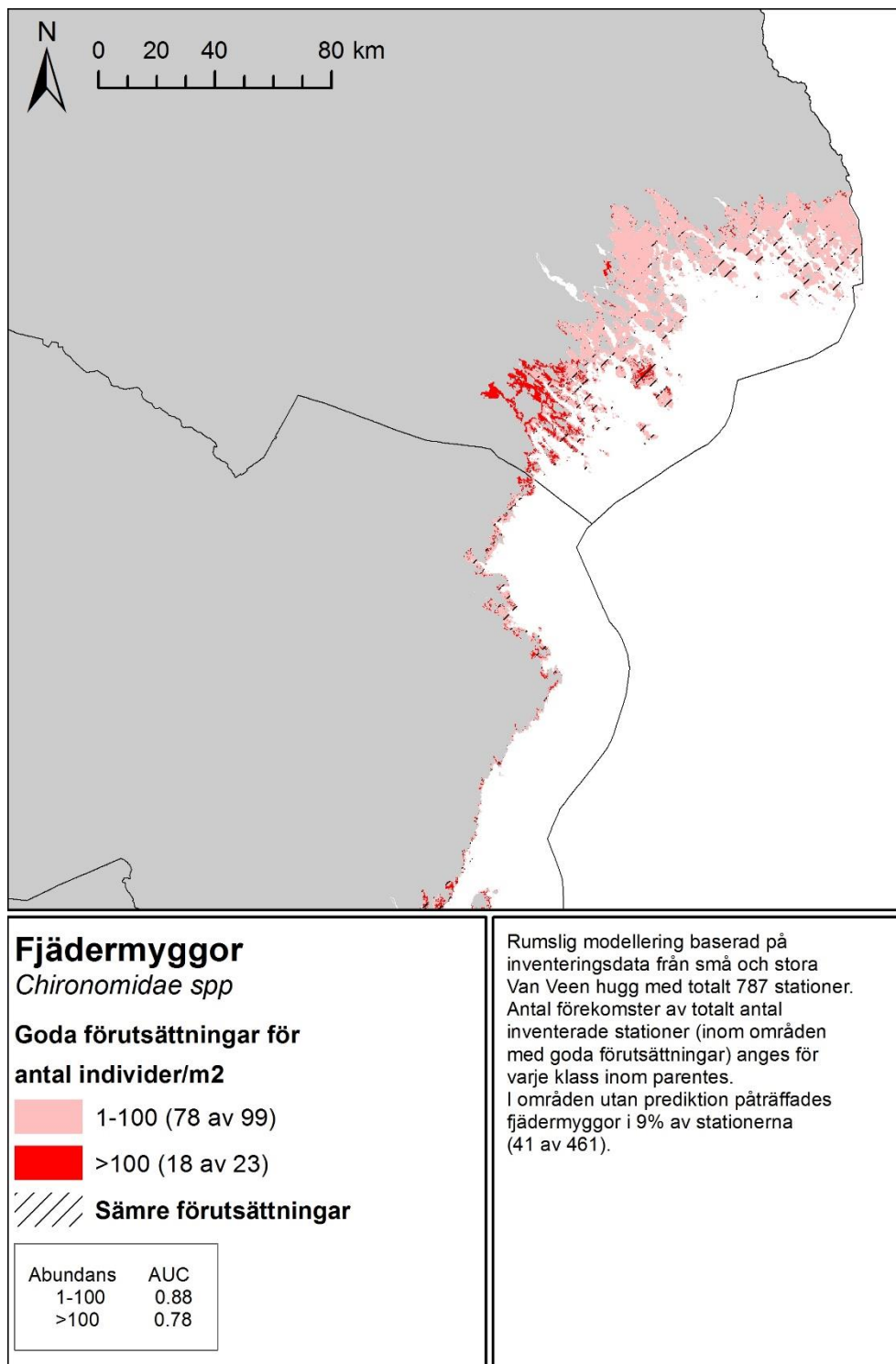
Gördelmaskar är en stor grupp som innehåller arter med olika levnadssätt. Gördelmaskar predikteras längs hela Bottniska viken-kusten, främst i kustnära miljöer men även längre ut och predikteras med höga sannolikheter ner till 30 till 40 m djup med allra högst sannolikheter på omkring fem meters djup (bild i, predikterad karta i Figur 55).

Östersjömussla, *Limecola balthica* - förekomst

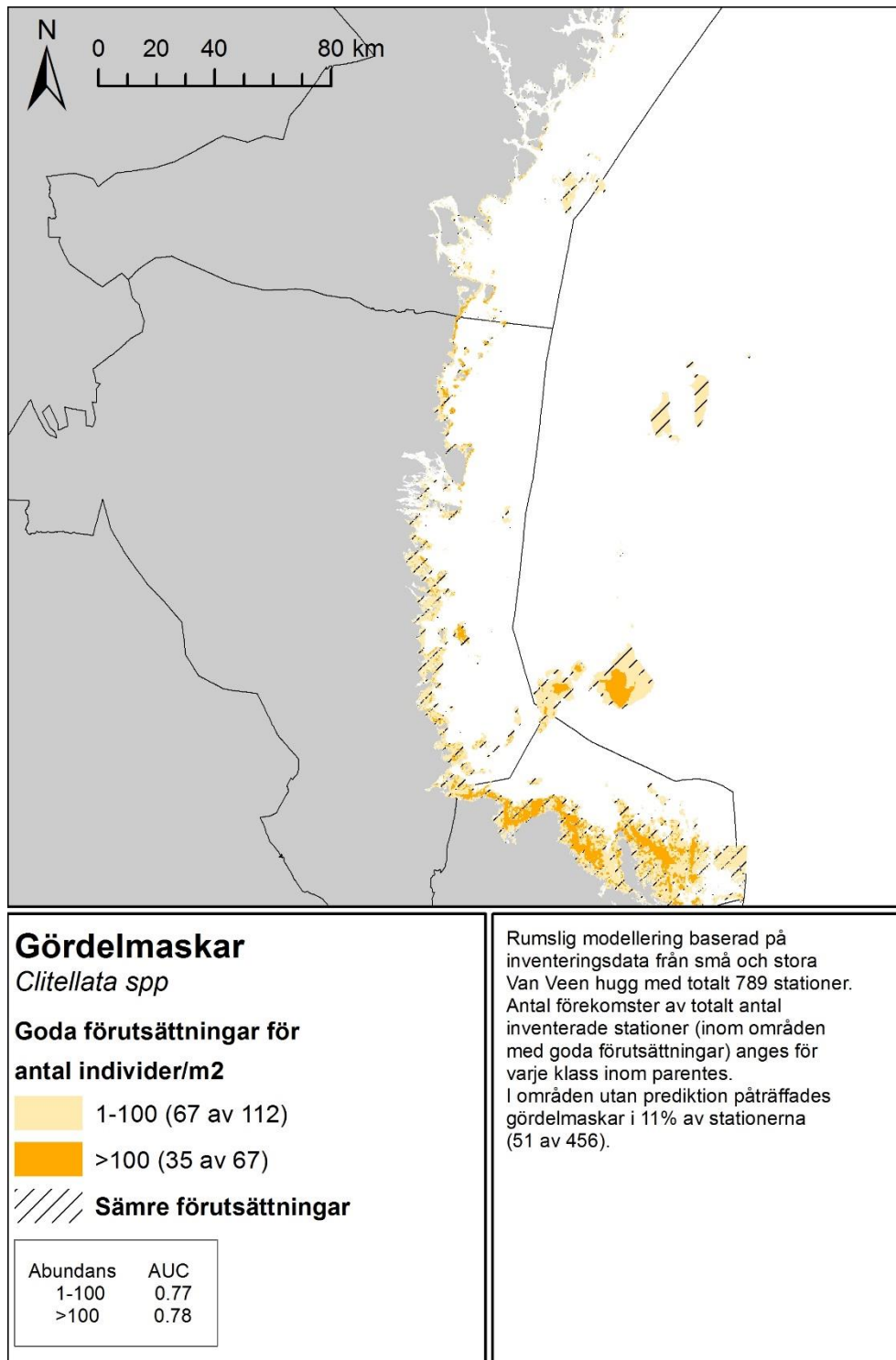
Östersjömusslan är en marin art som ofta är mycket vanlig i mjuka bottenar i Östersjön. I Bottniska viken predikteras hög sannolikhet för förekomst av östersjömussla både kustnära och i utsjön med. Arten predikteras på både djupa och grunda bottenar men med allra högst sannolikheter ner till omkring 50 m djup. Förekomst av östersjömussla predikteras från södra Bottenhavet upp till om med bottenarna kring Holmöarna. Hög täthet av östersjömussla (minst 100 individer/m²) predikterades främst något mer kustnära och främst ner till omkring 40 m djup (bild i Figur 53, predikterad karta i Figur 56).



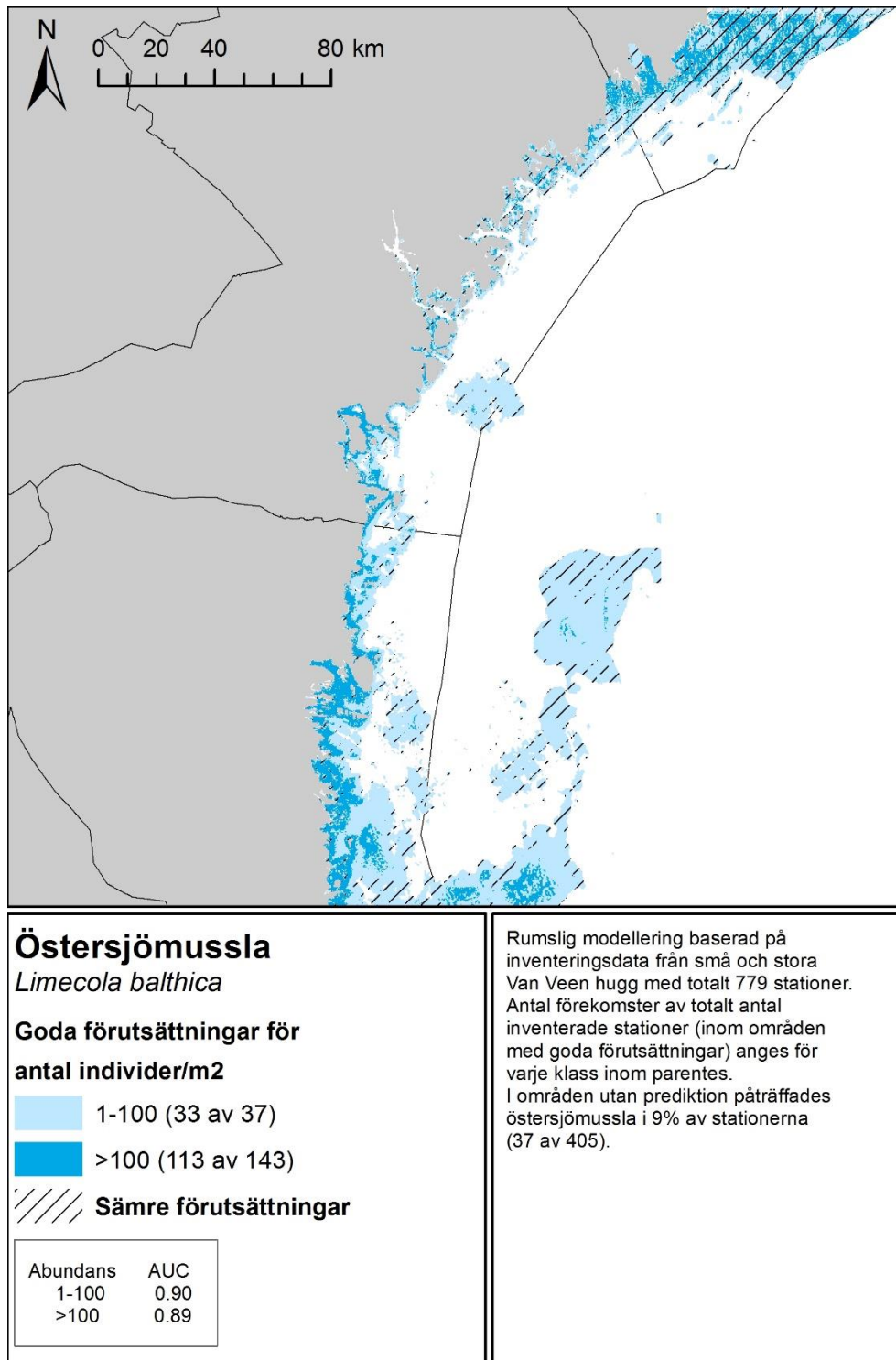
Figur 53. Östersjömussla, *Limecola balthica*. Fotograf: Johan Näslund.



Figur 54. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av fjädermyggor.



Figur 55. Predikterade förutsättningar för förekomst för olika tätheter av gördelmaskar.



Figur 56. Predikterade förutsättningar för förekomst för olika tätheter av östersjömussla.

Slammärsla, *Corophium volutator* – förekomst

Slammärslan är vanligast på mjuka bottenar på ganska grunt vatten. Hög sannolikhet för förekomst av slammärsla predikteras främst kustnära ner till omkring 20 m djup och mer i de södra än norra delarna av Bottniska viken. Norr om Holmöarna predikteras arten endast på mindre spridda ytor (predikterad karta i Figur 59).

Vitmärsla, *Monoporeia affinis* - förekomst

Vitmärslan är en liten märkräffa som lever i mjuka bottensediment i både sjöar och havsvatten. Arten påverkas därför inte av salinitetsgradienten i området. Vitmärslan predikteras med hög sannolikhet över stora ytor i hela Bottniska viken, allra mest på djupare bottenar (från 10 - 20 m djup och djupare) en bit från land, även hög täthet av vitmärslor (minst 100 individer/m²) predikteras över stora bottenar i Bottniska viken. Negativ kurvatur (sänkor) hade positiv inverkan på sannolikhet för förekomst av vitmärsla i modellen (bild i Figur 57, predikterad karta i Figur 60).



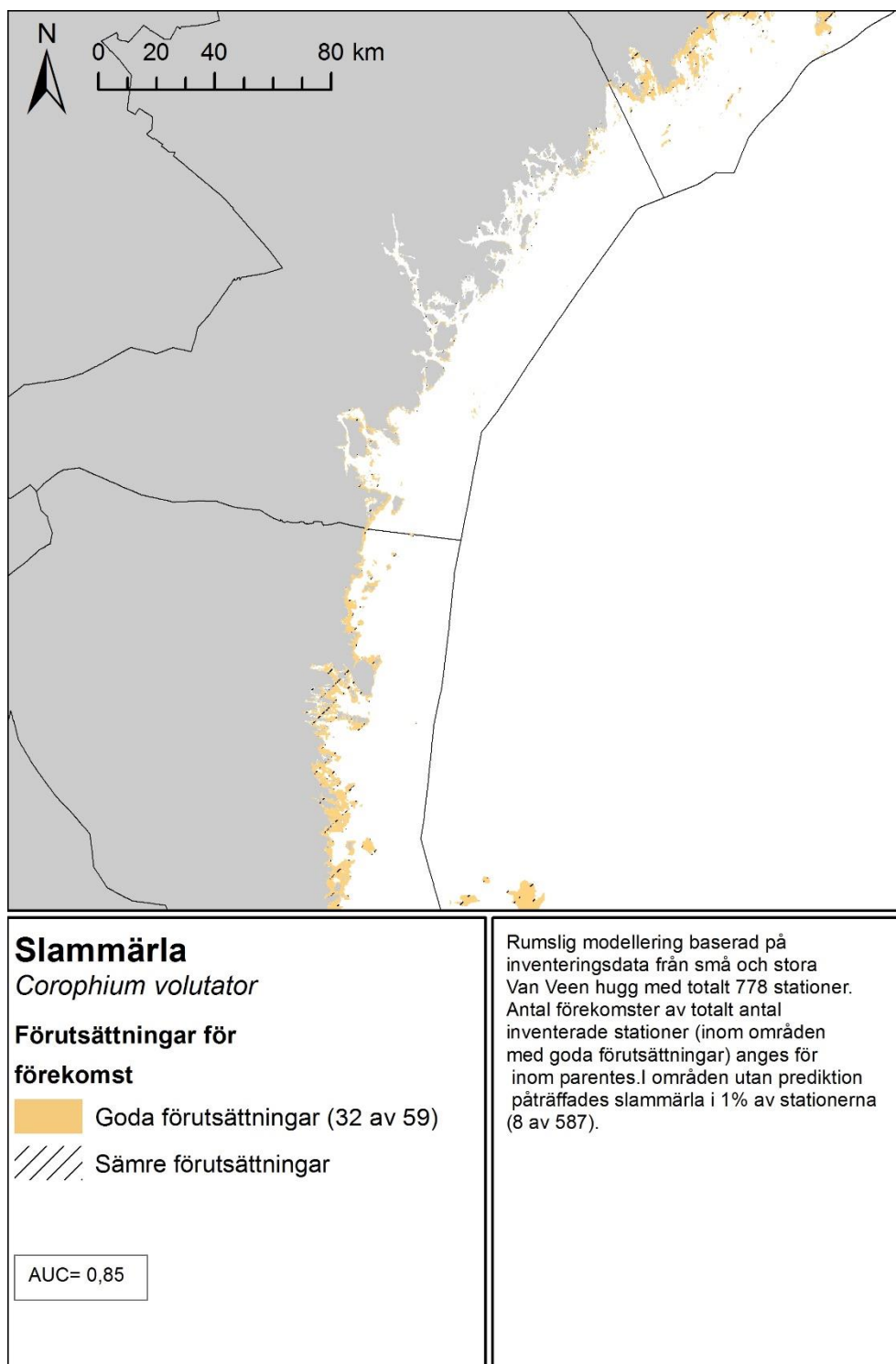
Figur 57. Vitmärsla, *Monoporeia affinis*.
Fotograf: Johan Näslund.

Skorv, *Saduria entomon*

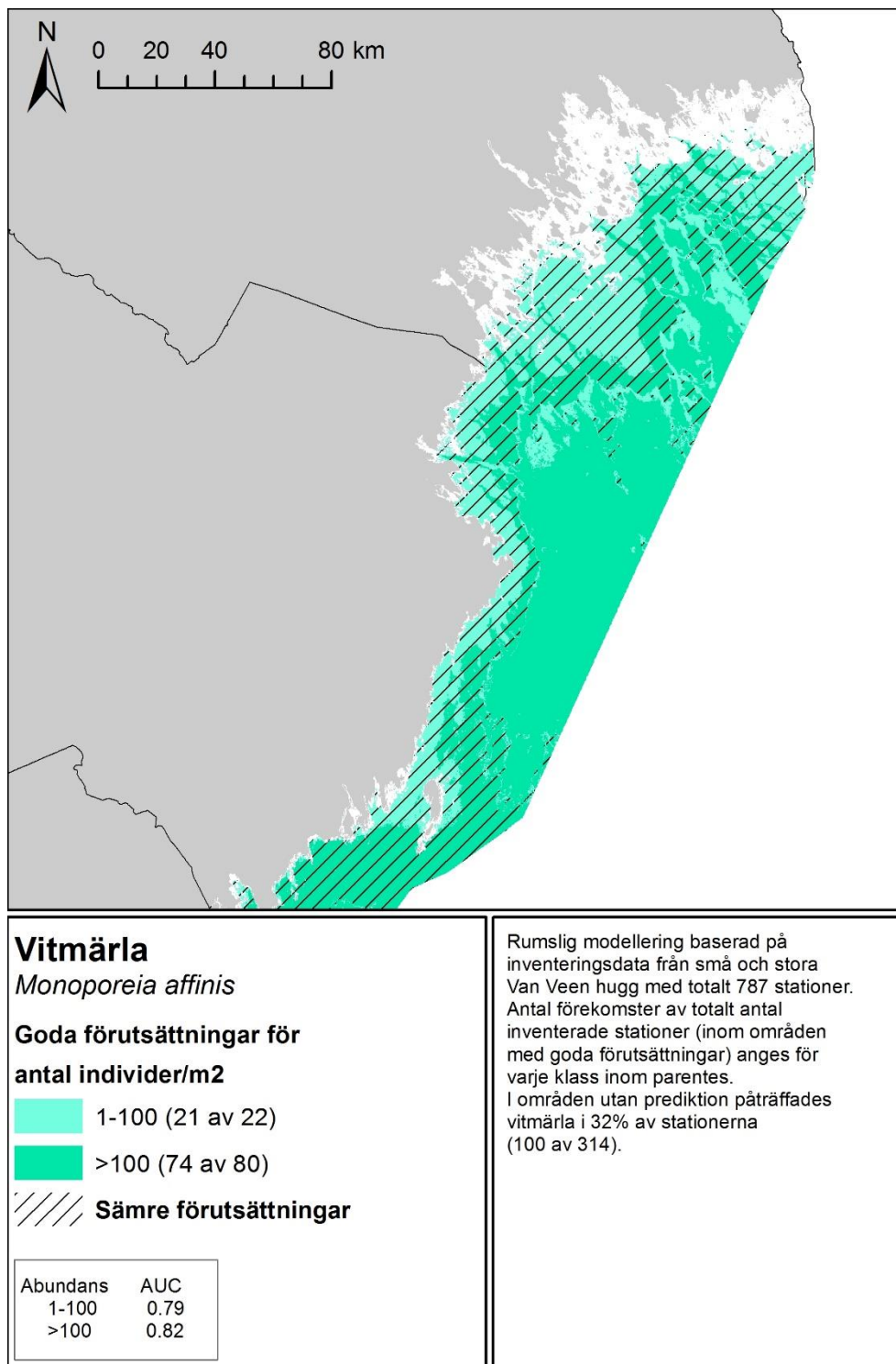
Skorven eller ishavsgåsuggan predikteras i likhet med vitmärslan över stora områden från södra till norra delarna av Bottniska viken. Liksom vitmärslan predikteras den främst en bit utanför kusten men längs vissa sträckor även kustnära. Några luckor i utbredningen predikteras i norra Västerbotten samt i Norrbottens kustområde. Allra högst sannolikhet för förekomst av skorv predikterades mellan ca 10 och 100 m djup (bild i Figur 58, predikterad karta i Figur 61).



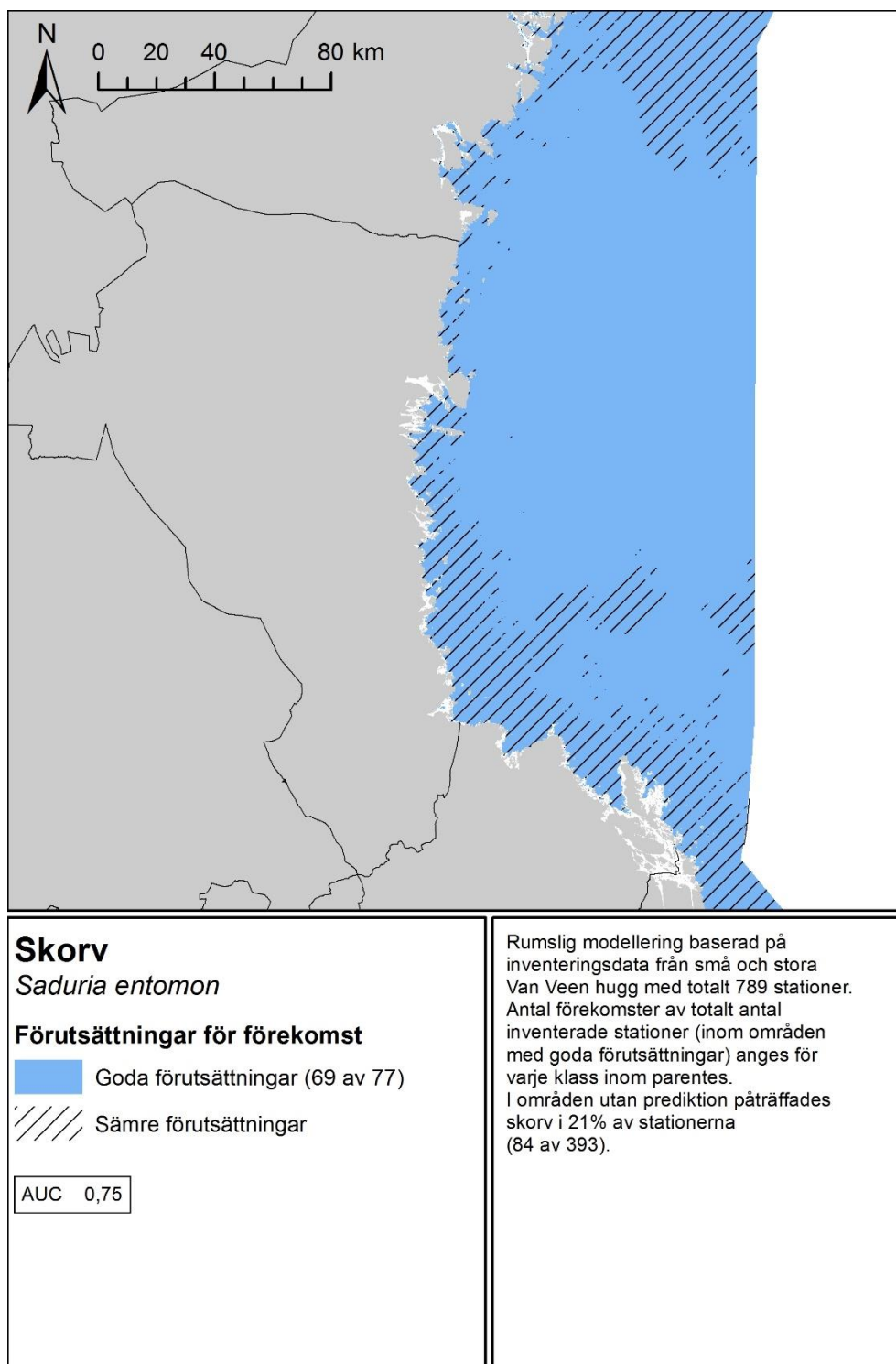
Figur 58. Skorv, *Saduria entomon*. Fotograf: Karl Florén.



Figur 59. Predikterade förutsättningar för förekomst för olika tätheter av slammärsla.



Figur 60. Predikterade förutsättningar för förekomst för olika tätheter av vitmärsla.



Figur 61. Predikterade förutsättningar för förekomst för olika tätheter av skorv.

Naturvärden

Naturvärdesbedömning och -kartering kan göras på många olika sätt beroende på ändamål. För jämförelser mellan olika områden och harmonisering inom naturvårdsarbetet är det dock fördelaktigt om en standardiserad metod används. Naturvärdeskarteringen i detta uppdrag har baserats på ramverket Mosaic (Hogfors m.fl. 2017¹). Mosaic är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser. Utvecklandet av Mosaic har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten. Ramverket är utvecklat för att fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav (Hogfors m.fl. 2017).

Grundläggande naturvärdesbedömning

Mosaic består av flera delar som utförs stegvis. Den första delen är den grundläggande naturvärdesbedömningen², inom vilken fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) värderas genom ett poängsystem. Ekosystemkomponenterna ges poäng (0, 1, 2, 4 eller 10) om de representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier (Tabell 9 och Tabell 10). Kriterierna delas upp i två grupper:

- Del 1a som bedömer de fördefinierade biotiska ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar ekologiska/biologiska naturvärden och indirekta ekosystemtjänster.
- Del 1b som bedömer ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar direkta ekosystemtjänster.

En första arbetsversion av den grundläggande naturvärdesbedömningen har gjorts inom ramen för det nationella arbetet med Mosaic. Bedömningen har tagits fram uppdelat på fyra havsområden: Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Inom denna naturvärdeskartering har listan för Bottenhavet använts i linje med länsstyrelsen i Västerbottens arbete med grön infrastruktur.

¹ Mosaic (*Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*) genomgår i skrivande stund ett remissförfarande och naturvärdeskarteringen är baserad på metodiken så som den är beskriven i remissen Hogfors m.fl. 2017.

² Arbetsversioner för Bottenhavet och Bottenviken daterad september 2017.

Tabell 9. Tabellen är direkt hämtad ur bilaga 3 till Hogfors m.fl. 2017 och visar en sammanfattning av riktlinjerna vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster. Beträffande hotstatus är riktlinjerna specifika för hur bedömningen ska göras om ekosystemkomponenten finns listad på en rödlista. För kriterierna biologisk mångfald och ekologisk funktion avgörs bedömningen i stor utsträckning genom att relatera de olika ekosystemkomponenterna mot varandra, till exempel för att avgöra vilka ekosystemkomponenter som "bidrar till hög biologisk mångfald" och vilka som "bidrar med relativt hög biologisk mångfald".

Del 1 - bedömning per havsområde				
Del 1a - kriterier för bedömning av ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster				
Poäng	Livshistoriskt viktigt	Hotstatus	Biologisk mångfald	Ekologisk funktion
10	EK kan troligen begränsa en eller flera arter och är - eller har mycket hög rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter*	Hotad eller minskande	EK bidrar till hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av mycket stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion
4	EK kan troligen begränsa en eller flera arter och har relativt hög rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter* Alt. EK kan möjligen begränsa en eller flera arter och är - eller har mycket hög rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter*	Nära hotad eller motsvarande	EK bidrar med relativt hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion Alt. EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av mycket stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion, men är så pass vanlig att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något
2	EK kan möjligen begränsa en eller flera arter och har relativt hög rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*	Har tidigare bedömts som hotad eller minskande alt. diskussioner pågår	EK bidrar med viss biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av viss betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv Alt. EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv, men är så pass vanlig att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något
(1)	Går ej att utdela		EK bidrar inte nämnvärt till biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet och är inte habitatbildande	EK har (utöver tidigare kriterier) liten betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv
0	EK utgör inte - eller har inte påvisats ha någon speciell betydelse för - ett kritiskt stadie av mobila arter* alt. har låg rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*	EK är inte bedömd som hotad eller minskande	Invasiva främmande arter som hotar biologisk mångfald	Invasiva främmande arter som hotar ekologiska funktioner eller slår ut andra arter

Kommentar

* Med "mobila arter" menas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, dvs. arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

Vid bedömning av *hotstatus*, *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* i de fall EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lekområde eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma *hotstatus*, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* baserat på den arten (eller de arterna) som EK är viktig för istället för EK själv. För att göra det krävs en stark koppling mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten.

Exempel: Om vi bedömer att EK "lekområden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk kan bedömningen av torskens hotstatus, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologiska funktion* vara det som ger poäng till EK "lekområden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens *hotstatus*, *bidrag till biologisk mångfald* och *ekologiska funktion* som man skulle kunna göra för "lekområden för torsk". Poängen bör viktas ner.

Tabell 10. Tabellen är direkt hämtad ur bilaga 3 till Hogfors m.fl. 2017 och visar en sammanfattning av riktlinjerna vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i Del 1b – direkta ekosystemtjänster. För dessa kriterier kan ingen ekosystemkomponent få 10 eller 2 poäng (som de kan få i Del 1a). Observera att det endast är direkta ekosystemtjänster som ger poäng. Indirekta ekosystemtjänster (stödjande och flera reglerande ekosystemtjänster) bedöms tillsammans med ekologiskt/biologiska värden i Del 1a.

Del 1 - bedömning per havsområde			
Del 1b - kriterier för bedömning av direkta ekosystemtjänster			
Poäng	Försörjande ekosystemtjänster	Kulturella ekosystemtjänster	Reglerande ekosystemtjänster
10	10 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier		
4	Biotiska ekosystemkomponenter som bidrar med råvaror som värderas högt eller används av många	Biotiska ekosystemkomponenter som har en kulturell betydelse som värderas högt eller används av många	Biotiska ekosystemkomponenter som väsentligt reglerar egenskaper i ekosystemen som människan sätter stort värde på och där få andra kan fylla dess funktion
2	2 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier		
1	Biotiska ekosystemkomponenter som har potential att bidra med råvaror som anses som måttligt värdefulla eller används måttligt	Biotiska ekosystemkomponenter som har potential att bidra med en kulturell betydelse som anses som måttligt värdefulla eller används måttligt	Biotiska ekosystemkomponenter som reglerar egenskaper i ekosystemen som människor sätter visst värde på
0	Biotiska ekosystemkomponenter som har låg potential att bidra med råvaror	Biotiska ekosystemkomponenter vars kulturell roll människor sätter låg värde på	Biotiska ekosystemkomponenter som har låg potential att reglera egenskaper i ekosystemen som människor sätter värde på
Kommentar			
I de fall som EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lekområde eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma de direkta ekosystemtjänsterna baserat på den arten (eller de arterna) som EK är viktig för istället för EK själv. För att göra det krävs en stark koppling mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten.			
Exempel: Om vi bedömer att EK "lekområden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk kan bedömningen av vilka direkta ekosystemtjänster som torsk ger vara det som ger poäng till EK "lekområden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens direkta ekosystemtjänster så som man skulle kunna göra för "lekområden för torsk". Poängen bör viktas ner.			

Poängen för Del 1a summeras med ett tak på max 20 poäng och lades ihop med Del 1b som summeras med ett tak på 7. Det högsta möjliga poängvärde som en ekosystemkomponent kan uppnå är således 27 poäng. Inom Mosaic finns möjlighet att påverka detta poängvärde genom att lägga till eller dra ifrån upp till 3 poäng. Detta kan användas om ekosystemkomponentens lokala (främst länsnivå) betydelse är större än dess betydelse för havsområdet i stort, givet de bedömda kriterierna. I detta uppdrag har poängvärdena använts utan sådan lokal viktning (Tabell 11).

Tabell 11. Generell poängsättning av organismgrupper inom den grundläggande naturvärdesbedömning för de ekosystemkomponenter som inkluderats i karteringen.

Generell poängsättning av fytobentos			NATURVÄRDESPÖÄNG									
			Del 2 - regional bedömning									
			Del 1 - bedömning per havsområde									
			Del 1a				Del 1b			Direkta ekosystemtjänster	Lokal viktning	Totalpoäng
			Livshistoriskt viktigt	Hotstatus	Biologisk mångfald	Ekologisk funktion	Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster	Försörjande ekosystemtjänster	Kulturella ekosystemtjänster	Reglerande ekosystemtjänster		
Grupp	Växthöjd	Täckningsgrad										
Kransalger Bottenhavet		EF-10%	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10-25%	2	4	2	2	10	0	1	0	1	11
		>25-50%	4	4	4	4	16	0	1	0	1	17
		>50%	4	4	4	10	20	0	1	0	1	21
Kransalger Bottenviken		EF	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10%	2	4	4	2	12	0	1	0	1	13
		>25%	4	4	4	4	16	0	1	0	1	17
		>50%	4	4	10	10	20	0	1	0	1	21
Kärlväxter Bottenhavet	Medel och höga	EF-10%	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10-25%	2	NA	2	2	6	0	1	0	1	7
		>25-50%	4	NA	4	4	12	0	1	0	1	13
		>50%	4	NA	10	10	20	0	1	0	1	21
Kärlväxter Bottenviken	Medel och höga	EF	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10%	2	NA	4	2	8	0	1	0	1	9
		>25%	4	NA	4	4	12	0	1	0	1	13
		>50%	4	NA	10	10	20	0	1	0	1	21
Kärlväxter Bottenhavet	Låga	EF-10%	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10-25%	0	NA	1	2	3	0	1	0	1	4
		>25-50%	0	NA	2	4	6	0	1	0	1	7
		>50%	0	NA	4	4	8	0	1	0	1	9
Kärlväxter Bottenviken	Låga	EF	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10%	0	NA	2	2	4	0	1	0	1	5
		>25%	0	NA	4	4	8	0	1	0	1	9
		>50%	0	NA	4	10	14	0	1	0	1	15
Alger (fintrådiga) Bottenhavet		EF-10%	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10-25%	0	NA	2	2	4	0	0	0	0	4
		>25-50%	0	NA	4	2	6	0	0	0	0	6
		>50%	0	NA	4	4	8	0	0	0	0	8
Alger (fintrådiga) Bottenviken		EF	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	2
		>10%	0	NA	4	2	6	0	0	0	0	6
		>25%	0	NA	4	4	8	0	0	0	0	8

	>50%	0	NA	10	10	20	0	0	0	0	-	20
	EF-10%	0	NA	1	1	2	0	0	0	0	-	2
Alger (kraftiga, t.ex. Fucus)	>10-25%	2	NA	4	2	8	0	0	0	0	-	8
	>25-50%	2	NA	4	4	10	0	0	0	0	-	10
	>50%	2	NA	10	10	20	0	0	0	0	-	20

Nedan följer en kortfattad beskrivning av de generella grunder på vilka poängen utdelats i den grundläggande bedömningen. För mer information se den grundläggande naturvärdesbedömningen i bilaga 3 (digital bilaga).

Eftersom den grundläggande bedömningen för Mosaic är utförd separat för Bottenviken och Bottenhavet kan ekosystemkomponenter erhålla olika naturvärdespoäng i de olika havsområdena. Ofta får ekosystemkomponenter i Bottenviken ett högre värde redan vid en lägre täckningsgrad än i Bottenhavet, eftersom det finns färre biotopbildande grupper i Bottenviken och de som finns därför blir av större betydelse.

För kriteriet livshistoriskt viktigt får höga täckningsgrader av kransalger och höga kärlväxter höga poäng. Detta grundar sig i studier som tyder på att dessa biotoper är viktiga uppväxtområden för juvenila fiskar (Urho m.fl. 1990, Sandström och Karås 2002, Sandström m.fl. 2005). Eftersom ett antal fiskarter med stort användande av vegeterade habitat förefaller föredra områden med medel till hög vegetationstäckning (Urho m.fl. 1990), får en lägre täckningsgrad mellan 10 och 25% en något lägre poäng. Även kraftiga makroalger, såsom tång (Fucus) får poäng under denna kategori, då det visats att abborre kan använda tång som leksubstrat (Snickars m.fl. 2010). Annan vegetation, såsom fintrådiga alger, får inte poäng under detta kriterium, trots höga täckningsgrader. Anledningen till detta är att det inte är klarlagt om dessa habitat generellt används som uppväxtområden i regionen. Den lägsta kategorin av täckningsgrader för alla bentiska organismer, som sträcker sig från enstaka förekomst upp till 9% täckningsgrad, får aldrig poäng för kriteriet livshistoriskt viktigt då en enstaka förekomst inte kan anses utgöra ett habitat. Ekosystemkomponenter inom gruppen zoobenthos får i dagsläget inga poäng eftersom poäng huvudsakligen ges till habitatbildande arter, och möjligen arter som utgör en specifikt viktig föda för en art/grupp vid ett kritiskt stadium. Detta innebär att mjukbottenlevande fauna såsom fjädermygglarver och märlkräftor inte får poäng för kriteriet livshistoriskt viktigt trots att de utgör en födokälla för vissa arter av ung fisk (Aarnio m.fl. 1996, Hüsey m.fl. 1997, Adamek m.fl. 2004).

De enda ekosystemkomponenter som fått poäng för kriteriet hotstatus är biotopbildande kransalger, eftersom kransalgsbiotoper bedöms vara nära hotade enligt Helcom HUB (Helcom 2013).

De högsta poängen för kriteriet biologisk mångfald har tilldelats habitatbildande vegetation. Mjuka bottenar med kärlväxtvegetation har visats generellt ha en högre artrikedom av djur än bottenar utan vegetation (Heck m.fl. 1989, Edgar m.fl. 1994, Boström och Bonsdorff 1997). Tång får höga poäng

eftersom kraftiga algarter ofta har en hög biodiversitet av såväl epifauna och epifyter (Kraufvelin och Salovius 2004; Martin m.fl. 2013). Ishavstofs (*Battersia arctica*) är en av de djupast växande algarterna i Bottenhavet (Florén m.fl. 2017) och är den enda habitatbildande algarten på vissa djup och antas därför bidra väsentligt till mångfalden i Bottenhavet. Ju högre täckningsgrad dessa ekosystemkomponenter har desto högre poäng har de erhållit baserat på studier där artrikedomen av epifauna har funnits vara positivt korrelerad med växtbiomassa (Heck och Wetstone 1977, Stoner och Lewis 1985). I stort råder det dock en brist på information rörande den artspecifika biologiska mångfalden hos majoriteten av nedsänkta kärlväxter, och de får därför samma poäng som den högre grupperingen höga kärlväxter. För andra organismgrupper finns mer specifik kunskap om artrikedomen av epifauna, såsom för *Chara* spp. som har en hög abundans av evertebrater, mestadels herbivorer, och är ett föredraget habitat över många andra för makrozoobenthos (Orav m.fl. 2000).

De flesta arter som hör till zoobenthos är inte habitatbildande i sig själv eller bidrar direkt till artrikedomen, och får därför inte mer än minimipoäng (1) rörande kriteriet för biologisk mångfald. Detsamma gäller växter och alger i de fall de inte kan anses habitatbildande, dvs. när de har en täckningsgrad som är mindre än 10%.

De högsta poängen för kriteriet ekologisk funktion har tilldelats kärlväxter och kransalger i höga täckningsgrader, då de utgör viktiga habitatbildande primärproducenter med funktioner inom såväl primärproduktion och näringsupptag som sedimentstabilisering. Att höga täckningsgrader får högre poäng motiveras av att de nämnda funktionerna rimligen kan anses förstärkas vid högre täckning av vegetation, och de lägre täckningsgraderna får därför minskande poäng. Även annan habitatbildande vegetation, såsom ishavstofs får höga poäng, och även andra fintrådiga alger i områden med få andra primärproducenter på hårbotten.

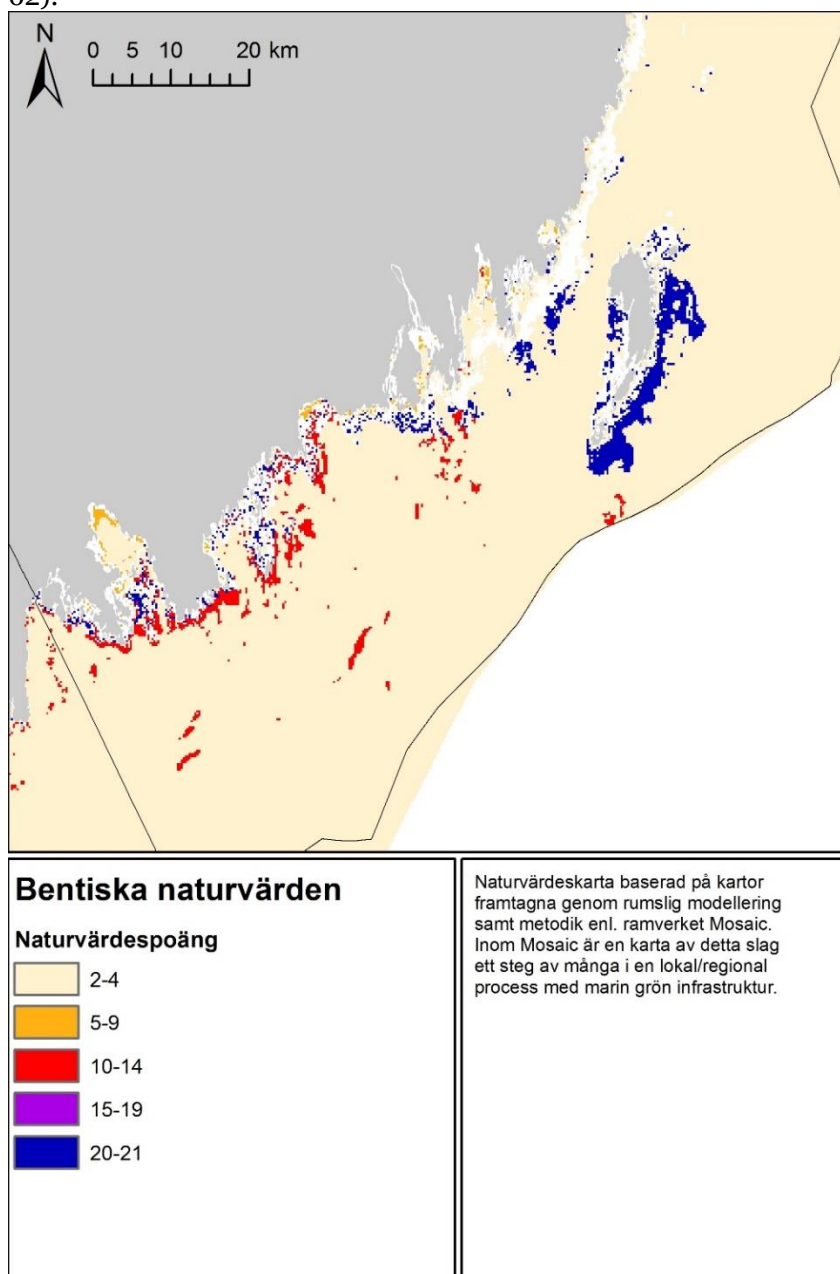
De mjukbottenlevande djuren östersjömussla, fjädermygglarver, fåborstmaskar, slammärta, vitmärta och skorv får alla 2 poäng inom kriteriet, då de bidrar med olika ekologiska funktioner såsom syresättning av sedimentet samt utgör viktiga födokällor för såväl andra ryggradslösa djur som fisk (se t.ex. Haahtela 1990, Hüseyin m.fl. 1997, Tuominen m.fl. 1999, Ejdung och Elmgren 2001, Karlson m.fl. 2007). Den höga förekomsten av dessa djur, samt den stora ytan av lämpliga habitat som finns att tillgå, gör dock att varje enskild förekomst värderas ned något och är anledningen till att ekosystemkomponenterna inte får högre poäng.

Inom kategorin kulturella ekosystemtjänster får biotopbildande kärlväxter och kransalger 1 poäng, för att deras närvaro i strandnära miljöer kan anses positiv av det rörliga friluftslivet.

Poäng lades till för blåmussla (*Mytilus edulis*) eftersom den saknades i bedömningen i september.

Kartering

En gemensam naturvärdeskarta för alla bentiska ekosystemkomponenter (vegetation och zoobentos) togs fram baserat på det som karterats inom uppdraget (se Artmodeller). Kartorna³ klassades om⁴ till respektive ekosystemkomponents totalpoäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Dessa sammanställdes sedan till en karta genom att det högsta värdet av ekosystemkomponenterna för varje gridcell valdes⁵ (Figur 62).



Figur 62. Naturvärdeskarta för bentiska ekosystemkomponenter med utgångspunkt i den grundläggande naturvärdeskarteringen inom Mosaic.

³ Alla gridceller ovan Cutoff-värdet, se Omarbetning av sannolikhetskartor.

⁴ Reclassify (ArcMap)

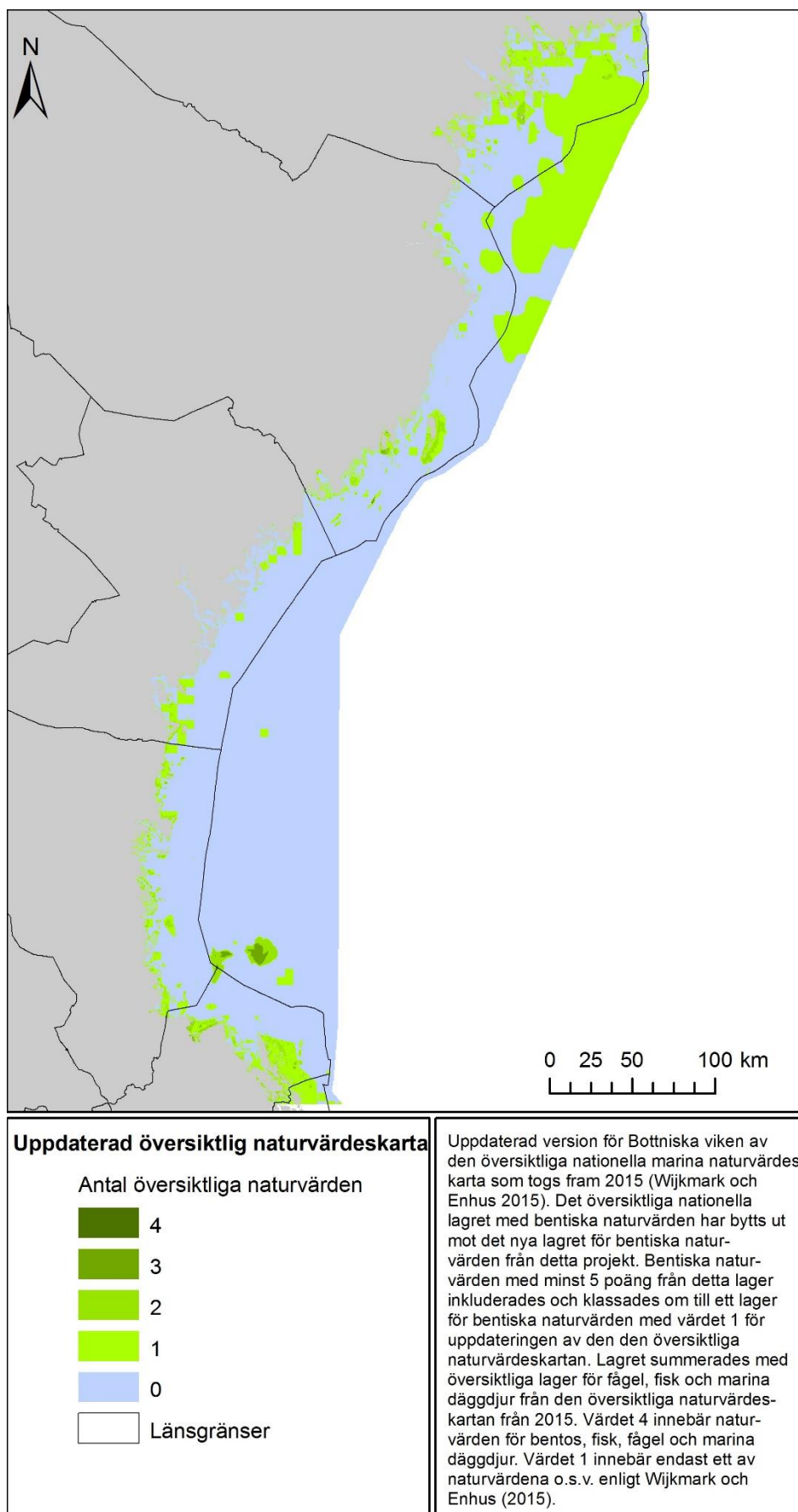
⁵ Mosaic to new raster (ArcMap), med summeringsmetod maxvärde.

De högsta naturvärdena är lokaliserade närmast kusterna i områden med högre täckningsgrader av kärlväxter och kransalger samt på hårda bottenar en bit från kusten och på utsjöbankar från Holmöarna och söderut där ishavstoffs (*Battersia arctica*) förefaller växa i högre täckningsgrader.

Områden med bottenlevande djur och lägre täckningsgrader av faller inte ut i denna karta eftersom de erhållit lägre poäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

Sammanvägning med naturvärdeslager för andra ekosystemkomponenter

År 2015 gjordes en översiktlig karta över marina naturvärden på nationell skala i 500 m upplösning baserad på befintliga heltäckande GIS-lager (Wijkmark och Enhus 2015). Kartan innehöll lager över naturvärden i form av fisk, marina däggdjur, fågel och bentiska naturvärden. Eftersom kartan över bentiska naturvärden i Bottniska viken (Figur 62) bygger på modeller som tagits fram med mer data och mer detaljerade prediktorlager än det tidigare lagret över bentiska naturvärden på nationell skala användes denna för att skapa en uppdaterad översiktlig karta över sammanlagda naturvärden i Bottniska viken. Det gamla översiktliga lagret över bentiska naturvärden i Bottniska viken byttes ut mot alla naturvärden med minst 5 naturvärdespoäng från det nya lagret. Detta summerades därefter med naturvärdeslagren för fågel, fisk och marina däggdjur från den översiktliga nationella kartan (Figur 62).



Figur 62. Uppdaterad översiktlig karta över marina naturvärden på nationell skala.

Diskussion

Användningsområden för kartorna

I arbete med rumslig planering av aktiviteter såsom havsplanering är heltäckande kartunderlag viktiga, dels för att de visar utbredningen av de olika underlag som ingår i planeringen (t.ex. naturvärden) men även för att de kan användas i olika överlagringsanalyser och för att svara på frågor såsom hur stor del av ett visst naturvärde som omfattas av områdesskydd eller förväntas bli påverkat av en planerad aktivitet etc.

Utöver rumslig planering på översiktlig nivå kan kartorna också användas i andra sammanhang där beskrivningar av bentiska naturvärden görs på översiktlig skala eller som underlag inför mer detaljerade karteringsarbeten.

Det här arbetet har gjorts i syfte att ta fram heltäckande kartor över bentiska naturvärden i Bottniska viken för användning i havsplanering och annat arbete på översiktlig skala. Kartorna ger en god generell bild av den rumsliga fördelningen av bentiska naturvärden på havsplaneområdesnivå som på en översiktlig nivå stämmer väl överens med de kartor över bentiska naturvärden som tagits fram i 10 m upplösning för Västerbottens län. Kartorna är däremot inte ämnade för användning på detaljerad nivå (t.ex. på läns- eller kommunnivå). De kan dock bidra till en översiktlig bild över var höga bentiska naturvärden finns i ett län eller användas i liknande översiktliga syften för län som ännu inte har karterats på detaljerad nivå.

Metodik och underlag

Den rumsliga upplösningen på 250 m sattes dels för att ge en hanterbar datamängd på havsplaneområdesnivå men även för att det finns betydligt fler abiotiska underlag i den upplösningen än i t.ex. 10 eller 25 m upplösning som täcker hela havsplaneområdet. En detaljerad kartering i 10 eller 25 m upplösning hade dels krävt ett omfattande arbete med att ta fram nya högupplösta abiotiska underlagskartor samt betydligt mer omfattande kompletterande biologiska undersökningar. Ett sådant karteringsarbete hade inte kunnat utföras inom de tidsramar som fanns för den här karteringen och så stora högupplösta kartor skulle troligtvis av hanteringsskäl ofta ha använts uppdelade i mindre delar. Det detaljerade högupplösta karteringsarbete som nu utförs på länsnivå ger kartor i 10 m upplösning. Eftersom detta arbete utförs på länsnivå blir delar av havsplaneområdet karterat i hög upplösning betydligt tidigare än om hela området skulle karterats i hög upplösning på en gång. De grövre heltäckande kartorna i 250 m upplösning är tillgängliga under tiden som den detaljerade karteringen pågår län för län. Även efter att karteringarna på länsnivå har slutförts kan de grövre kartorna användas när översiktliga kartor på havsplaneområdesnivå behövs.

En utmaning vid modellering på denna skala av bentiska arter som lever på grunda kustnära botten är att deras livsmiljö ofta utgörs av smala grunda zoner inom snäva djupintervall. I djupunderlaget innehåller varje rastercell (250 x 250 m) medelvärde för djupet inom cellen. Detta innebär att smala

zoner inom lämpliga djupintervall (t.ex. på brant sluttande bottenar) och små grundtoppar med vegetation ibland inte kommer med i kartorna eftersom medeldjupet inom gridcellerna ofta är större. Detta leder till att vissa arter av alger och kärlväxter underpredikteras i branta områden såsom Höga kusten. Den typen av problem finns inte eller är åtminstone betydligt mindre i högupplösta kartor i t.ex. 10 eller 25 m upplösning. Av bland annat denna anledning blir kartor över artgrupper samt kartor över arter som lever på stora flacka bottenområden bättre än kartor över enskilda arter av t.ex. kärlväxter på Bottniska-viken skalan. Naturvärdeskartorna kan av samma anledningar anses mer tillförlitliga än enskilda artkartor på denna skala. Därför rekommenderas i första hand naturvärdeskartan.

Skala och upplösning kan också påverka vilka miljövariabler som blir viktiga i modellerna. I tidigare modelleringsprojekt som utförts på mindre områden (län) i högre upplösning har ofta djup och vågexponering blivit de viktigaste miljövariablerna i många modeller, särskilt för fytobentos (t.ex. Nyström Sandman m.fl. 2013 A och B). Detta gäller även för många arter på den här skalan men det är också tydligt att prediktorlager med starka nord-sydliga gradienter på Bottniska viken-nivån tar över som viktigaste prediktorer för arter som t.ex. tång som endast förekommer i de södra delarna av Bottniska viken. Sådana prediktorlager är främst salinitet och latitud.

Eftersom prediktorlagrens kvalitet till stor del avgör kartornas kvalitet är det intressant att diskutera kvaliteten hos dessa underlag. För djup, djupderivat (rugositet, kurvatur etc.) och andra variabler som ofta varierar mycket över korta avstånd är den förhållandevis grova upplösningen på 250 så begränsande (särskilt i kustnära miljöer) att det är osäkert om finare underliggande data skulle förbättra de predikterade kartorna annat än i vissa mycket glest uppmätta områden. Eftersom botten substrat är av direkt avgörande betydelse för de flesta bentiska arter är det intressant att "andel hårdbotten" (som togs fram inom Symphony-projektet) inte fick stor betydelse i modellerna. Det kan finnas flera olika orsaker till detta, exempelvis att andra miljövariabler såsom djup och vågexponering fångar upp delar av den rumsliga variationen i "andel hårdbotten" eller att andra variabler som bättre fångar upp den variationen över så stora områden som Bottniska viken tar över som de viktigaste variablerna i dessa modeller. Det är svårt att peka ut enskilda variabler som om de förbättras har potential att ge betydligt bättre prediktioner. Salinitet är dock ett exempel på en variabel där en förbättring eventuellt skulle kunna förbättra modellerna för vissa arter. Salinitetslagret från CMEMs gav för vissa arter så kraftiga effekter utanför älvmynnningar att modellens utvärderingsmått blev lågt (många stationer i valideringsdata predikterades fel i stora områden utanför älvmynnningarna när detta lager användes). För sådana arter kördes modellerna om med ett lager för latitud istället för salinitet (representerar en nord-sydlig gradient utan effekter från älvar) vilket i de flesta fall gav bättre prediktioner (högre utvärderingsmått och fler rätt klassade stationer i valideringsdata). Detta tyder på en överdriven effekt från älvarna, åtminstone för dessa arter och att ett bättre salinitetslager skulle kunna ha potential att ge bättre prediktioner med rimlig effekt från älvmynnningarna.

Naturvärden och grön infrastruktur

Naturvärdeskarteringen är baserad på de yttäckande kartunderlag som funnits tillgängliga i projektet, vilket begränsas av vad som varit möjligt att modellera med goda resultat. Det i sin tur avgörs av flera faktorer som provtagningsmetod och – ansträngning, kvalitet i kartor över miljövariabler m.m. Detta innebär att naturvärdeskartorna som presenteras i denna rapport inte nödvändigtvis inkluderar alla de ekosystemkomponenter som skulle vara önskvärt i arbete med grön infrastruktur. Den här karteringen har till exempel begränsats till bentiska naturvärden (med undantag för den sammanslagning med översiktliga underlag för fågel, fisk och marina däggdjur som gjordes i syfte att uppdatera det översiktliga nationella marina naturvärdesskiktet från 2015).

En granskning av tillgängliga kartunderlag och kända arter, biotoper och habitat i Bottniska viken rekommenderas för att säkerställa att ekosystemkomponenter inte förbises. Till exempel kan en jämförelse mellan förekomster i fältdata, den grundläggande naturvärdesbedömningen och kartunderlagen ge en indikation om huruvida ekosystemkomponenter som bidrar med höga naturvärden saknas i de yttäckande underlagen. En bedömning kan då göras av huruvida dessa bör inkluderas i arbetet med grön infrastruktur som punktförekomster (se exempel på tillvägagångssätt för kända värdefulla platser i Hogfors m.fl. 2017).

Den grundläggande naturvärdesbedömningen som ligger till grund för naturvärdeskarteringen är så långt möjligt baserad på vetenskapliga underlag men också till stor del på expertbedömning. Även om flertalet experter deltagit i bedömningarna är det en arbetsversion där antalet experter som varit inblandade i arbetet är betydligt färre än vad som avsetts när Mosaic utvecklats. Detta innebär att naturvärdenspoängen kan komma att förändras något under det pågående utvecklingsarbetet av Mosaic.

Metoderna som ingår i Mosaic är avsedda för grön infrastruktur på länsnivå och inte havsplanering på nationell havsplanenivå. Den grundläggande naturvärdeskartan är inte avsedd att stå ensam som en färdig naturvärdeskarta utan är tänkt att användas i samband med flertalet andra analyssteg inom Mosaic. Kartan är det första underlaget för att identifiera områden som kan avgränsas som värdekärnor inom grön infrastruktur. Analyser av arters spridningsbiologi (konnektivitet) och platsers kvalitet/funktionalitet kan även ge stöd för att lägga till värdekärnor eller utse potentiella värdekärnor. Vidare följer lokalisering av värdetrakter och analyser av ekologisk representativitet för att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter är ekologiskt representerade inom värdekärnorna och värdetrakterna. Dessa analyssteg har inte utförts i detta projekt och således är det till exempel osäkert om de utpekade områdena med höga bentiska naturvärden är ekologiskt representativa.

Kartorna är inte heller utvecklade för att användas på länsnivå vilket innebär att dessa underlag bör användas med särskild försiktighet vid arbete med grön infrastruktur på länsnivå. För de län som saknar bättre underlag kan de dock ge en indikation om vilka områden som är troliga att hysa höga naturvärden.

Möjligheter att uppdatera kartorna samt att skapa HUB-kartor

I takt med att nya inventeringar utförs i Bottniska viken och tillgängliga biologiska data blir fler samt att de kartor som skapats i detta projekt blir äldre kan det eventuellt bli aktuellt att uppdatera kartorna. Detta kan göras med en betydligt mindre insats än den som krävdes i detta projekt eftersom de abiotiska underlagskartorna är färdiga och anpassade till samma utbredning, upplösning etc. Nya modelleringar och prediktioner kan då utföras på dessa befintliga abiotiska underlagskartor i kombination med uppdaterade biologiska dataset från datavärden SMHI. En förutsättning för att uppdateringen ska kunna utföras snabbt är att uppdateringen utförs i samma upplösning och med samma utbredning som använts i denna kartering.

Kartor över HUB-biotoper kräver tillgång till heltäckande kartor över ytsubstrat som är kompatibla med HUB-systemet, vilka inte varit tillgängliga här. Om sådana lager skapas skulle HUB-klasser kunna tas fram över området till nivå 3 (den finaste abiotiska nivån) med hjälp av ett lager över fotisk zon genom enklare GIS-analyser. Finare nivåer i HUB-systemet (nivå 4-6 som inkluderar biota) behöver tas fram med hjälp av modellering. Modellering av HUB-biotoper testades parallellt vid detaljerad kartering i Västerbottens län (endast den biologiska delen av HUB systemet) och karterade HUB-biotoper validerades under en andra fältsäsong vilket inte fanns inte tidsramarna för karteringen på havsplaneområdesnivå.

Referenser

- Aarnio K, Bonsdorff E, Rosenback N (1996) Food and feeding habits of juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.), and turbot *Scophthalmus maximus* L. in the Åland archipelago, northern Baltic sea. *J Sea Res* 36:311–320.
- Adámek Z, Musil J, Sukop I (2004) Diet Composition and Selectivity in O+ Perch (*Perca fluviatilis* L.) and its Competition with Adult Fish and Carp (*Cyprinus carpio* L.) Stock in Pond Culture. *Agric Conspectus Sci* 69:21–27.
- Blomqvist, M. & Olsson, P. 2007. Översyn av det nationella marina övervakningsprogrammet för vegetationsklädda bottnar. Rapport Naturvårdsverket. 34 sid.
- Boström C, Bonsdorff E (1997) Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *J Sea Res* 37:153–166. doi: 10.1016/S1385-1101(96)00007-X
- Edgar GJ, Shaw C, Watsona GF, Hammond LS (1994) Comparisons of species richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *J Exp Mar Bio Ecol* 176:201–226. doi: 10.1016/0022-0981(94)90185-6

Ejdung G, Elmgren R (2001) Predation by the benthic isopod *Saduria entomon* on two Baltic Sea deposit-feeders, the amphipod *Monoporeia affinis* and the bivalve *Macoma balthica*. *J Exp Mar Bio Ecol.* doi: 10.1016/S0022-0981(01)00353-7

Florén, K, Hansson, P och Skoglund, S. 2017. Vegetationsklädda bottnar i Gävleborgs läns kustvatten - Trendövervakning 2016. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2017:5. 58 sid.

Haahtela I (1990) What do Baltic studies tell us about the isopod *Saduria entomon* (L.)? *Ann Zool Fennici* 27:269–278.

Hastie, T. J., and R. J. Tibshirani (1990) *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London.

Havs- och vattenmyndigheten (2015) *Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter.Handledning för miljöövervakning. Undersökningstyp. Version 1:3. 23 sid.*

Havs- och vattenmyndigheten (2016) *Vegetationsklädda bottnar, ostkust. Handledning för miljöövervakning. Undersökningstyp. Version 1:1. 15 sid.*

Heck KJ, Wetstone G (1977) Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J Biogeogr* 4:135–142.

Heck KL, Able KW, Fahay MP, Roman CT (1989) Fishes and decapod crustaceans of Cape Cod eelgrass meadows: Species composition, seasonal abundance patterns and comparison with unvegetated substrates. *Estuaries* 12:59–65. doi: 10.1007/BF02689795

Helcom. 2013. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 140.*

Helsinki Commission (2013) *Baltic Marine Environment Protection Commission Baltic Sea Environment Proceedings No. 139, HELCOM HUB Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification.*

Hogfors, H., Fyhr, F. och Nyström Sandman, A. 2017. *Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:xx.*

Hüssy K, St. John MA, Böttcher U (1997) Food resource utilization by juvenile Baltic cod *Gadus morhua*: a mechanism potentially influencing recruitment success at the demersal juvenile stage? *Mar Ecol Prog Ser* 155:199–208.

Karlson K, Bonsdorff E, Rosenberg R (2007) The Impact of Benthic Macrofauna for Nutrient Fluxes from Baltic Sea Sediments. *Ambio* 36:161–167. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36

- Lek, S., Guegan, J.F., 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecol. Modell.* 120, 65–73.
- Lindén, A., and S. Mäntyniemi. 2011. Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology* 92:1414–1421.
- Naturvårdsverket 2010. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Rapport 6376. Naturvårdsverket.
- Nyström Sandman A., Didrikas T., Enhus C., Florén K., Isaeus M., Nordemar I., Nikolopoulos A., Sundblad G., Svanberg K., Wijkmark N., 2013 A: Marin Modellering i Stockholms län, AquaBiota Report 2013:10.
- Nyström Sandman A., Didrikas T., Enhus C., Florén K., Isaeus M., Nordemar I., Nikolopoulos A., Sundblad G., Svanberg K., Wijkmark N., 2013 B: Marin Modellering i Södermanlands län, AquaBiota Report 2013:09.
- Orav H, Kotta J, Martin G (2000) Factors affecting the distribution of benthic invertebrates in the phytal zone of the North-Eastern Baltic Sea. *Proc Est Acad Sci Biol Ecol* 49:253–269.
- Philipson, P., and T. Lindell. 2004. Nationell kartering från satellitbilder av strandtyper längs svenska havskusten. CBA internal report, Centrum för bildanalys, Uppsala universitet, Uppsala, Sweden.
- Sandström A, Eriksson BK, Karås P, m.fl. 2005. Genetic Population Structure of Fishes: Implications for Coastal Zone Management. *Ambio* 34:125–130. doi: 10.1639/0044-7447(2005)034.
- Sandström, A., Karås, P. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environ Biol Fishes* 63:89–101.
- Snickars M, Sundblad G, Sandström A, m.fl. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: Modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Mar Ecol Prog Ser* 398:235–243. doi: 10.3354/meps08313
- Stoner AW, Lewis FG. 1985. The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical sea-grass meadows. *J Exp Mar Bio Ecol* 94:19–40. doi: 10.1016/0022-0981(85)90048-6
- Trevor, H., Robert, T., Andreas, B., 1994. Flexible discriminant analysis by optimal scoring. *J. Am. Stat. Assoc.* 89, 1255–1270
- Tuominen L, Mäkelä K, Lehtonen KK, m.fl. 1999. Nutrient Fluxes, Porewater Profiles and Denitrification in Sediment Influenced by Algal Sedimentation and Bioturbation by *Monoporeia affinis*. *Estuar Coast Shelf Sci* 49:83–97.

Urho, L., Hildén, M., Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environ Biol Fishes* 27:273–283. doi: 10.1007/BF00002746.

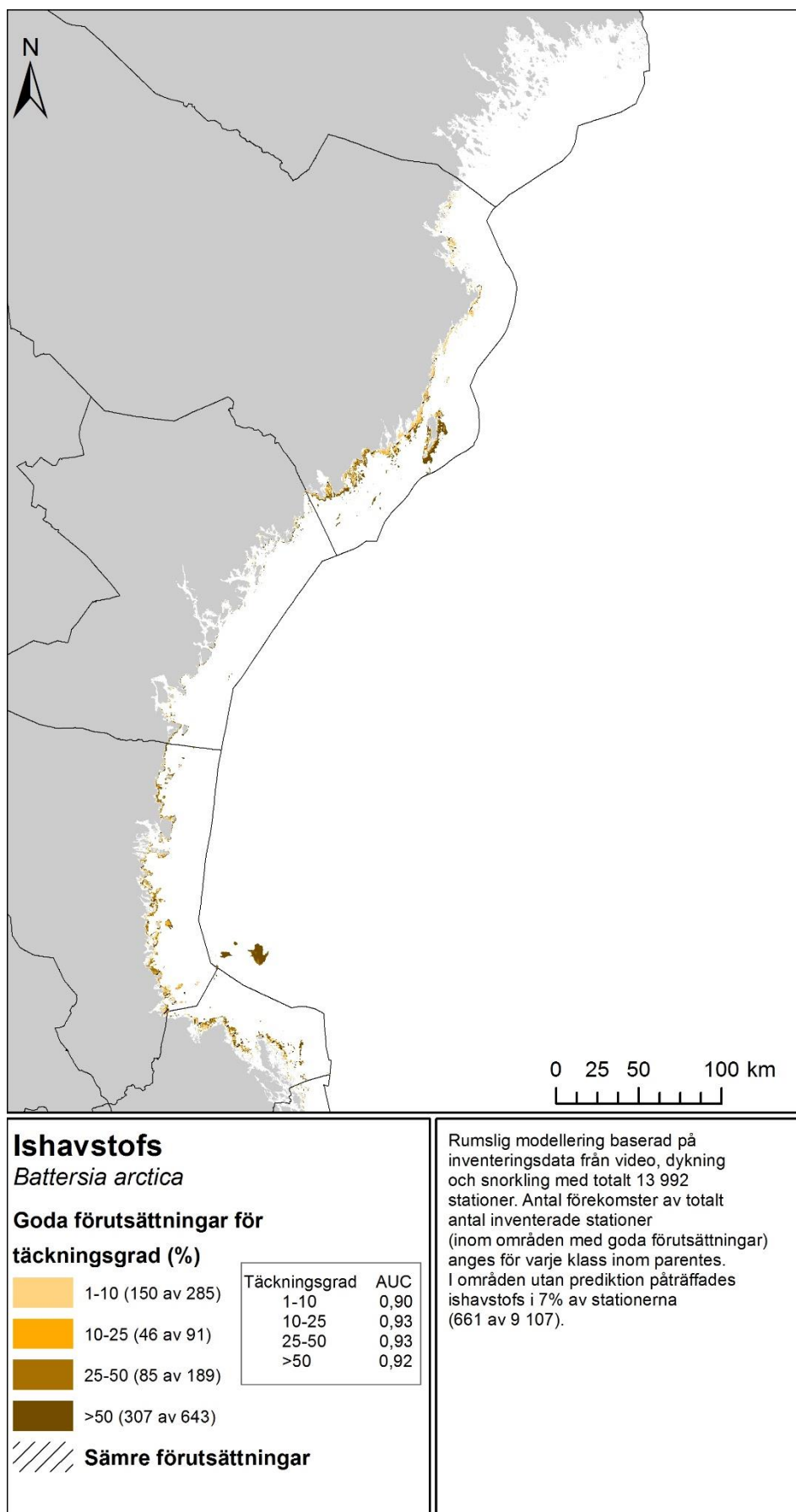
Veneranta, L., R. Hudd, and J. Vanhatalo. 2013. Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters. *Marine Ecology Progress Series* 477:231–250.

Wijkmark, N. och Enhus C. 2015. Metodbeskrivning för framtagande av GIS-karta för en nationellt övergripande bild av marin grön infrastruktur. AquaBiota.

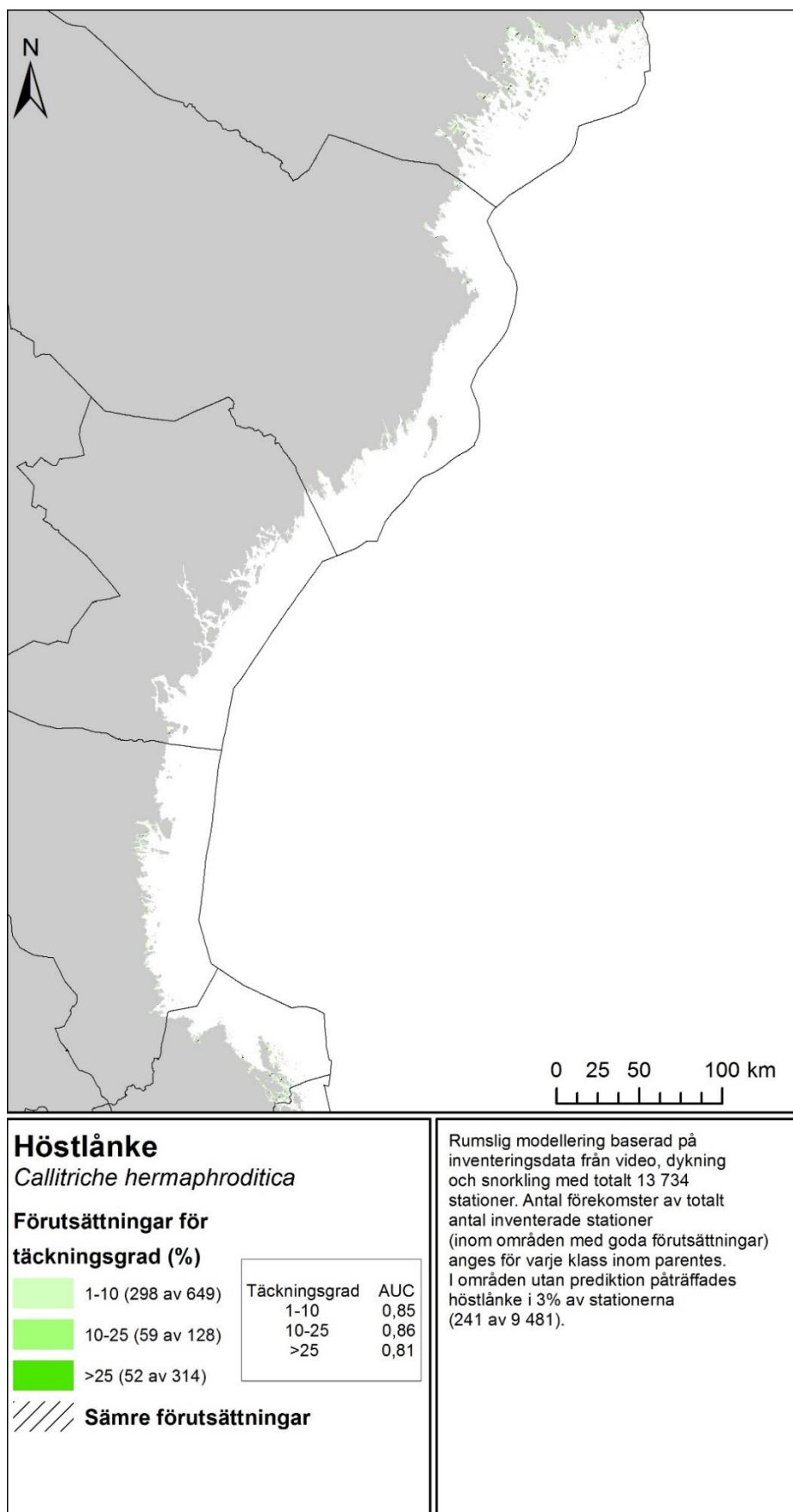
Wijkmark, N. Isaeus, M. 2010. Wave exposure calculations for the Baltic Sea. AquaBiota Report 2010:2.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, and G. M. Smith. 2007. Analysing ecological data. Springer, New York; London.

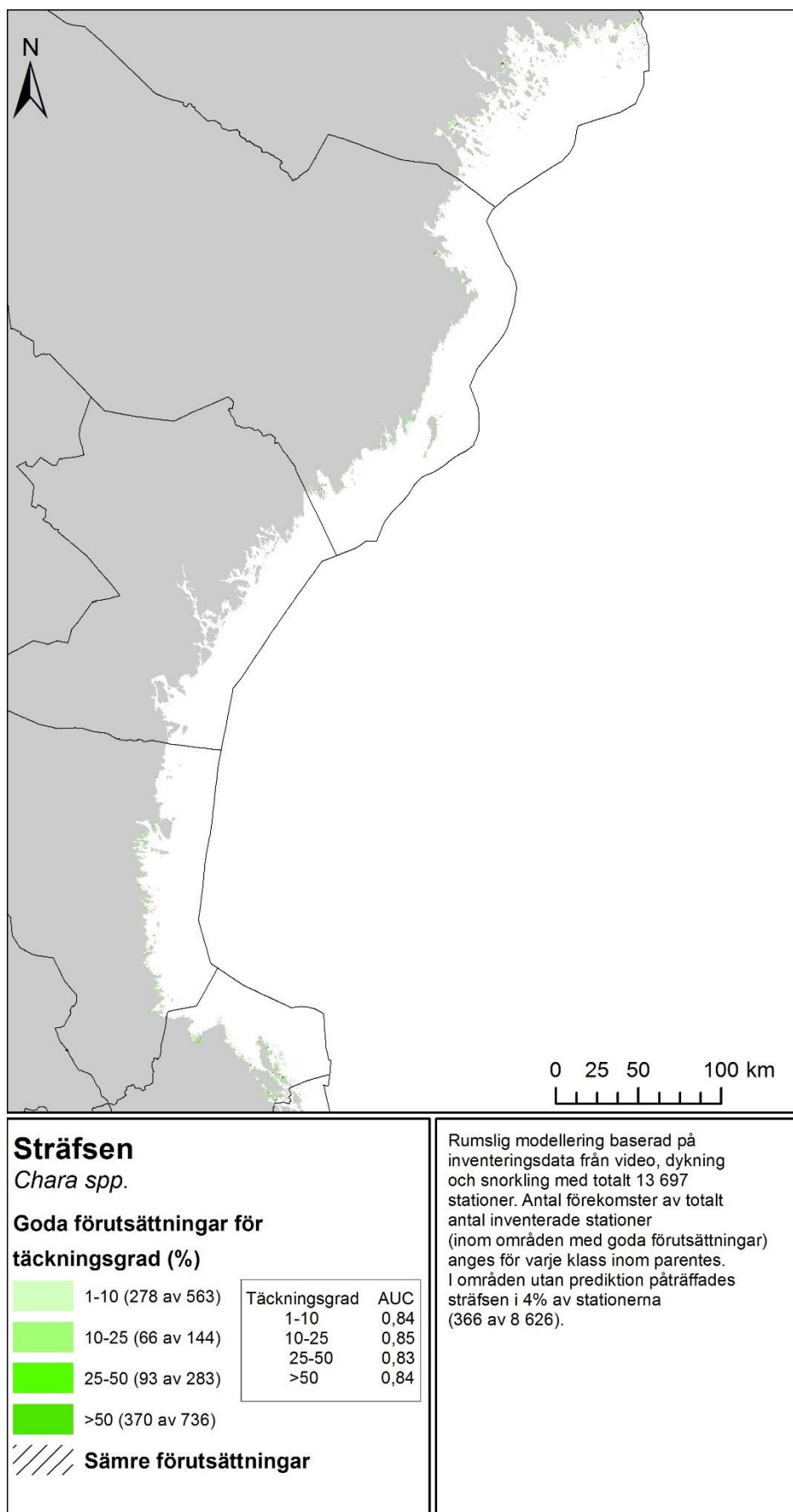
Bilaga 1 – Modellerade kartor



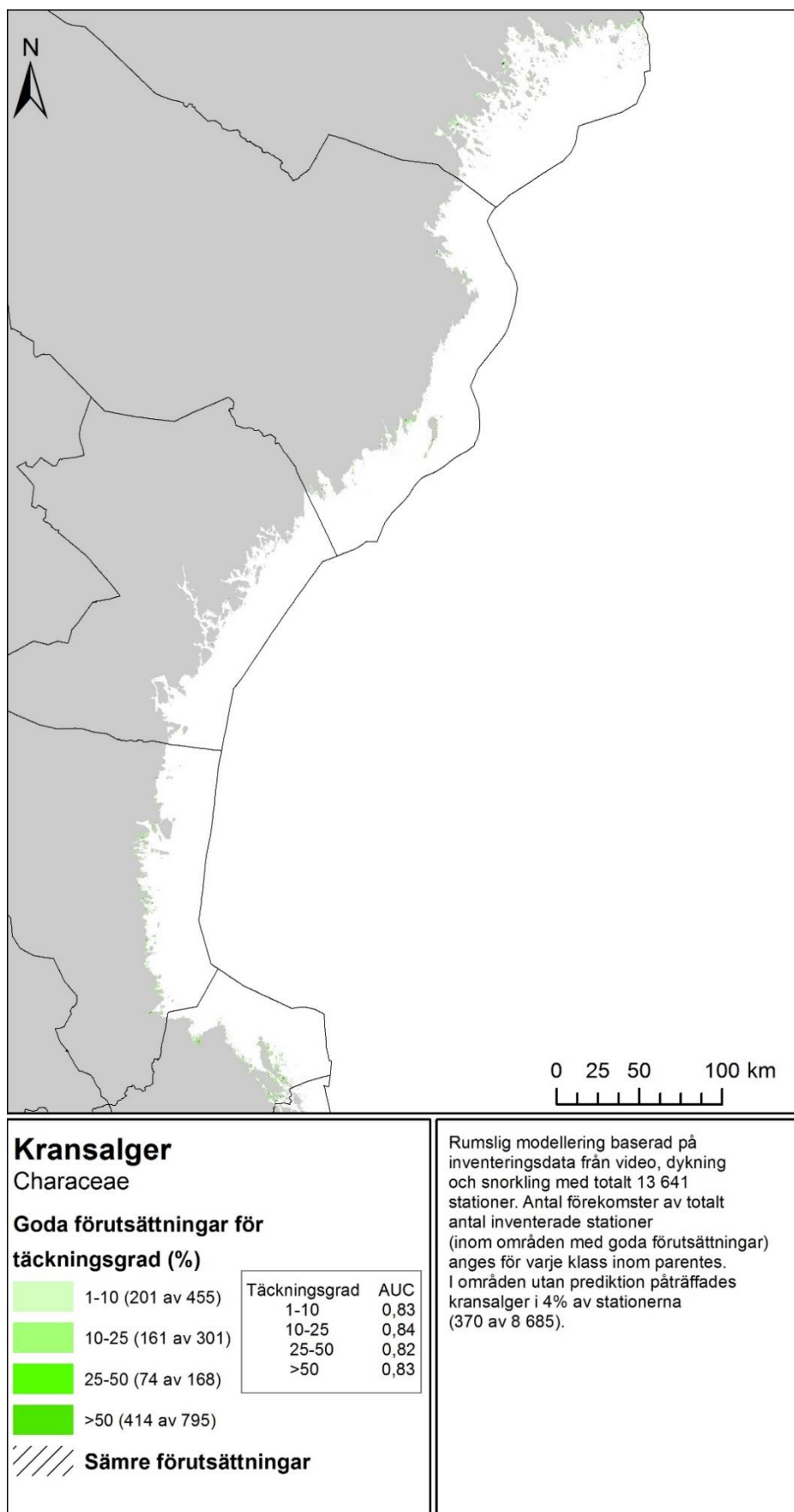
Figur 63



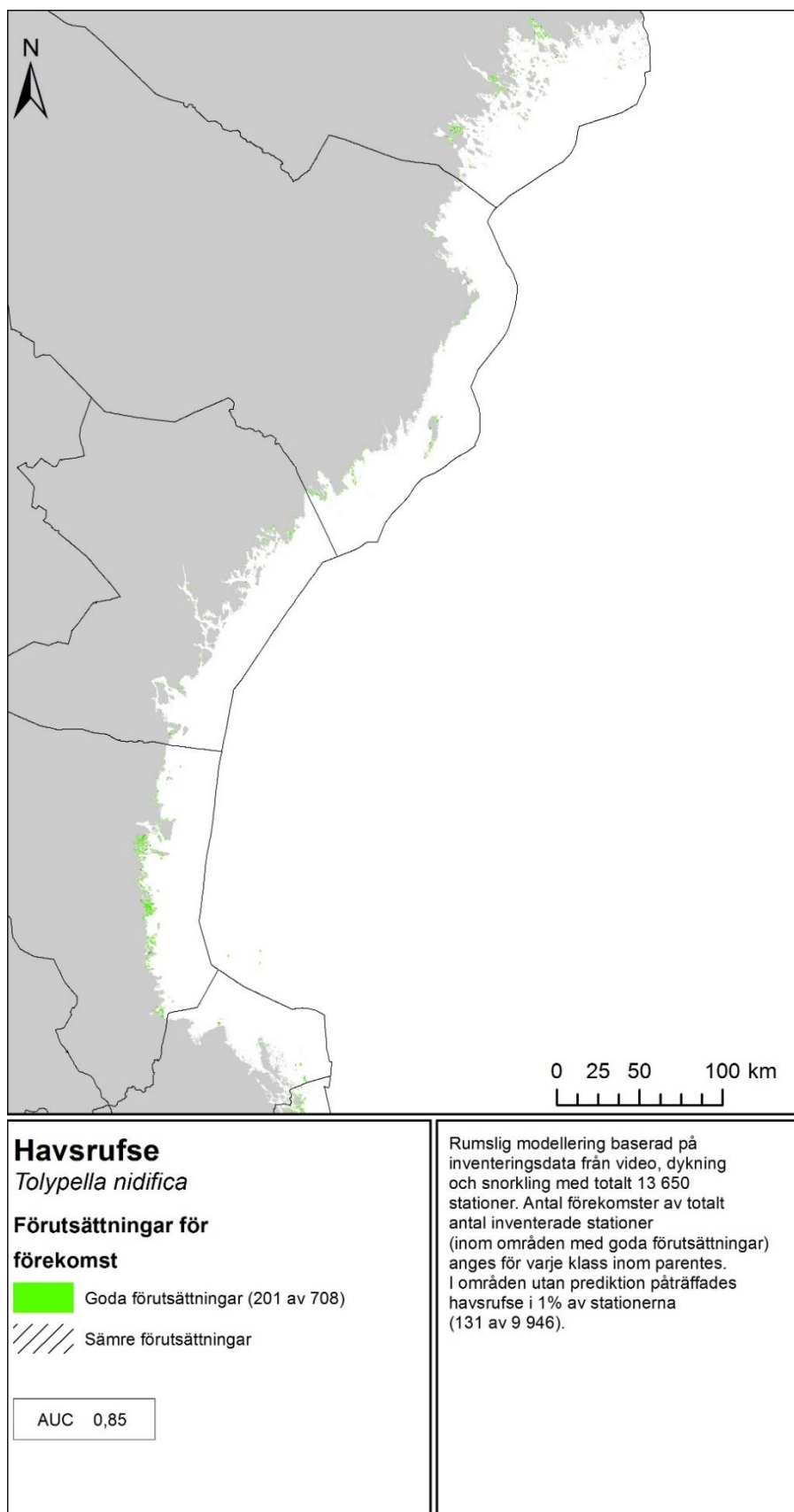
Figur 64. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av höstlänke.



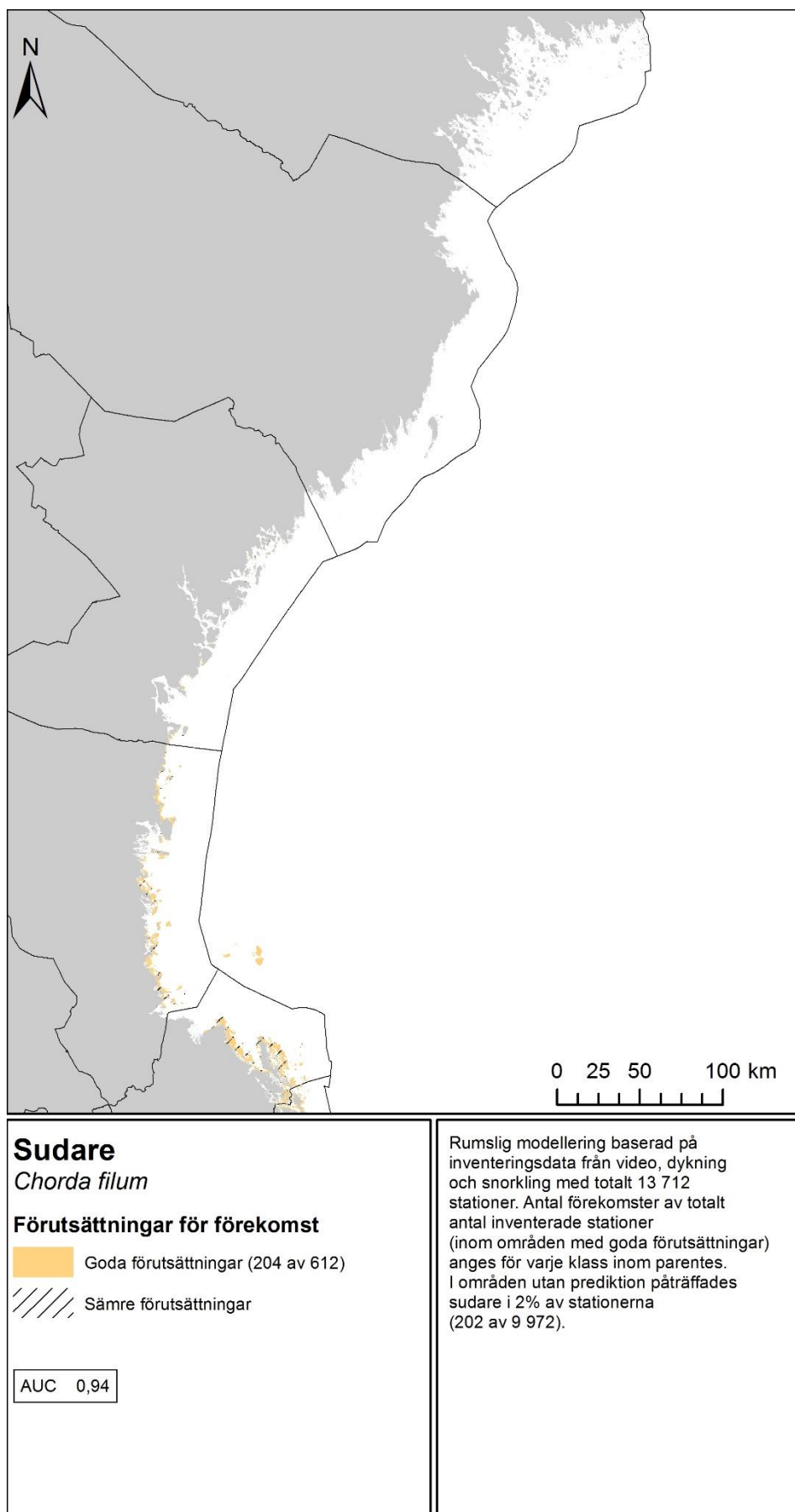
Figur 65. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av sträfsen.



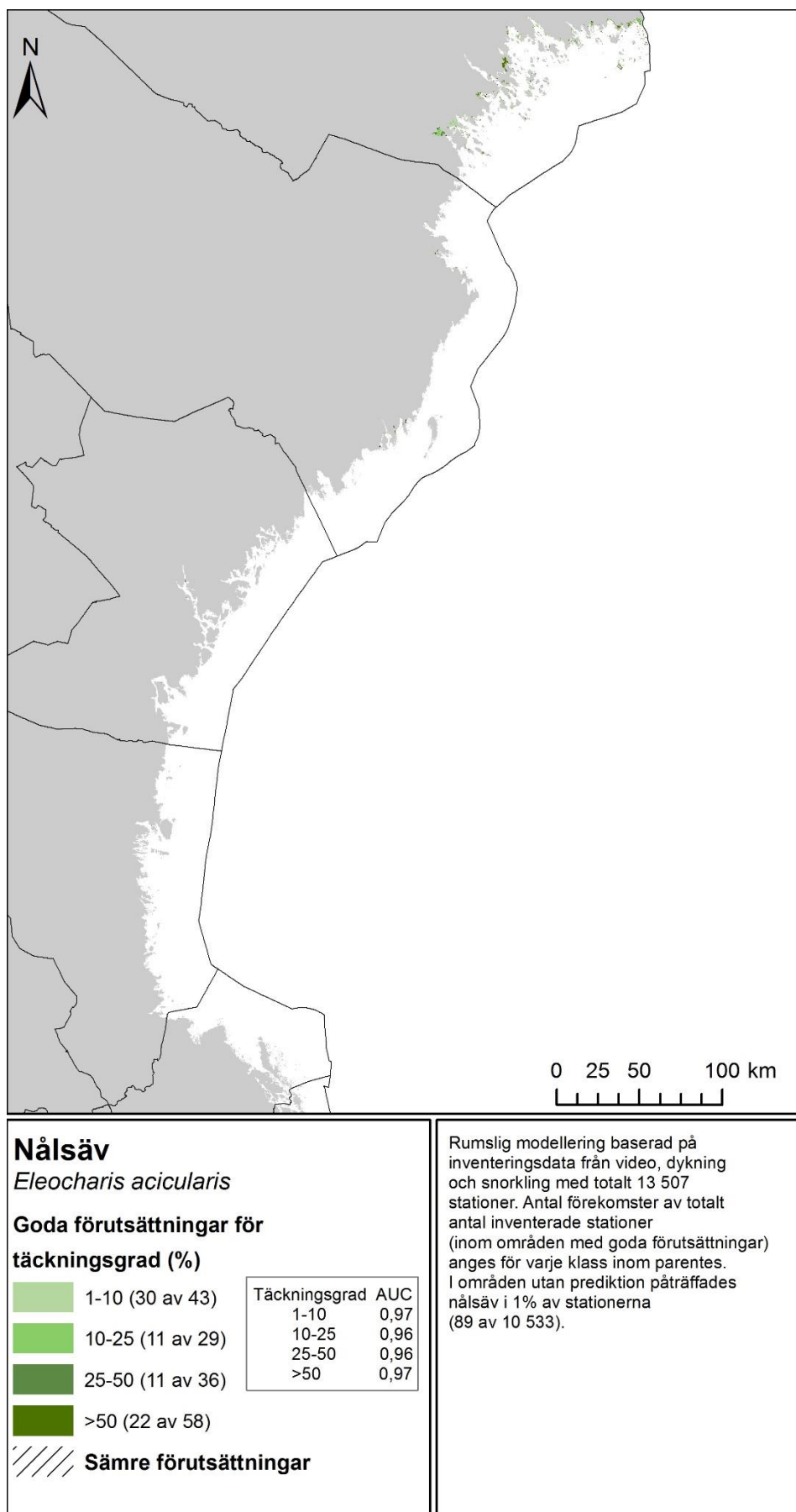
Figur 66. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av kransalger.



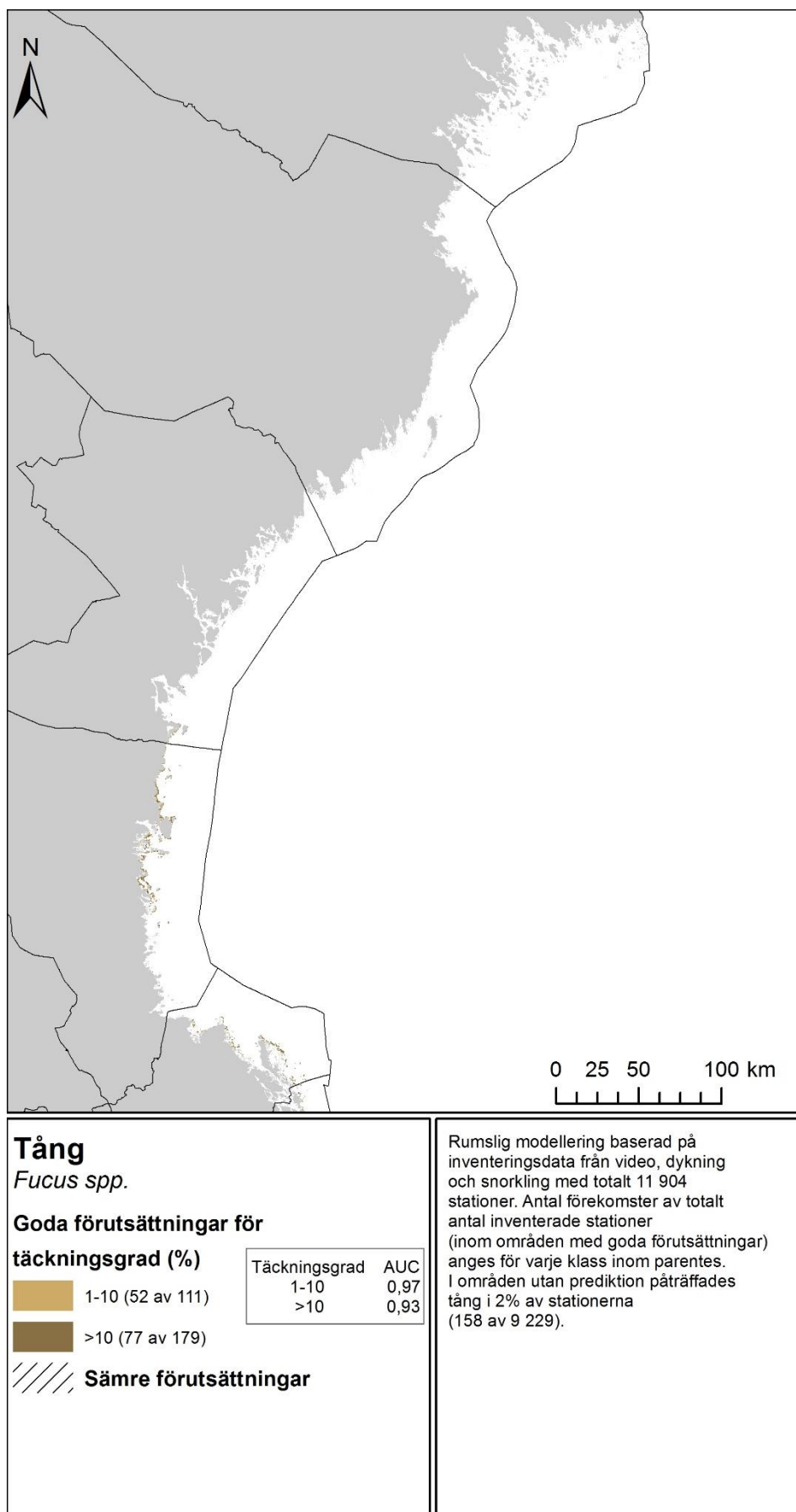
Figur 67. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av havsrufse.



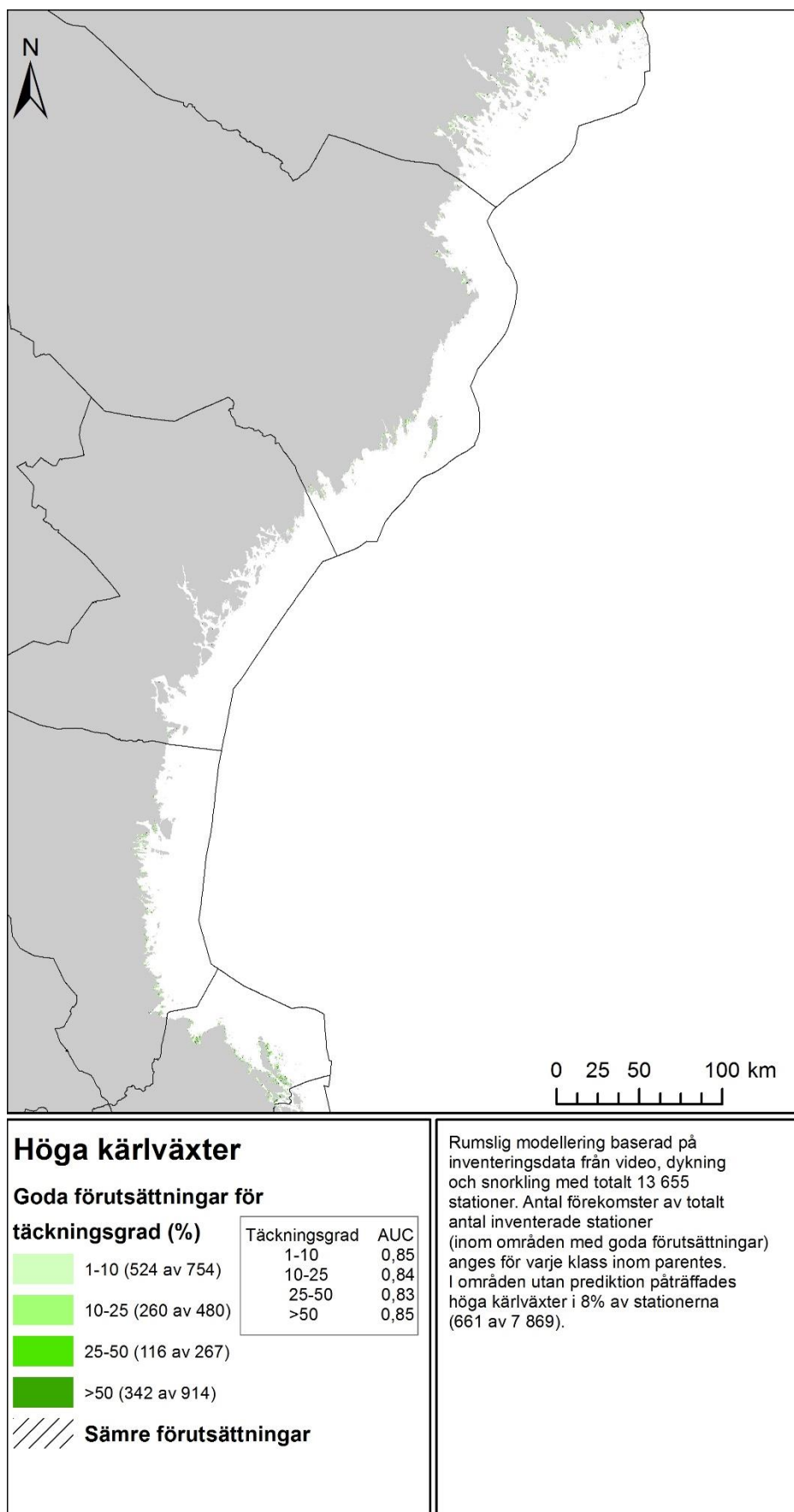
Figur 68. Predikterad förutsättning för förekomst av sudare.



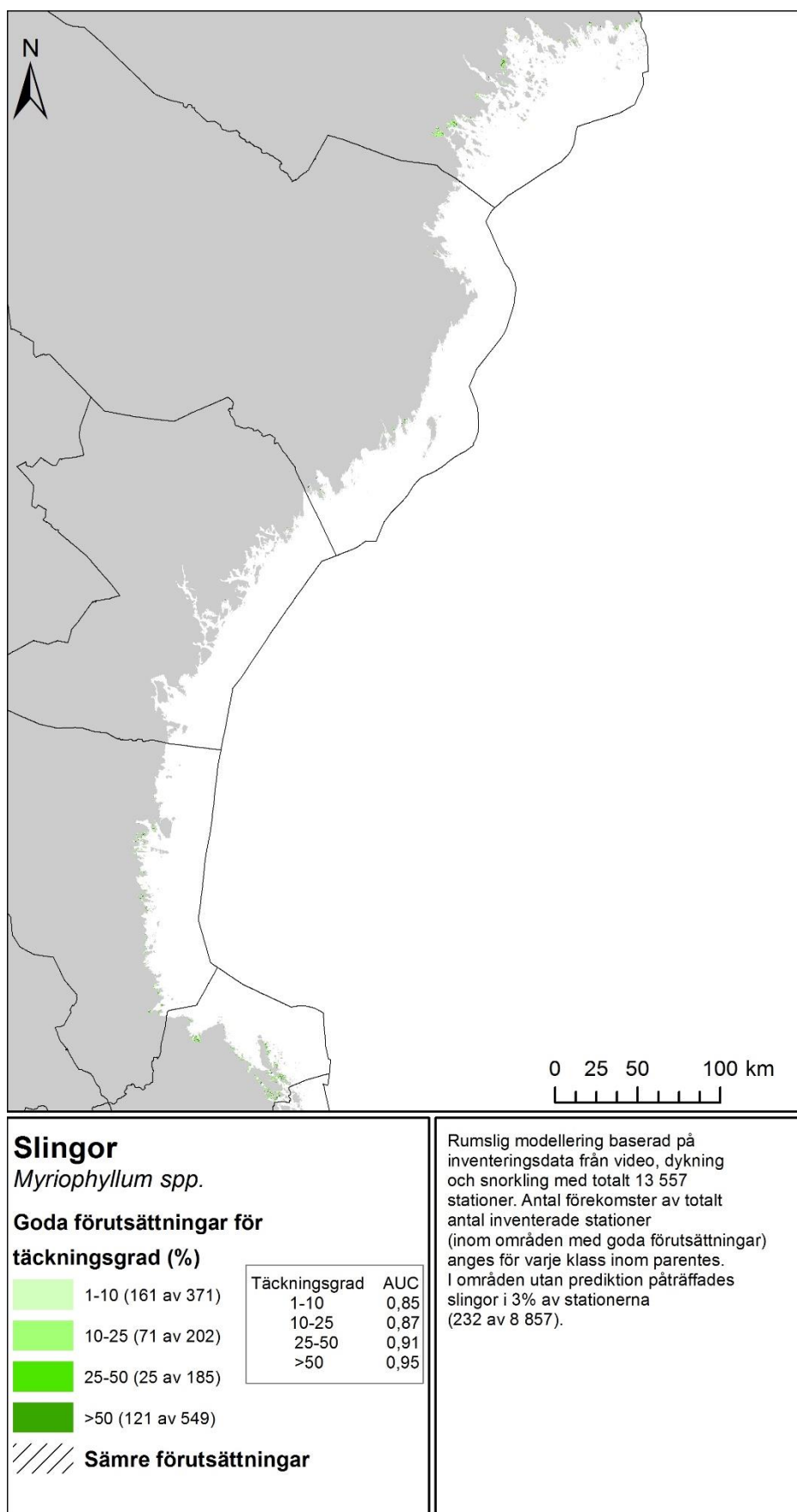
Figur 69. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av nålsäv.



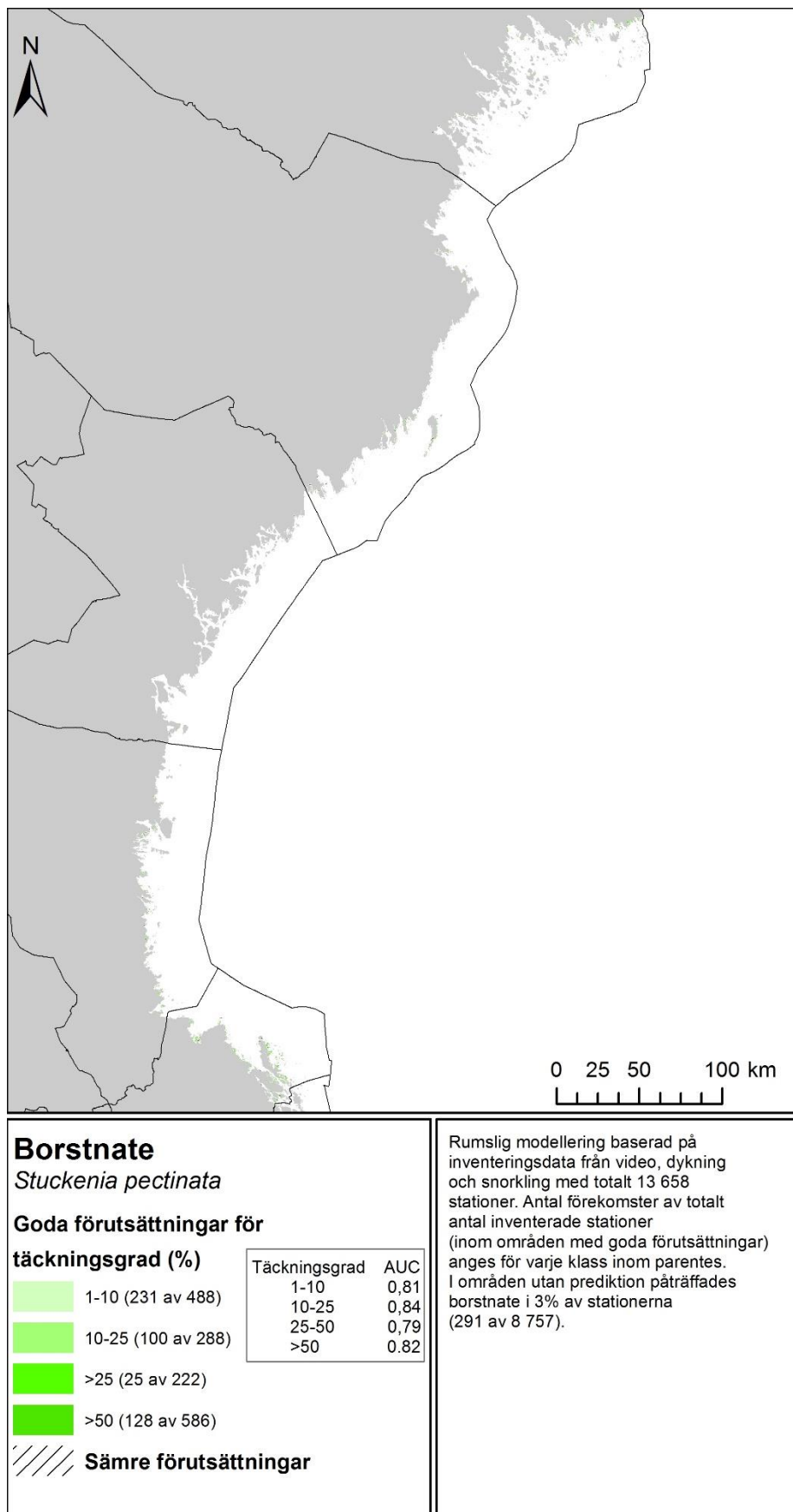
Figur 70. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av tång.



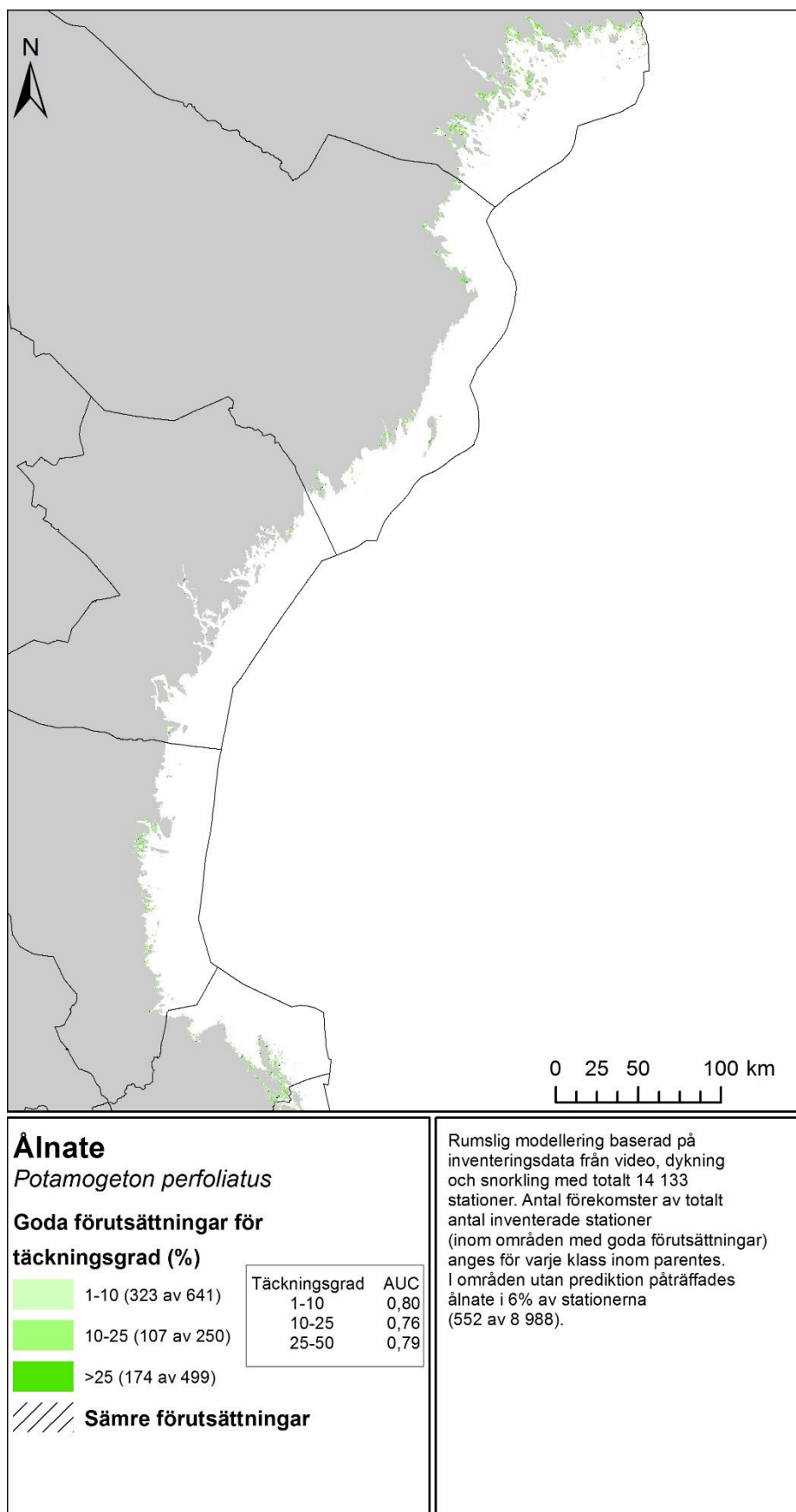
Figur 71. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av höga kärlväxter.



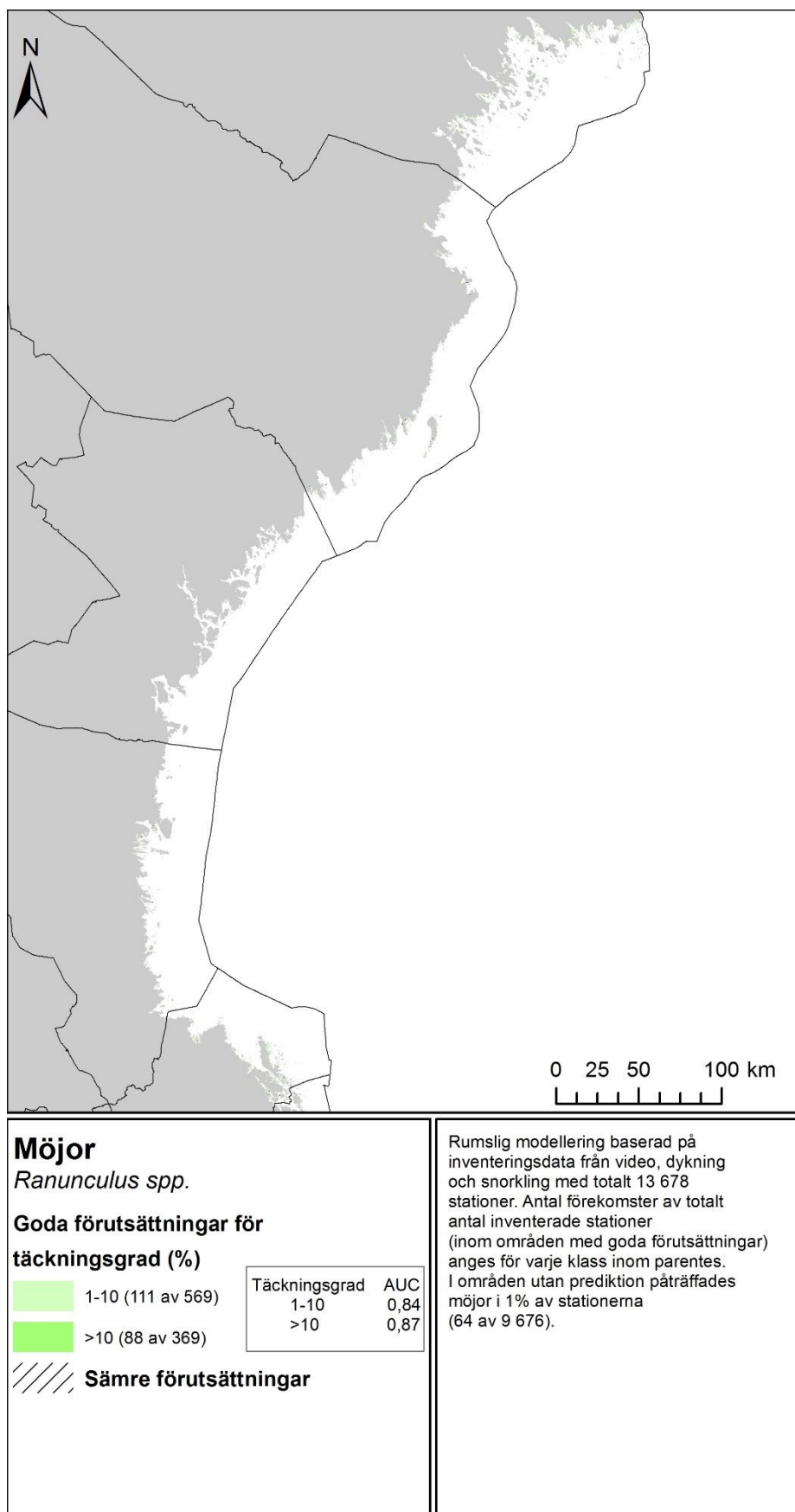
Figur 72. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av slingor.



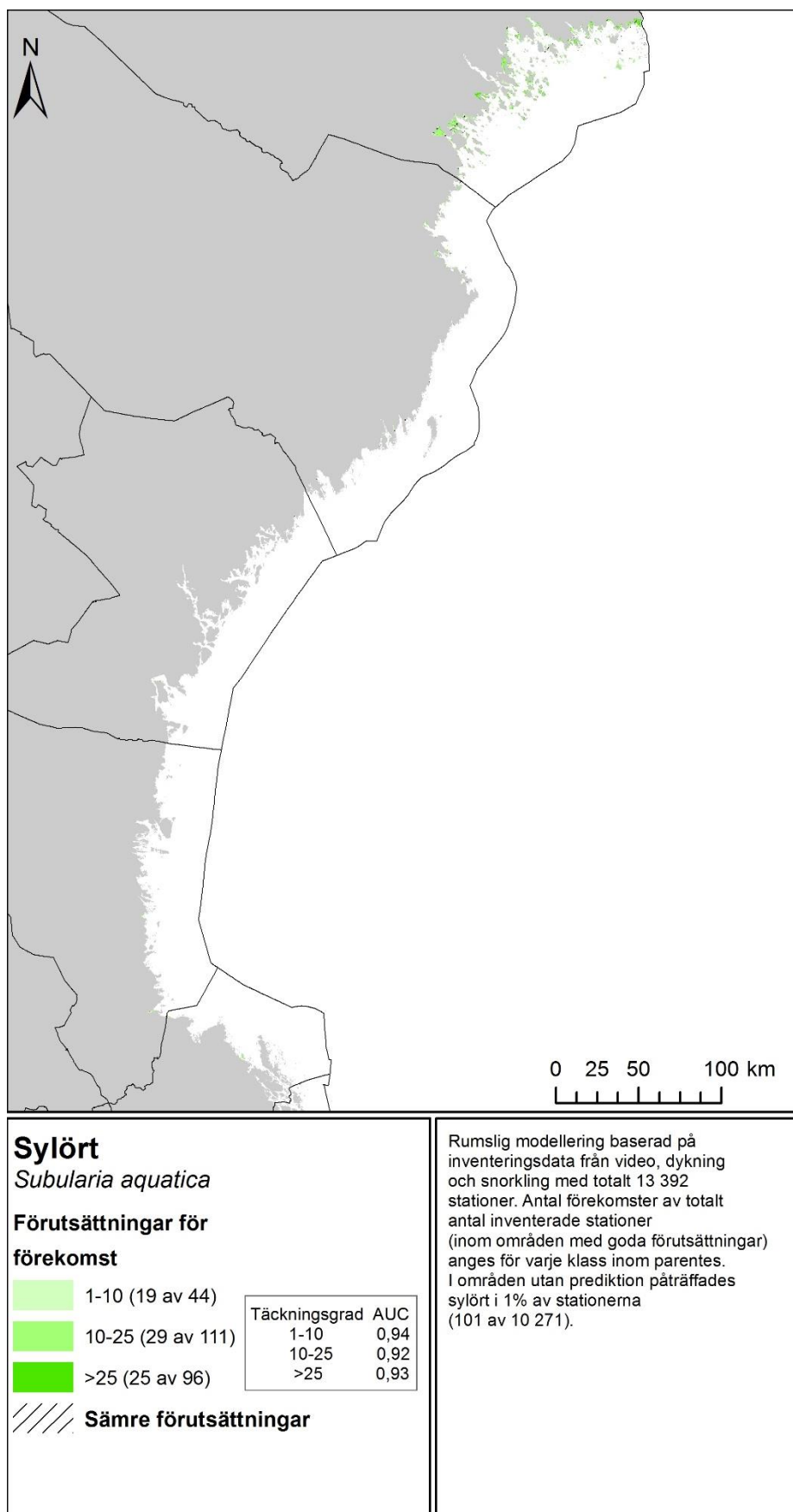
Figur 73. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av borstnate.



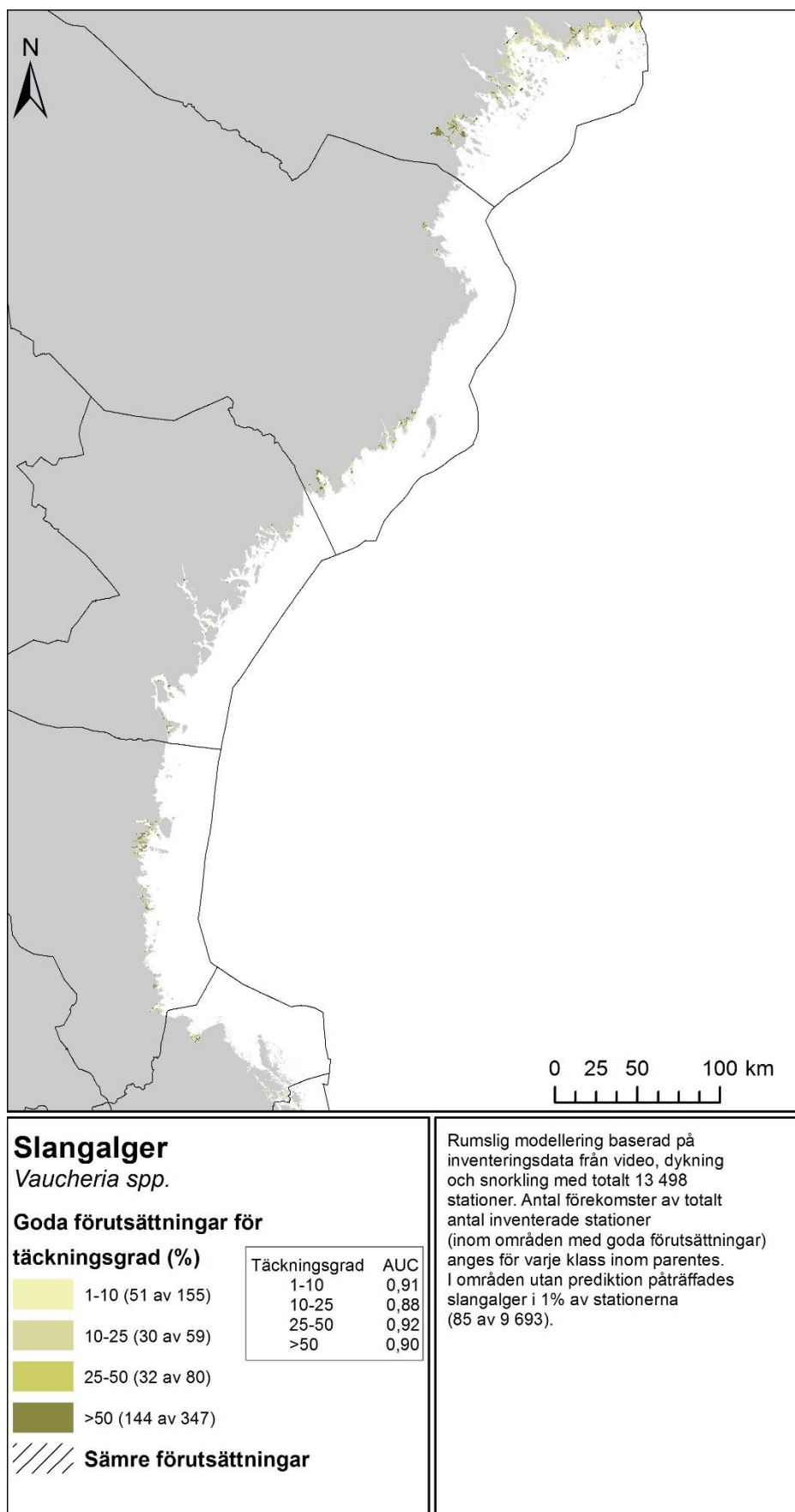
Figur 74. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av ålnate.



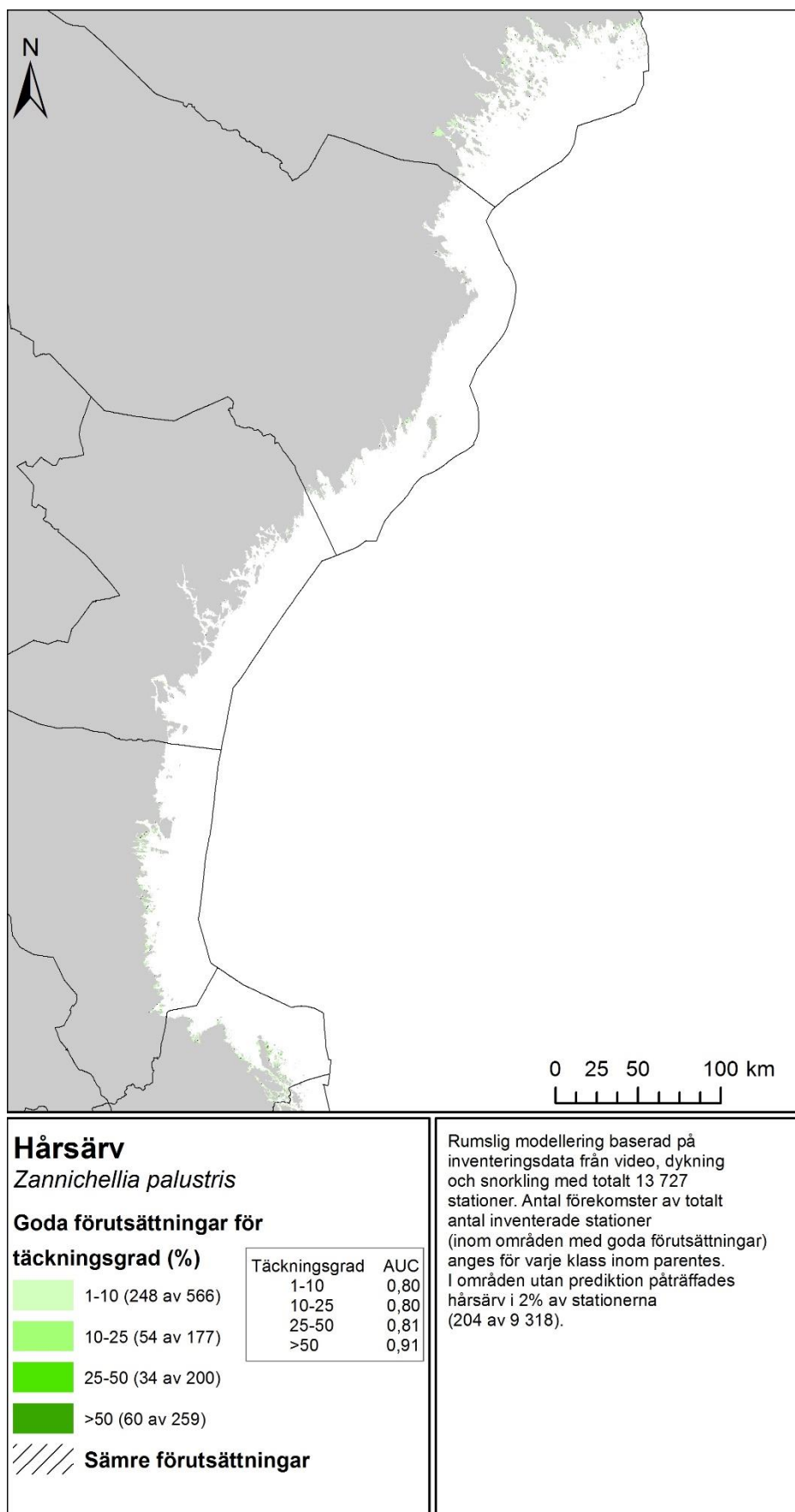
Figur 75. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av möjor.



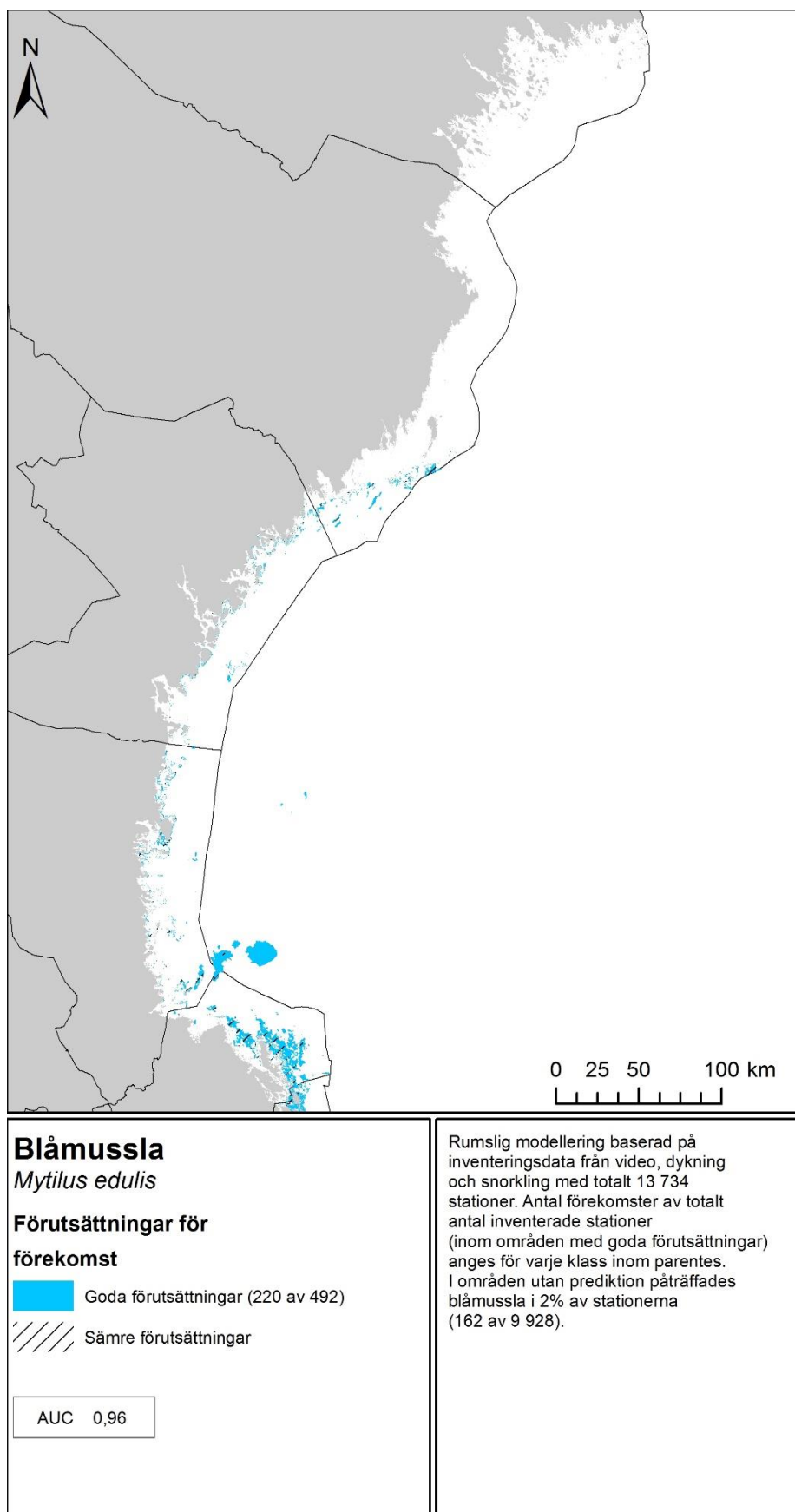
Figur 76. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av sylört.



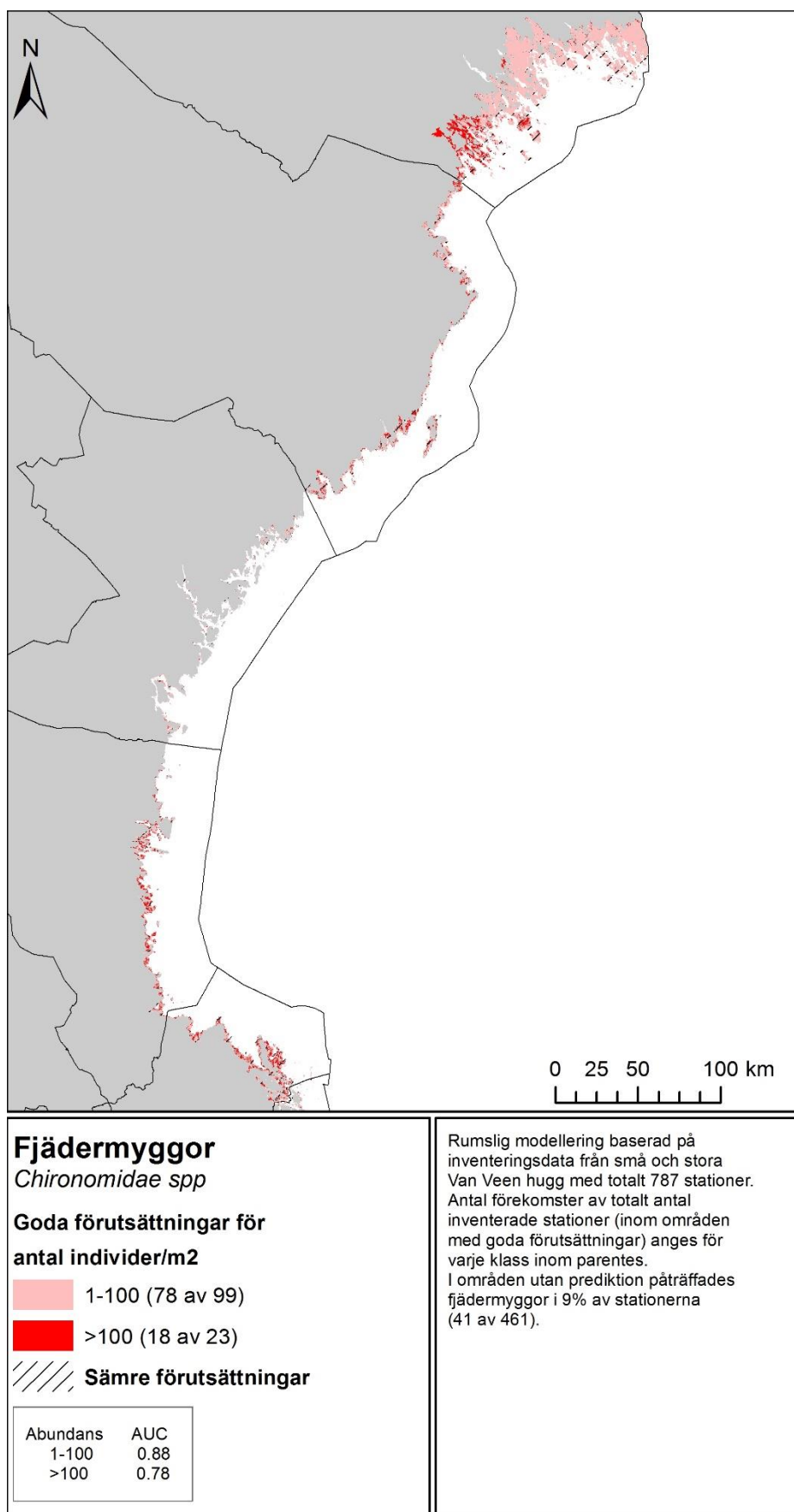
Figur 77. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av slangalger.



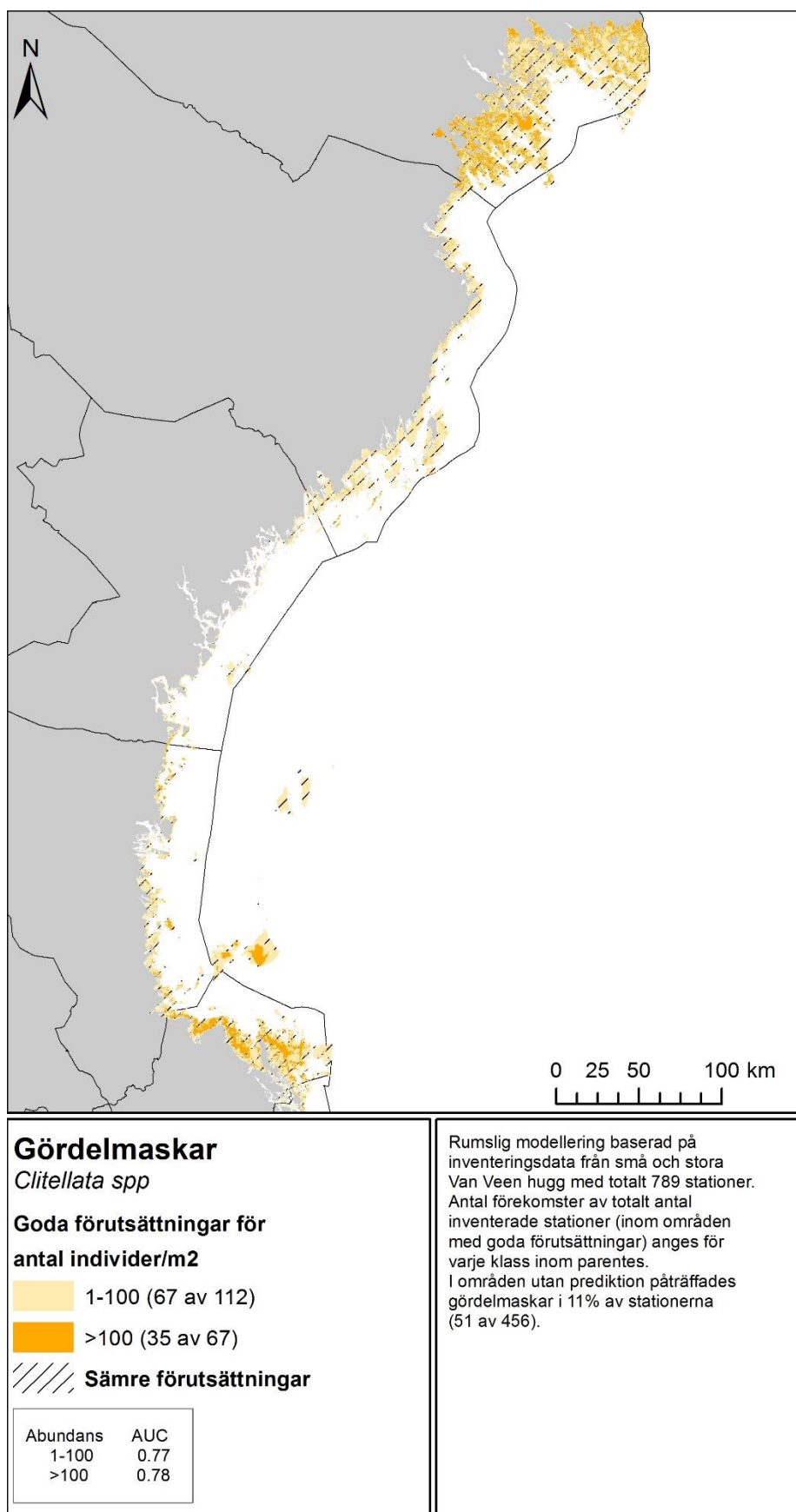
Figur 78. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av hårsärv.



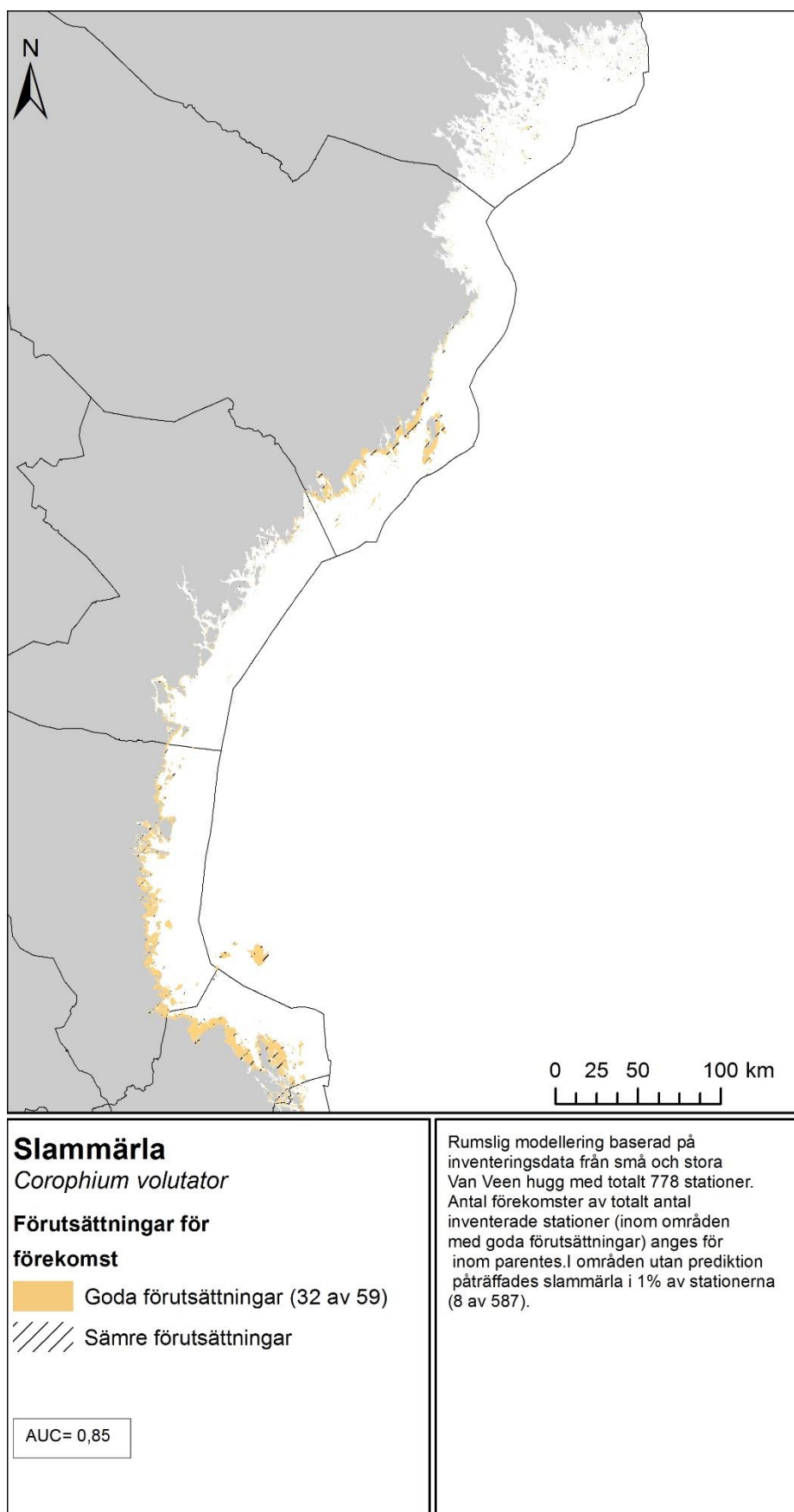
Figur 79. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika täckningsgrader av blåmussla.



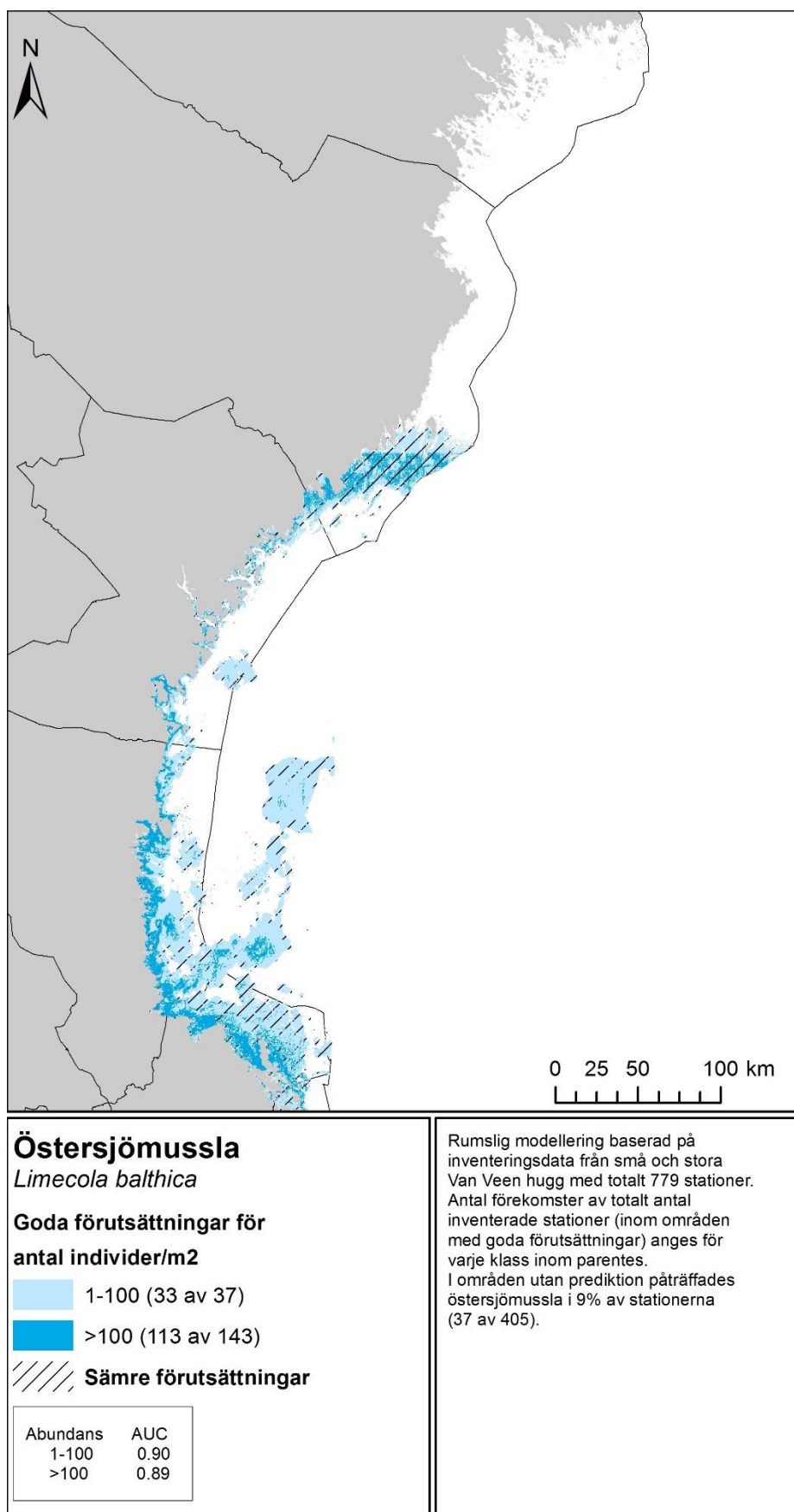
Figur 80. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av fjädermyggor.



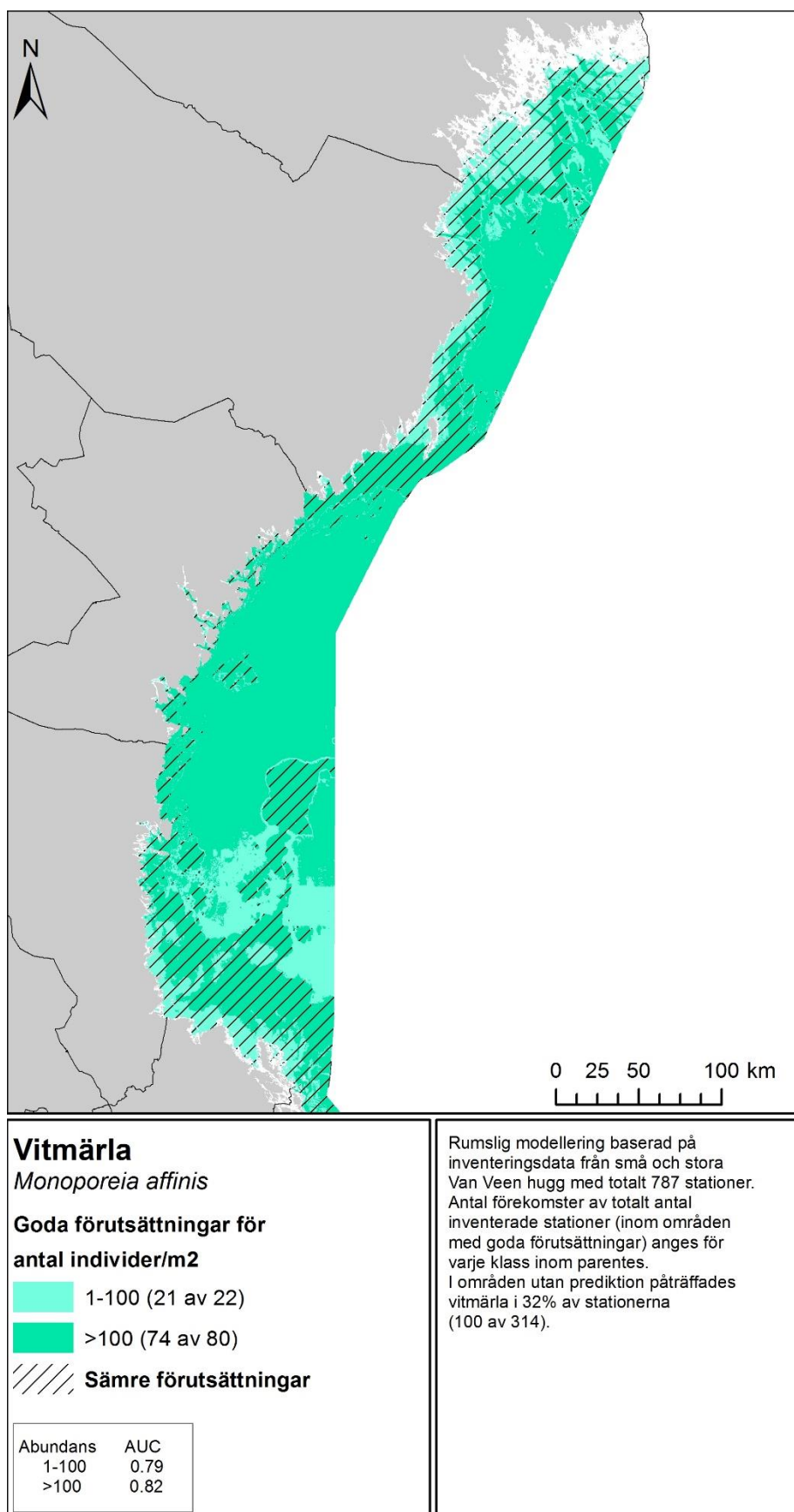
Figur 81. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av gördelmaskar.



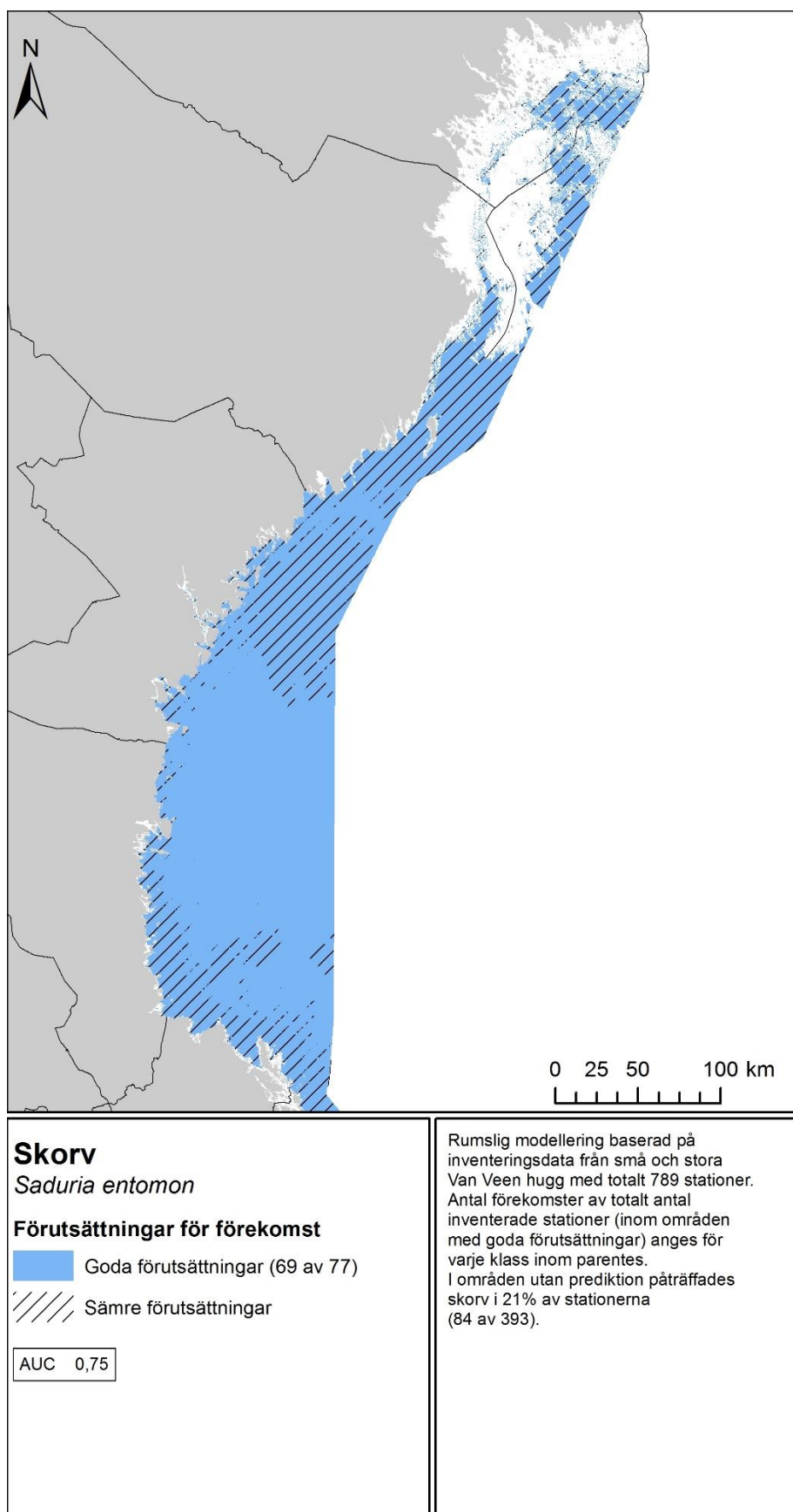
Figur 82. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av slammärslor.



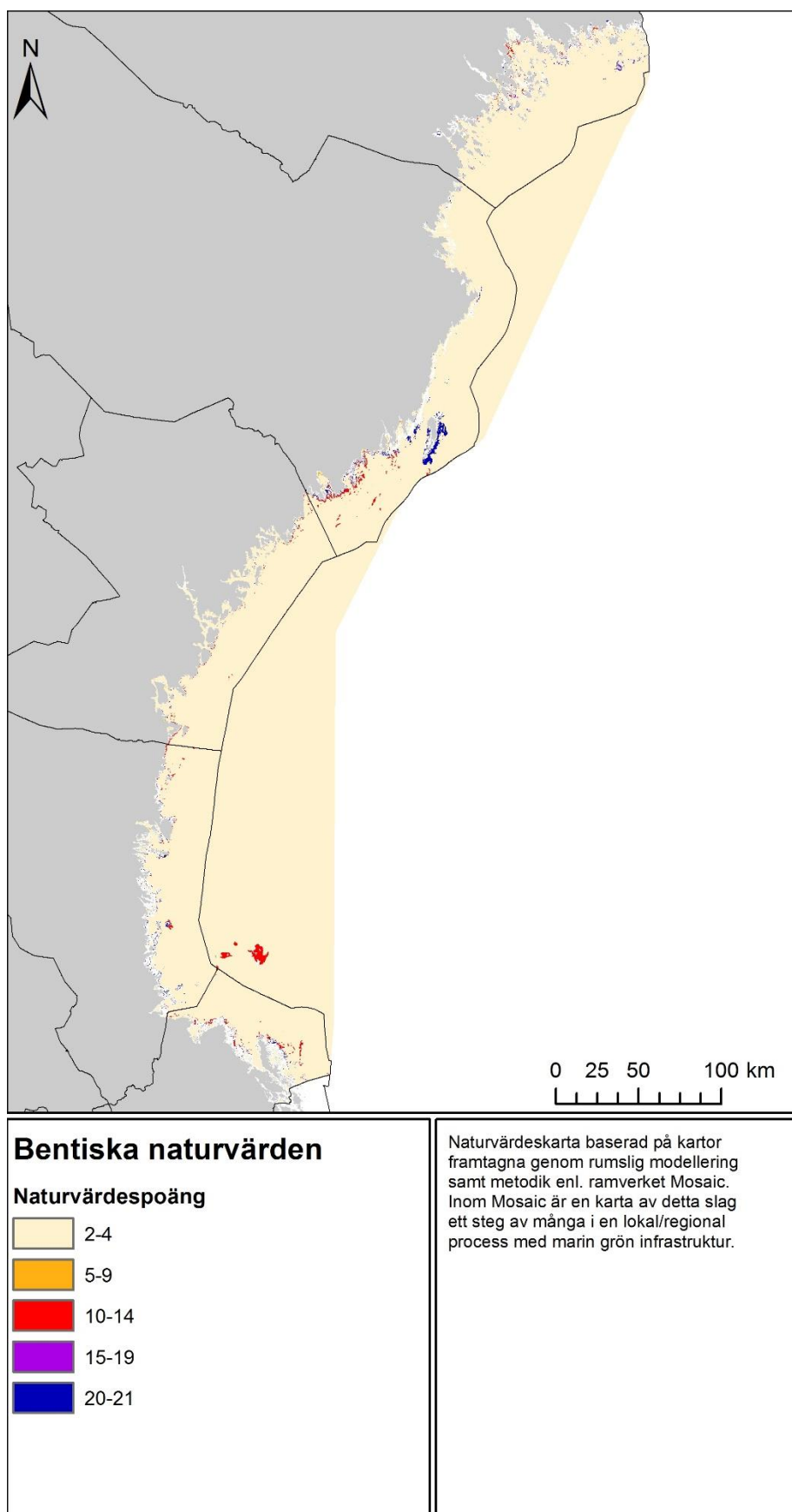
Figur 83. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av östersjömussla.



Figur 84. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av vitmärsla.

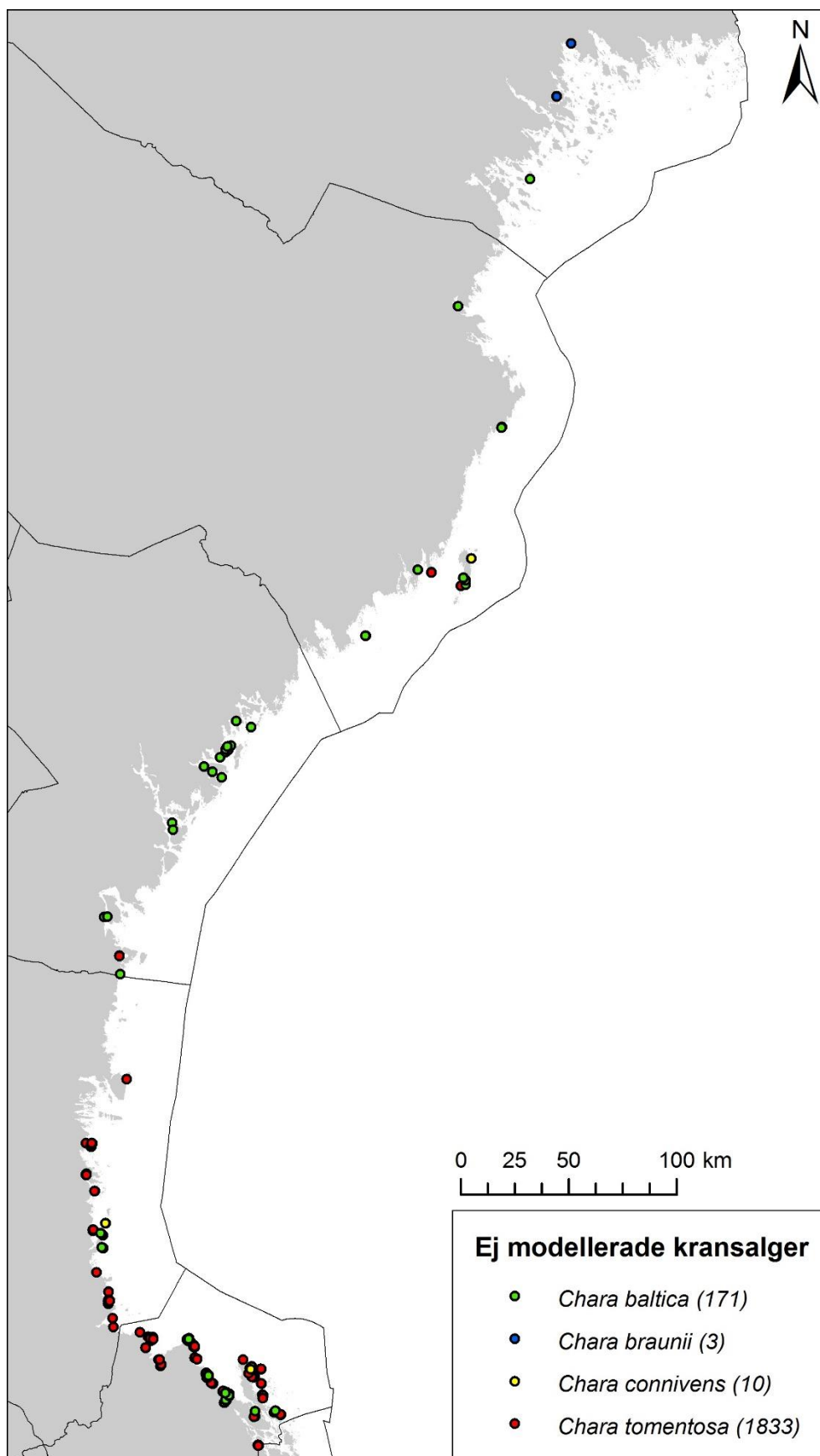


Figur 85. Predikterade förutsättningar för förekomst av olika tätheter av skorv.

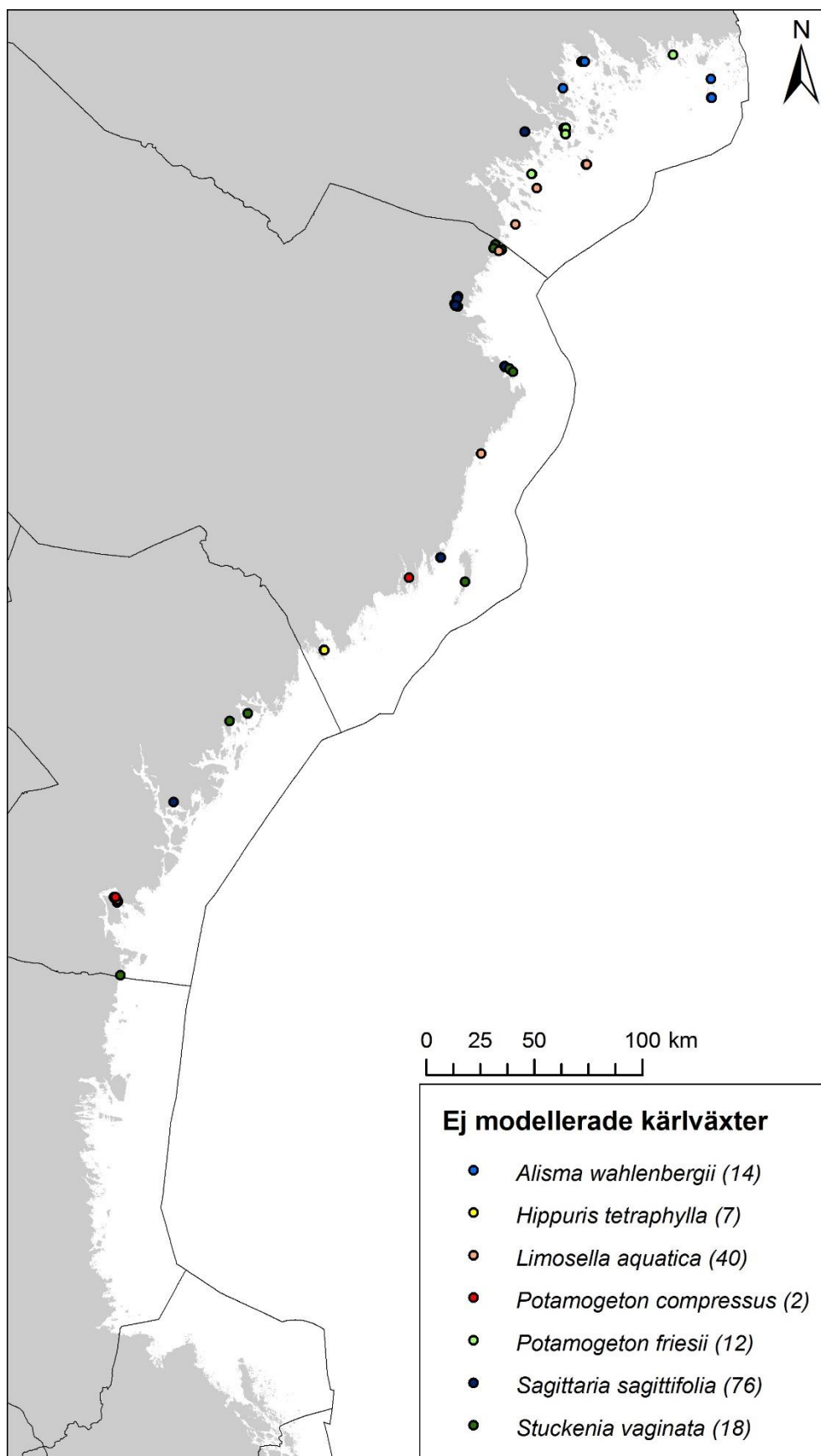


Figur 86. Naturvärdeskarta för bentiska ekosystemkomponenter med utgångspunkt i den grundläggande naturvärdeskarteringen inom Mosaic.

Bilaga 2 – ej modellerade arter – kartor över inventerade förekomster



Figur 87. Inventerade förekomster av kransalger som inte kunde modelleras. Siffror inom parentes anger antal förekomster. Använt inventeringsdata utgörs av totalt 30653 avsnitt och stationer från olika inventeringsmetoder såsom dyk, dropvideo och snorkling.



Figur 88. Inventerade förekomster av kärlväxter som inte kunde modelleras. Siffror inom parentes anger antal förekomster. Använt inventeringsdata utgörs av totalt 30653 avsnitt och stationer från olika inventeringsmetoder såsom dyk, dropvideo och snorkling.