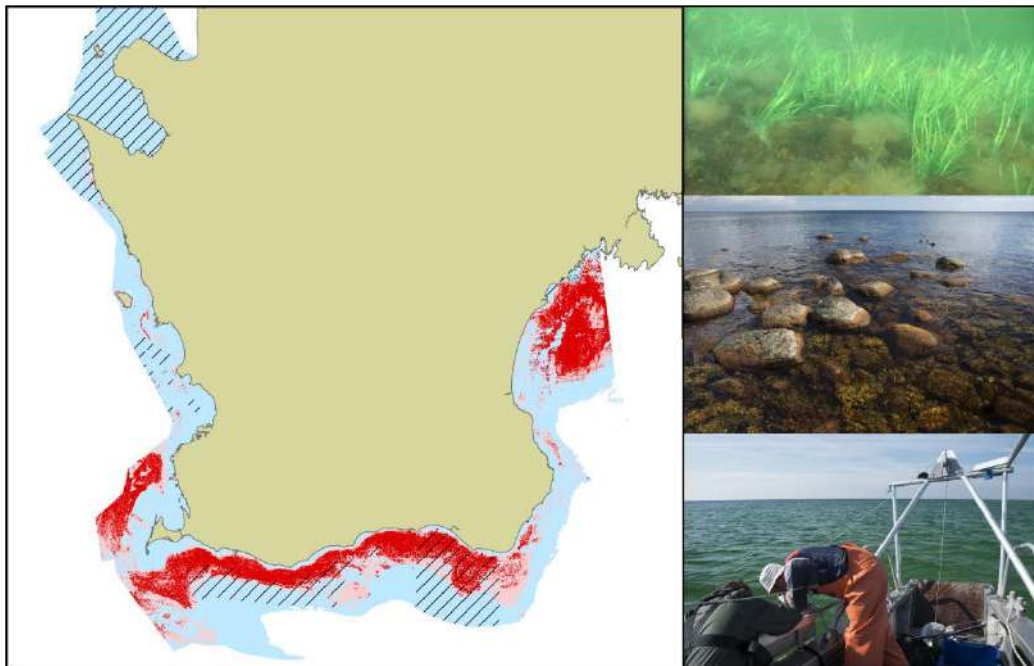




Länssstyrelsen
Skåne

Marin inventering och modellering i Skåne län



Titel:	Marin inventering och modellering i Skåne län
Utgiven av:	Länsstyrelsen Skåne
Författare:	Nicklas Wijkmark, Carolina Enhus, Leif Nilsson, Anna Nikolopoulos, Johan Näslund, Antonia Nyström Sandman, Martin Isaeus
Beställning:	Länsstyrelsen Skåne Miljöavdelningen 205 15 Malmö Telefon 010-224 10 00
Copyright:	Länsstyrelsen Skåne
Diarienummer:	511-2835-2012
ISBN:	978-91-7675-041-4
Rapportnummer:	2016:09
Layout:	Nicklas Wijkmark
Tryckeri, upplaga:	Länsstyrelsen Skåne, 30 ex
Tryckår:	2016
Omslagsbild	Nicklas Wijkmark

Förord

Länsstyrelsen Skåne har deltagit i projektet MARMONI (Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea) , ett internationellt samarbetsprojekt till största delen finansierat genom EU LIFE+. Syftet med MARMONI har varit att utveckla ett koncept för bedömning av bevarandestatus för marin biologisk mångfald. I Sverige användes Skåne och Blekinge län som studieområde där det utfördes omfattande kartering av marin miljö för att användas i storskalig modellering.

Projektet har delfinansierats via Havs- och vattenmyndigheten (HaV). Förutom HaV medverkar i Sverige AquaBiota Water Research (sverigekoordinater), länsstyrelserna i Blekinge och Skåne, Lunds universitet samt Sveriges Geologiska Undersökning (SGU).

Inom MARMONI har det producerats en rad rapporter. En komplett lista över alla rapporter finns på projektets internationella hemsida <http://marmoni.balticseaportal.net/wp/>

Vår förhoppning är att denna rapport samt producerade kartor kan ge information som blir användbar inom marin förvaltning och fysisk planering som påverkar hav och kust.

Rapporten vänder sig i första hand till kommuner men även till andra med intresse för marina habitats utbredning i Skåne.

Malmö, januari 2016

Charlotte Carlsson
Miljöavdelningen
Länsstyrelsen Skåne

Innehållsförteckning

FÖRORD	4
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	9
1 BAKGRUND OCH SYFTE.....	11
1.1 Naturvård.....	12
1.2 Underlag för planering.....	13
1.2.1 Sveriges havsplanering.....	14
1.2.2 Underlag vid restaureringar och åtgärder.....	15
1.2.3 Underlag för fortsatta inventeringar och miljöövervakningsprogram.....	15
1.2.4 Miljöatlas (insatser vid oljeutsläpp)	15
1.3 Situationen i Hanöbukten	16
1.4 Kartorna.....	16
2 SAMMANSTÄLLNING AV BEFINTLIGA BIOLOGISKA DATA.....	18
3 BIOLOGISKA INVENTERINGAR.....	20
3.1 Vegetation och hårbottenfauna	20
3.1.1 Dropvideundersökningar.....	20
3.1.2 Snorkling i samband med dropvideundersökning.....	21
3.1.3 Förekomstkartor för arter som hittats men ej modellerats	22
3.2 Zoobentos	27
3.4 Pelagisk fisk och plankton	29
3.5 Fåglar	29
3.5.1 Material och metodik för fågelinventeringar	30
<i>Häckande fåglar</i>	30
<i>Övervintrande fåglar</i>	31
3.5.2 Resultat – häckande fåglar.....	33
<i>Resultat – övervintrande fåglar i utsjöområden</i>	33
<i>Resultat – övervintrande fåglar efter kuststräckan Åhus - Valjeviken</i>	39
<i>Vinterindex för sjöfåglar i Hanöbukten</i>	40
<i>Sammanfattande index</i>	42
3.5.3 Hanöbuktens betydelse som sjöfågellokal	44
4 MILJÖVARIABLER.....	46
4.1 Djup och djupderivat	46
4.1.1 Djup.....	46
4.1.2 Lutning, Lutningsriktning, kurvatur och landformer	48
4.1.3 Täthet i djupinformation.....	49
4.2 Hydrografiska miljövariabler	50
4.2.1 Sammanfattning.....	50
4.2.2 Sammanställning av hydrografiska och kemiska variabler.....	50
4.3 Vågexponering	55
4.3.1 Beräkning av vågexponering	55

4.4 Siktdjup.....	57
4.5 Bottensubstrat	58
4.6 Antropogena påverkanslager	59
4.6.1 Närhet till potentiellt förorenade områden	59
4.6.2 Närhet till tätbebyggda områden	61
4.6.3 Yrkestrafik	62
5 HABITATMODELLERING	63
5.1 Modellering.....	63
5.1.1 Modelleringsprocessen	63
5.2 Steg 1 – Modell	63
5.2.1 Framtagande av modell	63
5.3 Steg 2 - Prediktion	66
5.3.1 Framtagande av prediktion	66
5.3.2 Utvärdering av prediktionens kvalitet	66
5.3.3 mapAUC	67
5.3.4 Sensitivity, Specificity och Cut-off.....	70
5.3.5 Omarbetade sannolikhetskartor	71
5.3.6 Prediktionernas rumsliga osäkerhet	72
6 ARTMODELLER OCH KARTOR.....	72
6.1 Modellerade områden.....	72
6.2 Vegetation och ryggradslösa djur på hårda bottnar	73
6.2.1 Modelleringsdata.....	73
6.2.2 Modelleringsresultat för vegetation och hårbottenfauna.....	74
6.3 Zoobentos	90
6.3.1 Modelleringsdata.....	90
6.3.2 Modelleringsresultat för zoobentos	90
7 DISKUSSION	103
8 REFERENSER	106
Bilaga 1 Miljövariabler	
Bilaga 2 Prediktioner	
Bilaga 3 Fågelmaterial	

Sammanfattning

Kunskap om de marina habitatens förekomst och utbredning efterfrågas idag av många aktörer. Under 2000-talet har efterfrågan ökat i takt med att arbetet med att värna om havsmiljön fått tydlig prioritet genom nationella och internationella och åtaganden. För länsstyrelse och kommun finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för regional och lokal kustplanering, samt som underlag för tillsyn och beslut enligt miljöbalken. Även på nationell och internationell nivå är kartor över den marina miljön av stor vikt för planering, skyddsåtgärder och förvaltning.

Inom EU LIFE-projektet MARMONI (Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea) samt projektet Biogeografisk uppföljning (uppföljning för Art- och habitatdirektivet) har inventeringar av bottenlevande växter och djur, samt fåglar utförts inom Skåne läns marina område. För bottenlevande växter och djur, har även kartor tagits fram med hjälp av rumslig modellering. Botteninventeringar har utförts med dropvideo, snorkling och bottenhugg, och fåglar med flygplanstransektorer. Data från tidigare undersökningar har också sammanställts för användning i modelleringen.

I den rumsliga modelleringen har data om den fysiska miljön och mänskliga aktiviteter använts som förklaringsvariabler i modeller och kartprediktioner. Kontinuerliga kartor samlades in eller skapades för miljövariablerna salthalt, temperatur, näringsämnen, klorofyll, djup, olika djupderivat, siktdjup (Secchi-djup), vågexponering, potentiellt förorenade områden, närhet till tätbebyggelse och yrkestrafik.

Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av tre arter och grupper av kärlväxter, 19 arter och grupper av makroalger samt 44 arter och grupper av bottenlevande djur. Abundanskartor (beskriver mängd av något) presenteras för 11 arter av bottenlevande djur. För flera av arterna och artgrupperna har dessutom kartprediktioner tagits fram för förutsättning för höga täckningsgrader eller tätheter. Dessutom har antal familjer och fyla av mjukbotten djur per m² modellerats. Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten är av god kvalitet eller bättre.

För ärendehantering på nationell och internationell nivå krävs att modelleringar görs med hög rumslig upplösning. Detta dels för att en högupplöst modellering krävs för att även storskaliga kartunderlag ska erhållas med tillräckligt hög kvalitet, dels för att en god upplösning som regel behövs för att hantera marina skydds- och förvaltningsåtgärder även på denna nivå. Exempel på sådana åtgärder är planering

för vindkraftsetablering och sårbarhetsanalyser av t.ex. oljeutsläpp eller fiskemetoder.

Kartprediktioner kan även användas som underlag för både integrerad (sektor-övergripande) och sektorsspecifik kust- och skärgårdsplanering. Prediktioner är också användbara vid bedömningar av hur vanlig eller representativ en art eller ett habitat är på olika skalnivåer, vilket behövs vid utvärdering av nätverk av marint skyddade områden som Natura 2000, HELCOM Baltic Sea Protected Areas och OSPAR Marine Protected Areas, samt vid översyn av riksintressen för naturvård. Högupplösta kartunderlag lämpar sig för användning i mjukvaror för rumslig planering såsom MARXAN och liknande.

Summary

Knowledge about the presence and prevalence of marine habitats is today requested by many sectors. In the 2000s, the demand has increased in line with efforts to protect the marine environment, with clear priority through national and international commitments. Within the county administration and municipality there is a great need for increased knowledge on the marine environment, both for regional and local coastal planning, and as a basis for supervision and decision making under the Environmental Code. Maps of the marine environment are of great importance for planning, protection and management, on both a national and an international scale.

Within the EU LIFE project MARMONI as well as the Swedish project “Biogeografisk uppföljning” (monitoring for the Habitats Directive), extensive field surveys of benthic flora and fauna as well as birds, have been performed within the marine area of Skåne County. Maps of benthic flora and fauna have been created using spatial modeling. The surveys were performed with different methods such as aerial transects, drop-video, snorkeling and bottom grabs. Data from earlier surveys have also been compiled for the modeling.

In the spatial modeling, data about the physical environment and anthropogenic activities have been used as predictor variables in order to create models and predictions. Coherent maps were collected or created for the variables salinity, temperature, nutrients, chlorophyll, depth, different depth derivatives, Secchi-depth, wave exposure, potentially contaminated areas, proximity to densely populated areas and marine traffic.

In total, maps of probability of presence are presented for three species and groups of vascular plants, 19 species or groups of macroalgae and 44 species and groups of benthic animals. Abundance maps are presented for 11 species of benthic animals. For several species and groups, maps were also created for probability of high cover or densities. All model results presented in this report are of good or excellent quality.

Management on a national and international level requires modeling based on a high spatial resolution. This is partly because a high resolution modeling is required to obtain a high enough quality even for larger-scale maps, and partly because a good resolution usually is needed to manage marine conservation and management measures at this level. Examples of such measures include planning for establishment of wind power and vulnerability analyses of for example oil spills or fishing methods. Predictions can also be used as a basis for both integrated and sectorial planning of the coastal environment and the archipelago. Predictions are also useful for estimating how common or representative a species or habitat is at

different scales. This is of great importance when evaluating networks of marine protected areas such as Natura 2000, the HELCOM Baltic Sea Protected Areas and OSPAR Marine Protected Areas, and the overhaul of national nature conservation interests. With the help of softwares like MARXAN, high resolution map data can be used for spatial planning.

1 Bakgrund och syfte

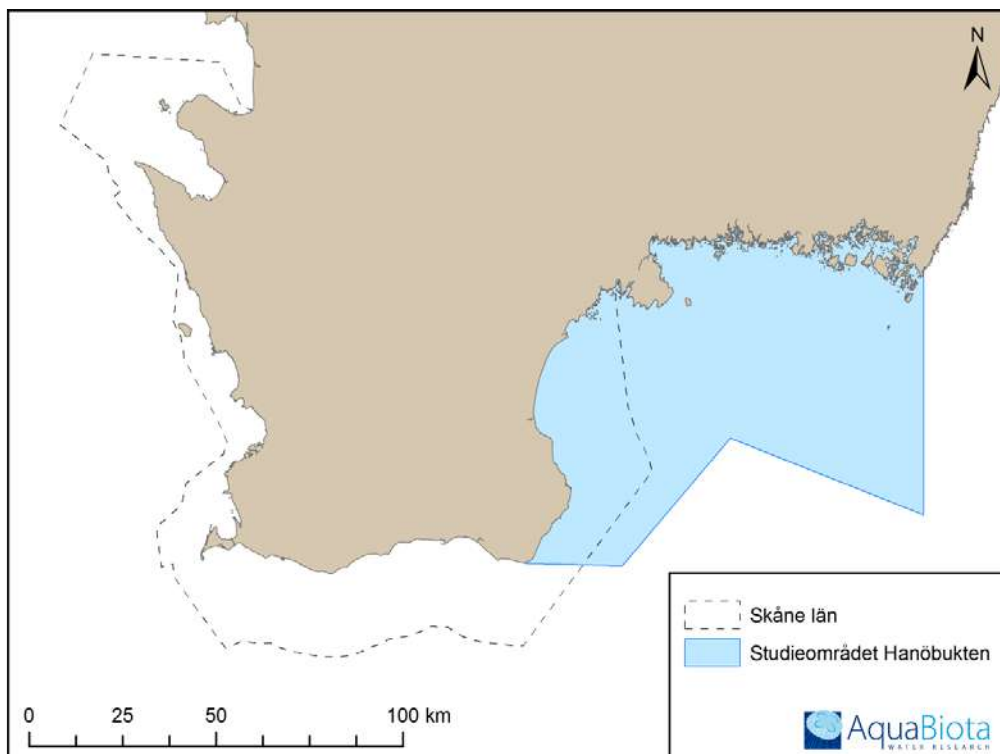
Inom projekten MARMONI och Biogeografisk uppföljning har omfattande inventeringar och modelleringar av marin biota utförts inom Skåne och Blekinge län. Denna rapport innefattar hela Skåne läns marina område utom ett mindre utsjöområde i Kattegatt utanför Kullen och Hallands Väderö där detaljerad djupinformation saknas.

Kännedom om marina habitat och deras utbredning och förekomst efterfrågas idag av många aktörer. Efterfrågan har ökat i takt med att arbetet med att värna om naturmiljön i havet har fått tydlig prioritet genom nationella och internationella åtaganden under 2000-talet. Miljömål, lagstiftning och införandet av EU:s ramdirektiv för vatten samt havsmiljödirektivet har avsevärt höjt ambitionerna vad gäller bevarande och krav på god ekologisk status i vattenmiljöer. För länsstyrelse och kommun finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för regional och lokal kustplanering och som underlag för tillsyn och beslut enligt miljöbalken.

Havsmiljödirektivet införlivades i svensk lagstiftning med havsmiljöförordningen hösten 2010. Målet med Sveriges förvaltning är att både Östersjön och Nordsjön ska ha en god miljöstatus. Vattendirektivet ställer krav på att vattenförekomster klassas och statusbedöms och här kan de marina kartorna vara ett hjälpmedel. Statusklassningen på vattenförekomsterna får inte försämrats och gäller som så kallad miljökvalitetsnorm. Tillstånd, godkännande eller dispens får normalt inte meddelas för en ny verksamhet som medverkar till att en miljökvalitetsnorm överträds.



Figur 1. Sandig kuststräcka i Hanöbukten. Foto: Nicklas Wijkmark.



Figur 2. Skåne län (det område som behandlas i denna rapport) samt det svenska studieområdet inom MARMONI-projektet.

1.1 Naturvård

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver omfattande och pålitliga dataunderlag som beskriver de marina systemen och deras funktioner och värden. Kartor över marina arters och grupper utbredning utgör underlag för naturvärdesbedömningar och kan användas för marin rumslig planering och kustzonsförvaltning, bevarandeplaner samt vid handläggning av exploateringsstillstånd.

För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika naturtyper på havets botten avgörande för att få en överblick över ett större kustområde. Dessa kartor på länsskala bidrar med de stora dragen i olika arters och grupper utbredning. Tillsammans med kartor över miljövariabler som skapats och/eller sammanställts här ger dessa en god bild av miljöer och naturtyper i olika kustområden. I Naturvårdsverkets vägledning för skydd av marina miljöer finns vissa kriterier för urval och prioritering av marina skyddsvärda områden, där t.ex. naturlighet, representativitet och biogeografiska värden, sällsynthet, ekologiskt/biologiskt

värde, variationsrikedom, hotade arter/biotoper/biotopkomplex, samt födosöks-, rast-, reproduktions- och uppväxtområden vägs in. Andra värden är t.ex. forskningsvärden, internationellt och ekonomiskt värde samt sociala värden. Dessa kartunderlag utgör värdefulla underlag för sådana naturvärdesbedömningar. Kartorna kan även utgöra ett viktigt underlag i arbetet med att ta fram en skyddsstrategi för den marina miljön som bygger på en ekologisk landskapsplanering. De kan hjälpa till att besvara frågor som var behovet att skydda nya områden är störst, om gränserna för befintliga skyddade områden ska ändras, om de skyddade områdena är representativa, samt om de mer unika eller sällsynta naturtyperna skyddas.

Grund för prioritering kan vara hotbild, sårbarhet, storlek, nätverkskapande skydd, genomförbarhet, m.m. I Skåne län finns för närvarande 10 marina reservat med en total areal av nästan 49 000 hektar.

Många skyddade områden ingår också i Natura 2000, EU:s nätverk av områden som är skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa områden ska särskilt utpekade habitat ha god status och för dessa områden ska en bevarandeplan tas fram där värden, habitat, status och hot beskrivs. Även i detta arbete kan de modellerade kartorna vara ett värdefullt underlag. Stora delar av Skånes kust är utpekade som riksintresse för naturvården enligt miljöbalken. Som huvudregel får exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön komma till stånd i dessa områden endast om det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden. Kunskap om undervattensmiljöerna i sådana områden är därmed viktig.

Många människor är mycket intresserade av vattenmiljöer men de är generellt svårtillgängliga och frågorna många. Med en bättre kännedom om var de olika naturtyperna finns och en ökad kunskapsnivå om biotoperna under ytan är det möjligt att ta fram informationsmaterial och guideböcker om livet under ytan. En intresserad och kunnig allmänhet är viktig inte minst för framtida naturvårdsarbete. Att utveckla turismen i kustområdena är också av stort intresse och här kan de marina kartorna vara ett underlag för att kunna vägleda och kanalisera besökarna.

1.2 Underlag för planering

En viktig del i länsstyrelser och kommuners miljö- och naturvårdsarbete är att hantera samråd och ansökningar om dispenser eller tillstånd enligt miljöbalken för många olika typer av verksamheter som berör den marina miljön. Tillstånd eller samråd behövs för vattenverksamhet, åtgärder i strandskyddsområde och för åtgärder som kan påverka naturmiljön, t.ex. anläggningar i vattenområden,

grävningar/muddringar, kablar/ ledningar, fiskodlingar, m.m. För många verksamheter krävs en miljökonsekvensbeskrivning. I en del fall, där länsstyrelse eller kommun inte är beslutande myndighet, inges t.ex. yttranden till miljödomstol eller Naturvårdsverket.

Utöver detta tillkommer många frågor från allmänhet, företag och myndigheter som rör förhållanden i vattenmiljön i kustområdet. Sammantaget innebär detta att Länsstyrelsen ständigt och dagligen har att bedöma olika verksamheters inverkan på den marina miljön. En modellerad habitatbeskrivning med utbredning av arter och artgrupper i undervattensmiljöerna kan underlätta detta arbete. Kartorna lämpar sig också som underlag för naturvärdesbedömningar som i sin tur är mycket användbara i planeringssammanhang.

1.2.1 Sveriges havsplanering

Sverige ska upprätta ett system för havsplanering med utgångspunkt i ekosystemansatsen. Ekosystemansatsen utgör en strategi för bevarande av naturvärden, hållbart nyttjande och rättvis fördelning av naturresurser (Naturvårdsverket 2007b). Syftet med havsplaneringen är att säkerställa ett hållbart nyttjande av havets resurser och att samordna och prioritera olika intressen rumsligt. Havsplaneringen ska alltså leda till rumsligt strukturerade planer och kan på så sätt liknas vid kommunernas översiktsplaner. Såväl ekonomiska och sociala som ekologiska faktorer är viktiga i havsplaneringen och kartunderlag över dessa är av central betydelse.

Den nationella planeringen av havet samordnas av Havs- och vattenmyndigheten. Planeringen delas in i tre stora havsplaner med utsträckning från en nautisk mil från baslinjen ut till ekonomisk zon, där länsstyrelserna i Västernorrland, Kalmar och Västra Götaland samordnar den regionala planeringen för varje enskild havsplan. Havsplanerna överlappar inom territorialvattnet med kustkommunernas planer vilka sträcker sig från strandlinjen ut till territorialgränsen.

I både havs- och kustmiljön ska olika verksamheter såsom vindkraftsetableringar, yrkesfiske, fartygstrafik, friluftsliv med mera styras till de områden de är mest lämpade för. Kartor över undervattensmiljön, såväl abiotiska faktorer som utbredning av arter och marina habitat, utgör viktiga underlag i dessa planer då de underlättar avvägningar och skapar riktlinjer för den fysiska planeringen. I dagsläget finns en ganska stor kännedom om naturtyper och arters utbredning i vår terrestra miljö genom t.ex. rikstäckande inventeringar genomförda av Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, länsstyrelser och kommuner. I vattenmiljöerna har kunskapen däremot hittills varit mer fragmentarisk, speciellt i våra hav. De kontinuerliga kartor

över arter och artgrupper som presenteras i den här rapporten bidrar till att fylla dessa informationsluckor.

1.2.2 Underlag vid restaureringar och åtgärder

Vattenmiljöerna är ofta starkt påverkade av mänsklig aktivitet och kräver ibland någon typ av restaurering eller åtgärd för att återställa eller förbättra miljötillståndet. De modellerade kartorna kan här ge vägledning för att förstå var förutsättningarna för lyckade restaureringar eller åtgärder finns. Om ett visst habitat bör finnas på en plats enligt modellen men inte gör det i verkligheten kan en restaureringsåtgärd eller ett avväjande av en negativ påverkan övervägas.

1.2.3 Underlag för fortsatta inventeringar och miljöövervakningsprogram

För att kunna prioritera och välja ut områden för den marina miljöövervakningen är en helhetsbild av den marina miljön i kustområdet värdefull. Här är de marina habitatkartorna och även de abiotiska kartorna mycket användbara. De kan användas som underlag vid rumslig fördelning och val av antal provlokaler. Kartmaterialet ger även möjlighet att bedöma miljöövervakningslokalernas representativitet för kustområdet som helhet, både för kustnära områden som omfattas av Vattendirektivet samt utsjöområden som omfattas av Havsmiljödirektivet.

1.2.4 Miljöatlas (insatser vid oljeutsläpp)

Länsstyrelsernas digitala miljöatlas ska ge vägledning och prioriteringar i händelse av olika typer av olje- och kemikalieolyckor i kustområdet och de stora sjöarna. Miljöatlas fungerar som ett operationellt verktyg för att förebygga miljökonsekvenser av olje- och kemikalieolyckor och effektivisera bekämpning av sådana utsläpp som hotar miljön. Som verktyg underlättar miljöatlas samordning och styrning av regionala myndigheters insatser i syfte att minimera miljöeffekter efter olje- och kemikalieolyckor. I miljöatlas ingår rekommendation av saneringsmetod specifikt knutet till strandtypen för drabbat kustområde.

Det webb-baserade miljöatlasverktyget är framtaget av IVL Svenska Miljöinstitutet och riktar sig till räddningstjänsten som snabbt behöver göra avvägningar över vilka områden som i första hand ska skyddas i händelse av olyckor. Kunskap om undervattensmiljön är härvid ett självklart underlag för att kunna göra

dess prioriteringar. Även i detta arbete fyller habitatkartor en viktig funktion tillsammans med kunskap om vattenkvalitet, bottenbeskaffenhet, djupdata, exponeringsgrad, värdefulla reproduktionsområden för fisk och viktiga områden för sjöfågel m.m.

1.3 Situationen i Hanöbukten

Under de senaste åren har rapporter om problem hos kustfisk, sjöfågel samt brunt illaluktande vatten uppmärksammas i Hanöbukten och en utredning kring denna problematik startades därför 2011. Havs- och vattenmyndigheten (HaV) hade under 2013 ett regeringsuppdrag att utreda bakgrunden och orsakerna till problematiken (Havs- vattenmyndigheten 2013). De utredningar som HaV och tidigare länsstyrelsen genomfört har inte kunnat bekräfta problemen eller fastställa dess orsaker. Man konstaterar dock att vissa av de ovan nämnda problemen även rapporterats från andra platser i södra Östersjön (t.ex. mager torsk med dålig tillväxt).

Denna rapport behandlar inte den Hanöbuktsproblematiken i sig men presenterar omfattande inventeringar och kartmaterial från Hanöbuktens Skånekust som kan vara av intresse vid vidare utredningar. Utöver fysiska miljövariabler, vegetation och bottenlevande djur presenteras även omfattande inventeringar av sjöfågel från det aktuella området. Predikterade kartor över pelagisk fisk och plankton i Hanöbuktens och Blekinges utsjöområden presenteras i rapporten "Marin inventering och modellering i Blekinge och Hanöbukten" (Wijkmark m.fl. in prep.).

1.4 Kartorna

Syftet är att ta fram underlag för planering av kustvattenmiljön på läns- och kommunal nivå. Kartorna ska hålla en upplösning och kvalitetsnivå som är anpassade till planerarnas behov, och avvägningen mellan generalisering och tillförlitlighet behöver bestämmas i diskussion mellan planerare och modellerare. En modellerad art- eller habitatutbredningskarta, en s.k. prediktion, visar den sannolika utbredningen av en art eller ett habitat. Precisionen i prediktionen, alltså kartans kvalitet, styrs främst av underlagens upplösning och kvalitet, modelleringens utförande (bl.a. i vilken upplösning den görs) och inneboende egenskaper hos arten eller habitatet. En grovre upplösning genererar normalt en prediktion av högre kvalitet, men en alltför grov upplösning är inte användbar för förvaltning på läns- och kommunal nivå. Å andra sidan minskar normalt kvaliteten med en finare

upplösning, vilket inte heller är önskvärt ur förvaltningssynpunkt. Därmed görs en avvägning mellan rumslig upplösning och kvalitet i prediktionen. Inom detta projekt har prediktioner skapats i olika upplösning beroende på de arter och grupper som modellerats. Undervattensvegetation och bottenlevande djur har modellerats i 25m upplösning. Pelagisk fisk och plankton har däremot modellerats i 1000 m upplösning eftersom dessa miljöer är så stora och homogena att en högre rumslig upplösning inte är motiverad.



Figur 3. Rödalger och blåmusslor. Foto: Martin Isaeus.

2 Sammanställning av befintliga biologiska data

Utöver de data som samlades in via fältinventeringarna 2012, samlades befintliga data in från tidigare utförda marinbiologiska undersökningar i Blekinge och Skåne län. Insamlingen gjordes i huvudsak av länsstyrelserna i kontakt med berörda parter på exempelvis kustkommuner, vattenvårdsförbund, dåvarande Fiskeriverket, Naturvårdsverket, högskolor och universitet samt flertalet konsultfirmor. Länsstyrelsen i Skåne län står även som uppdragsgivare till en rad olika undersökningar gällande den marina miljön i länet.

AquaBiota har sammanställt informationen efter en bedömning av det insamlade materialets hanterbarhet och relevans för uppdraget. Krav som ställdes på informationen var främst att den skulle vara kompatibel med övriga data, samt att den antingen hade registrerats i, eller var i sådant format att den kunde registreras i aktuell nationell databas (t.ex. MarTrans, Grunda, BEDA). Data i fel format, otillräckliga data, eller data som var för tidskrävande att omarbeta användes inte. Data från undersökningar utförda före år 2000 användes inte heller.

Data som användes för modellering av vegetation samlades in från undersökningstyper såsom dropvideo, dykinventeringar och undersökningar med snorkel, vattenkikare och/eller räfsa i grunda områden. För modellering av mjukbottenfauna gjordes en sammanställning av data från olika bottenundersökningar och från SMHI:s databas SHARK. Insamlade dataset sammanfattas i tabell 1.

Viss bearbetning utfördes för att underlätta hanteringen av data, minska risken för överlapp mellan stationer eller år, samt undvika överrepresentation av data i vissa områden. För data insamlade vid dyktransekter slumpades ett avsnitt (eg. djupintervall) per dyktransekt ut. För alla insamlade data togs överlappande stationer bort, samt stationer som låg närmare än 50 meter från någon annan vald station. Detta gjordes i GIS (ArcMap 10.0 samt Quantum GIS 1.8.0) genom att slumpa ut punkter inom datasetet med ett specificerat minimiavstånd på 50 meter.

Tabell 1. Befintliga biologiska data som sammanställts inom detta projekt.

Referens/beskrivning	Inventeringsår	Inventerade variabler
Dyk makroalger 2011 Hallands Väderö	2011	Vegetation
Rapporter: "Mapping and classifying deep bottoms in Northern Öresund using GIS (Geographical Information System) and BQI (Benthic Quality Index)." 2011. Albin Jönsson "Development of benthic faunal communities on two sampling stations in northern Öresund 1989-2010" 2011. Erik Nordh "Investigating the benthic macrofauna of northern Öresund given the drastic decline of <i>Haploids</i> abundance" 2011. Simon Tylor	2011	Bottenfauna
Marin basininventering i Skåne Län	2007-2010	Vegetation
Haploids-samhället och Modiolus-samhället utanför Helsingborg	2000-2009	Bottenfauna
ZooBen ÖRES.KUSTK.PROG Toxicon 2010	2010	Bottenfauna
Sydskustens Vattenvårdsförbunds Årsrapport 2009	2009	Bottenfauna, vegetation
Undersökningar i Skälderviken och södra Laholmsbukten. Årsrapport 2009	2009	Bottenfauna, vegetation
Marin inventering utförd vid Trelleborgs kommuns kustremsa den 16-30 augusti 2009	2009	Vegetation
Mätkampanj makroalger i Skåne	2009	Vegetation
Inventering av grunda botten i Helsingborgs kommun	2009	Bottenfauna
Samordnat nationellt-regionalt bottenfaunaprogram för egentliga Östersjön	2009	Bottenfauna
Marinbiologiska undersökningar i Skåne 2008	2008	Bottenfauna, vegetation
Undersökning av bottenfauna och sediment i Lommabukten 2008	2008	Bottenfauna
Översiktlig marin inventering av strandzonen utanför Fårabackarna i Trelleborgs kommun	2006	Bottenfauna, vegetation
Inventering av flora och fauna längs det planerade kabelstråket från Krigers Flak till Trelleborg	2005	Bottenfauna, vegetation
Kullen-Paradishamn - Insamling av makrovegetation vid Kullaberg	2005	Vegetation
Den amerikanska havsborstmasken <i>Marenzelleria viridis</i> längs Helsingborgskusten 2005	2005	Bottenfauna
Reservat Hallands Väderö - marina undersökningar 2000. Rapport 2001:20	2000	Bottenfauna, vegetation
Kullaberg marina reservat - Undersökningar 2000	2000	Vegetation
Kustkontrollprogram för Helsingborg	2000	Bottenfauna

3 Biologiska inventeringar

3.1 Vegetation och hårdbottenfauna

I detta avsnitt beskrivs dataunderlag för bottenlevande vegetation samt arter av bentisk fauna som kan inventeras med samma metoder. Blåmussla är ett exempel på en sådan art. Dessa data samlades in inom MARMONI-projektet under juli till oktober 2012. Dataunderlaget har ingått i modelleringarna av vegetationsklädda bottenar. De svenska artnamn som används i rapporten följer Tolstoy & Österlund (2003), Mossberg m.fl. (1992) och Dyntaxa (2013).

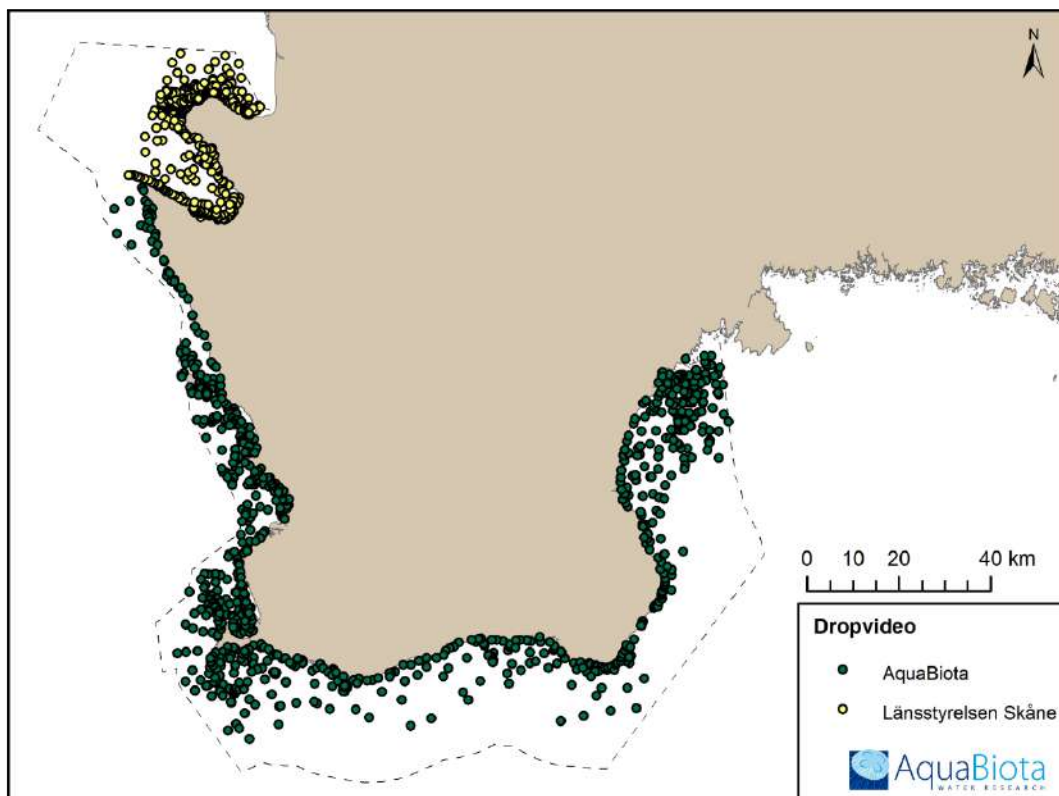
3.1.1 Dropvideoundersökningar

Dropvideo används främst för att inventera fastsittande arter och bottensubstrat. Vid dropvideoinventering sänks en videokamera ned från en båt och inventeraren identifierar arter, bedömer deras täckningsgrad och bottensubstratets typ genom att titta på en skärm i båten. Dropvideoinventering är en kostnadseffektiv metod för att samla in statistiskt oberoende datapunkter som lämpar sig väl för modellering. Förutsatt att inventeringspunkterna placeras slumpmässigt erhålls ett dataset som är representativt för det inventerade området. Nackdelen med metoden är att det inte är möjligt att identifiera lika många arter som vid t.ex. dyktransekter. Anledningarna är att vissa arter, t.ex. fintrådiga alger, är svåra att skilja åt i bild och det är större risk att missa småväxta arter eller arter med låg täckningsgrad. Vidare kan påväxt, dålig sikt eller lösliggande alger försvåra inventeringen.

Algsamhället norr om Kullen är artrikt och växer ofta i flera lager med ett flertal olika fintrådiga arter tätt tillsammans. Detta medför att fintrådiga arter inte har kunnat inventeras med samma precision i dropvideoundersökningen i detta område och att vissa grupper modellerats separat för området norr om Kullen.

Under 2012 inventerades bottenlevande växter och djur med hjälp av dropvideo (metodbeskrivning: Isaeus m fl. 2012). Den inventerade ytan var ca 5*5 meter. 918 stationer inventerades av AquaBiota utmed ost, syd- och västkusterna från gränsen mot Blekinge län till Kullens spets. Därifrån och norrut till länsgränsen mot Halland inventerades 501 stationer av Länsstyrelsen i Skåne. Stationernas placering var slumpmässig, men stratifierad utifrån vågexponeringsskiktet (se miljövariabler) och djup hämtade från sjökort. Genom att dela in djup och vågexponering i klasser och

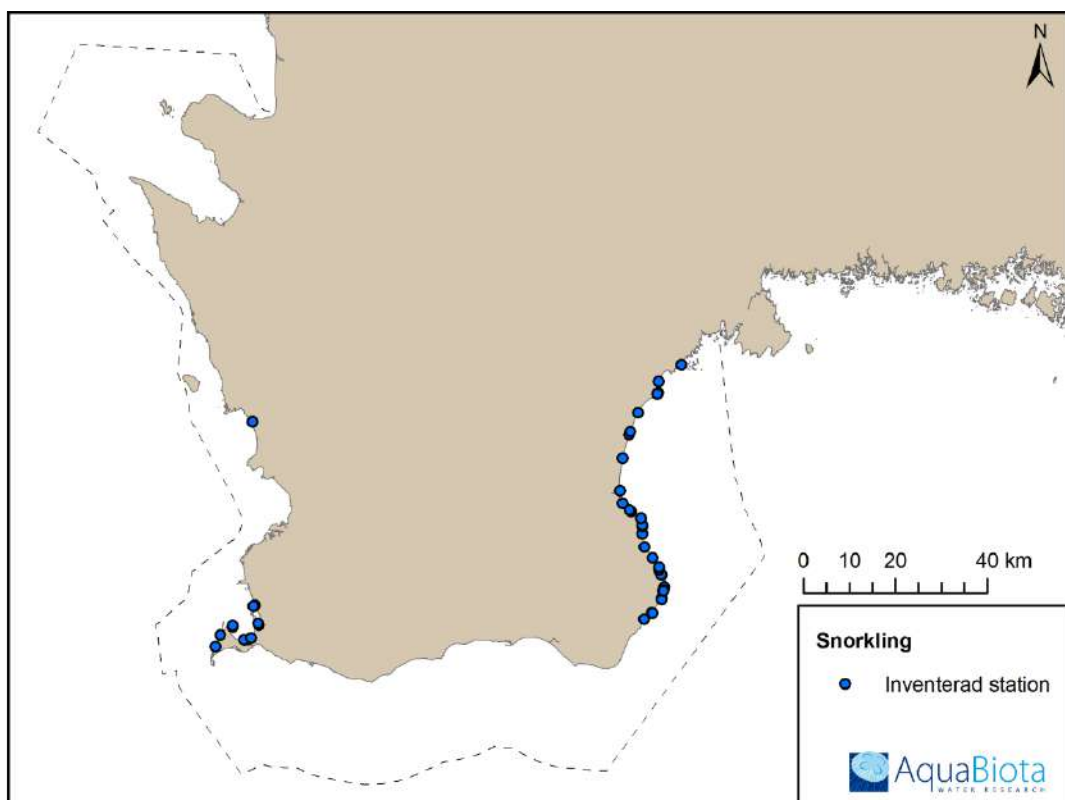
se till att samtliga kombinationer av dessa klasser blev lika representerade erhöles ett balanserat dataset. Anledningen till denna viktade slumpning var att få ett dataset som på ett bra sätt representerar de olika miljöer som förekommer i länet. All dropvideodata fördes in i databasen MarTrans. Metoden för insamling av dropvideodata är anpassad för att få ett statistiskt oberoende dataset anpassat för modellering. Dropvideoinventeringarna utfördes kombinerat med bottenhugg på mjuka bottenar (avsnitt 3.2 zoobentos nedan). Huggaren användes också för att ta upp vegetationsprover för verifiering av arter på stationer med hårda bottenstrukturer.



Figur 4. Stationer inventerade med dropvideo. Totalt 1419 stationer varav 501 inventerade av Länsstyrelsen Skåne och 918 inventerade av AquaBiota.

3.1.2 Snorkling i samband med dropvideoundersökning

Vissa stationer nära land inventerades med snorkling från stranden, eftersom det är lättare att inventera mycket grunda stationer utan båt. Detta gällde framförallt stationer vid mycket långgrunda kuststräckor. Totalt 45 stationer inventerades med snorkling. Snorklingen utfördes så långt som möjligt på samma sätt som dropvideometoden med avseende på inventerad yta och inventeringsmetodik.

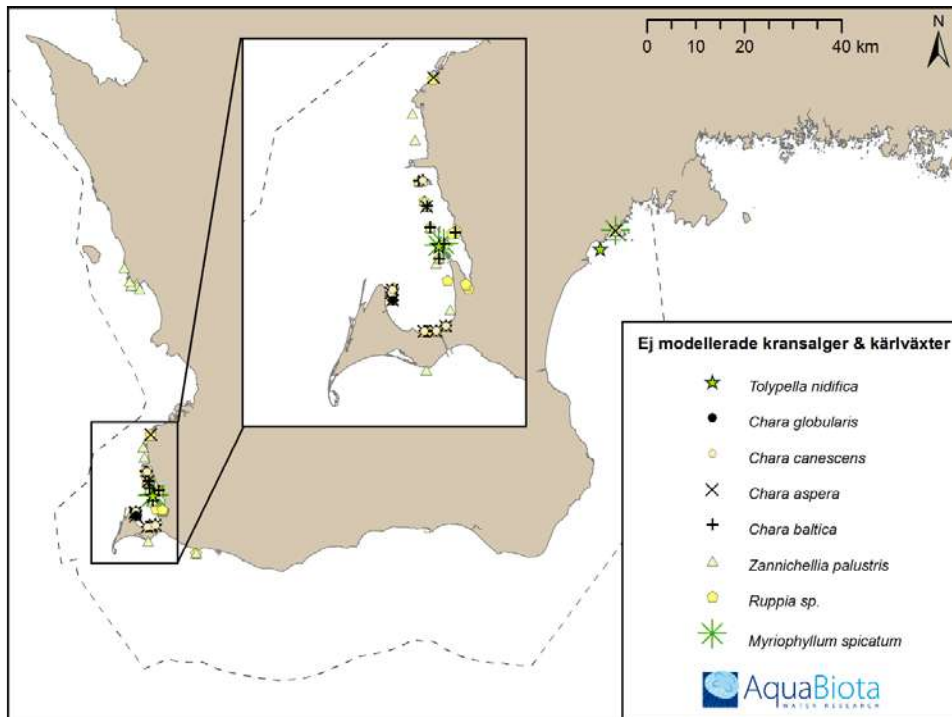


Figur 5. Stationer inventerade med snorkling, totalt 45 stationer.

3.1.3 Förekomstkartor för arter som hittats men ej modellerats

De flesta arter som förekommer frekvent i inventeringsdata har kunnat modelleras med goda resultat och predikterade kartor över dessa presenteras i avsnitt 6.2.2 och bilaga 2. Arter som förekommer mindre frekvent i inventeringsdata (exempelvis ovanligare arter eller arter som är svårare att upptäcka med använda inventeringsmetoder) går däremot sällan att modellera till följd av för få förekomster. Arter som är svåra att urskilja med dropvideometoden har inte modellerats eftersom de med stor sannolikhet är vanligare än vad som framgår i insamlade dropvideodata.

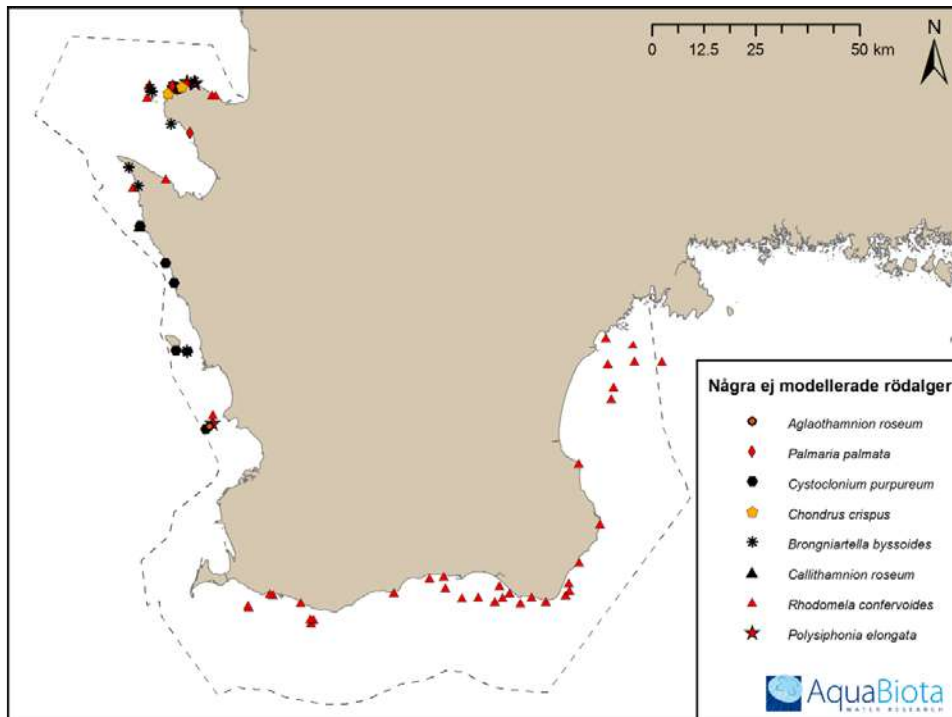
Exempel på arter som inte modellerats är kransalger (för få förekomster), många små fintrådiga alger (svårt att skilja mellan arter i dropvideo) samt vissa kärlväxter. Flera bottenlevande evertebrater har också påträffats med dropvideo men endast några har hittats så ofta att de gått att modellera. Ett urval av arter som påträffats men inte modellerats presenteras här som prickkartor (figur 6, 8, 10 och 12).



Figur 6. Kransalger och kärlväxter i inventeringsdata som inte modellerats. Svenska artnamn är följande: havsrufse (*Tolypella nidifica*), skörsträfsse (*Chara globularis*), hårsträfsse (*Chara canescens*), borststräfsse (*Chara aspera*), grönsträfsse (*Chara baltica*), hårsärv (*Zannichellia palustris*), natingar (*Ruppia* sp.), axslinga (*Myriophyllum spicatum*).



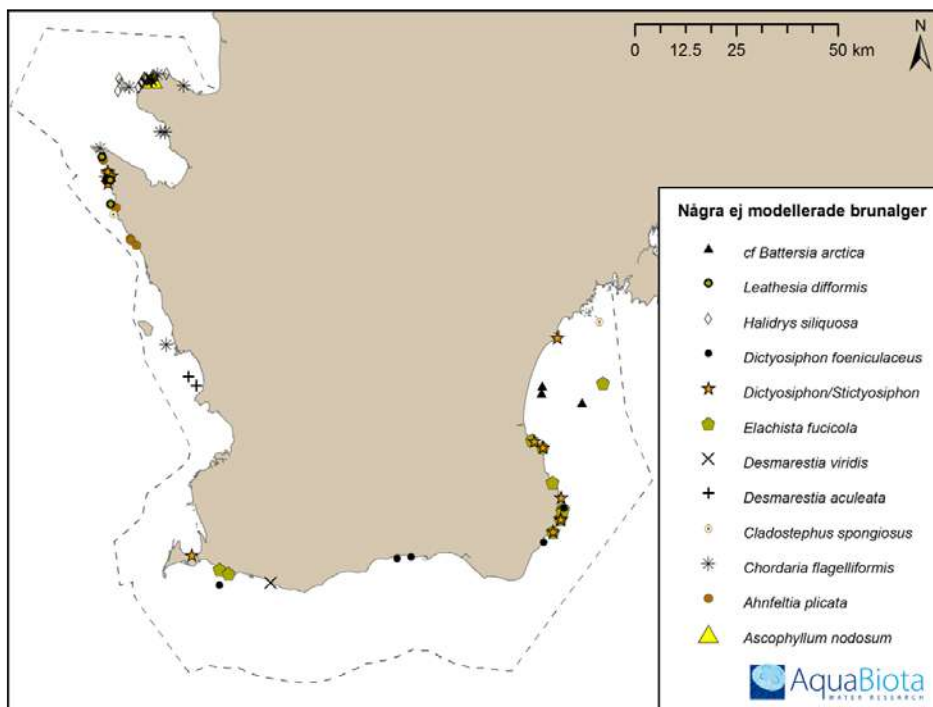
Figur 7. Grönsträfsse (*Chara baltica*) är en kransalg som kan bli hög och storvuxen (bilden är inte tagen i Skåne). Foto: Johan Näslund.



Figur 8. Några rödalger som inte modellerats. Svenska namn är följande: rosendun (*Aglaothamnion roseum*), söl (*Palmaria palmata*), klängeborst (*Cystoclonium purpureum*), karragenalg (*Chondrus crispus*), julgransalg (*Brongniartella byssoides*), rosendun (*Callithamnion roseum*), rödris (*Rhodomela confervoides*), grovslick (*Polysiphonia elongata*).



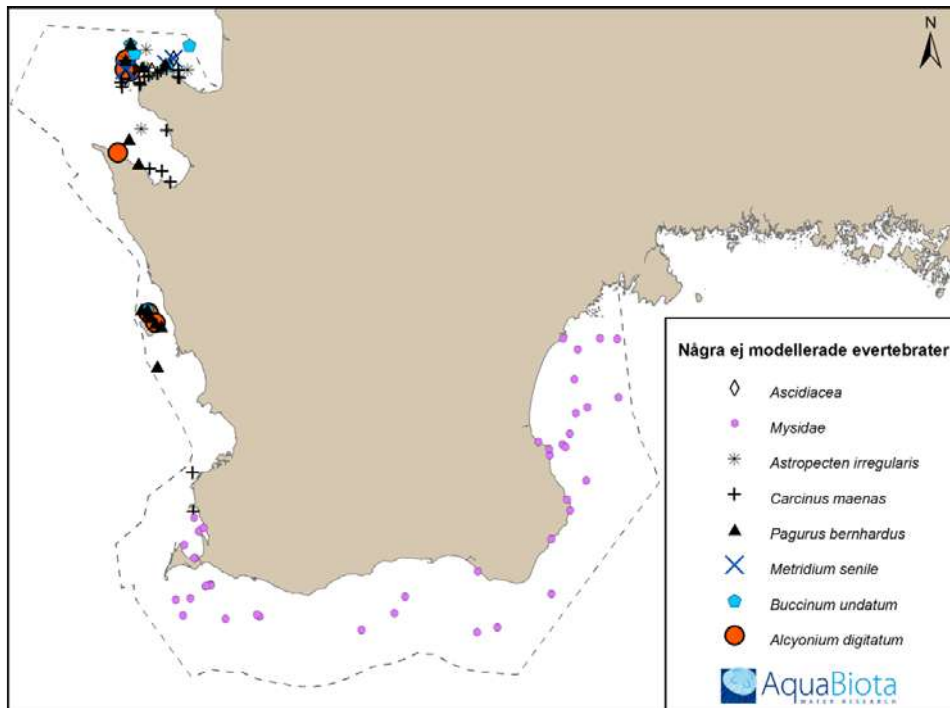
Figur 9. Ett exemplar av rödalgen klängeborst (*Cystoclonium purpureum*) som tappat sin röda färg. Blekta rödalger förekommer ofta och försvårar ibland artbestämningar vid dropvideoinventering. Foto: Martin Isaeus.



Figur 10. Några brunalger som ej modellerats är: ishavstofs (*Battersia arctica*), murkelalg (*Leathesia difformis*), ektång (*Halidrys siliquosa*), smalskägg (*Dictyosiphon foeniculaceus*), tångludd (*Elachista fucicola*), mjukt käringhår (*Desmarestia viridis*), styvt käringhår (*Desmarestia aculeata*), lummertofs (*Cladostephus spongiosus*), strandpiska (*Chordaria flagelliformis*), havsris (*Ahnfeltia plicata*), knöltång (*Ascophyllum nodosum*).



Figur 11. Knöltång (*Ascophyllum nodosum*). Foto: Nicklas Wijkmark



Figur 12. Några evertebrater från dropvideodata som ej modellerats är: sjöpungrar (Ascidiacea), pungräkor (Mysidae), kamsjöstjärna (*Astropecten irregularis*), strandkrabba (*Carcinus maenas*), eremitkräfta (*Pagurus bernhardus*), havsnejlika (*Metridium senile*), valthornssnäck (Buccinum undatum), död mans hand (*Alcyonium digitatum*).



Figur 13. Eremitkräfta (*Pagurus bernhardus*). Foto: Martin Isaeus.

3.2 Zoobentos

Med zoobentos avses djur som lever på och i botten. Mjukbottenfauna, d.v.s. djur som lever i och på mjuka bottenar provtogs med en liten bottenhuggare av Van Veen-typ med provtagningsytan 0,025 m² enligt beskrivning för metoden (Näslund 2011). Metoden är speciellt anpassad för användning i kombination med dropvideo, som en lämplig metod för insamling av många hugg för t ex karteringsändamål. Bottenhuggen kompletterar dropvideo på mjuka bottenar eftersom dropvideo inte kan användas för inventering av arter som lever i sedimentet. Undersökningen utfördes i samband med dropvideoundersökningen som beskrivs ovan och kompletterade därmed denna på stationer med mjuka bottenar. Sällning utfördes direkt i båten med ett 1 mm såll och fångsten artbestämdes och räknades direkt. Vid stora antal individer gjordes en uppskattning av antalet.

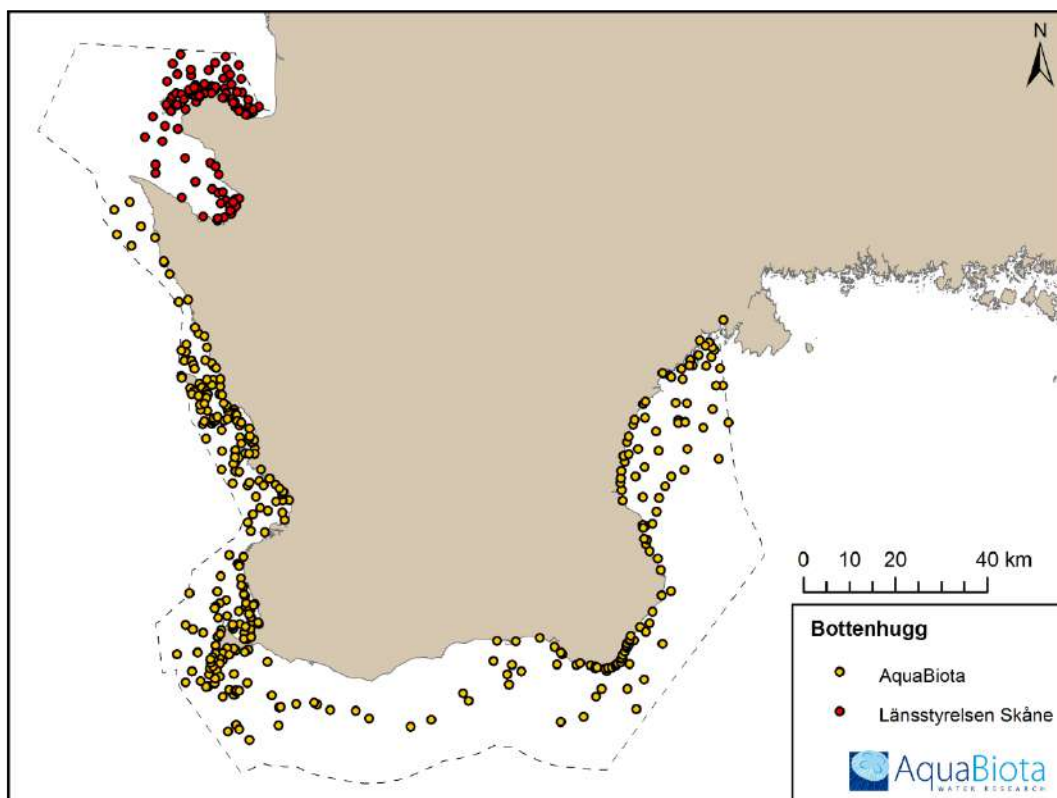
Totalt 347 bottenhugg utfördes av AquaBiota från länsgränsen mot Blekinge längs kusterna upp till Kullens spets. Sträckan därifrån och norrut inventerades av länsstyrelsen i Skåne som samlade in totalt 112 bottenhugg.

Artnamn som används i rapporten följer World Register of Marine Species (2013).

Djur på hårda bottenar inventerades med dropvideo (avsnitt 3.1).



Figur 14. Ett mjukbottenprov har tagits upp med en liten Van Veen-huggare. Sällning, artbestämning och räkning utförs direkt i fält. Foto: Karl Florén.



Figur 15. Stationer inventerade med bottenhugg. Totalt 459 stationer varav 112 inventerats av Länsstyrelsen Skåne och 347 inventerats av AquaBiota.

3.4 Pelagisk fisk och plankton

Pelagisk fisk och plankton inventerades i Hanöbuktens utsjöområden i Blekinge län med en hydroakustisk undersökningsmetod och verifiering av fiskdata med pelagisk trålning. Inventeringar beskrivs detaljerat i (Wijkmark m.fl. in prep.). Dessa data användes för modellering av pelagisk fisk, maneter och djurplankton i Hanöbuktens utsjöområden (till större delen utanför Skåne län), vilken beskrivs i ovan nämnda rapport.

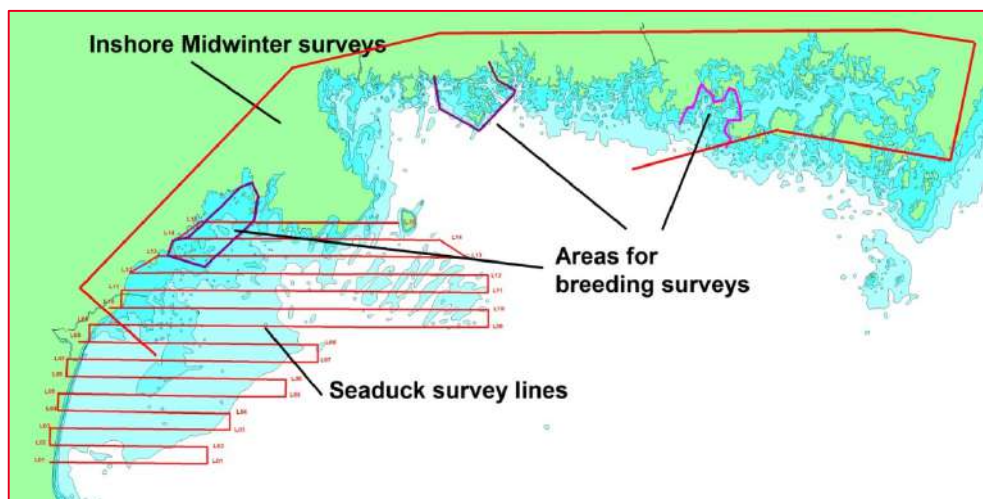
3.5 Fåglar

Fågelundersökningarna inom MARMONI planerades ursprungligen i huvudsak för att täcka in förekomsten av havslevande dykänder (främst alfågel) i de yttre delarna av Hanöbukten, medan de övervintrande sjöfåglarna i strandnära områdena sedan 1967 varit föremål för omfattande inventeringar inom ramen för de internationella sjöfågelinventeringarna (Nilsson 2008).

Under 2011 genomfördes undersökningar av häckande sjöfåglar inom två områden i Blekinge samt ett i nordöstra Skåne. Undersökningarna innefattade också mätningar av produktionen hos ejder.

Flyginventeringar av de yttre delarna av Hanöbukten genomfördes också inom ramen för andra projekt (såsom Naturvårdsverkets Utsjöbanksinventering) och detta material kunde utnyttjas inom MARMONI. Resurser kunde därför frigöras för att kunna genomföra sådana moment som inte fanns med i den ursprungliga planen.

I föreliggande rapport som avser att redovisa från arbetet inom MARMONI-projektet inom Skåne redovisas de fågelinventeringar som genomförts inom ramen för projektet i länet under projektåren. Resultat från midvinterinventeringarna av sjöfågel har också tagits med då dessa utnyttjats för olika analyser inom Marmoni-projektet även om de insamlats som ett led i den nationella miljöövervakningen. Yttre Hanöbukten utgör en enhet ur fågelsynpunkt, varför offshore inventeringarna för hela området redovisas utan uppdelning på län. Detsamma gäller analyserna av midvinterinventeringarna, där norra Hanöbukten, d.v.s. kuststräckan Åhus – Torhamn utgör en funktionell enhet för fåglarna och därför analyseras och presenteras som en enhet utan uppdelning på län.



Figur 16. Översikt över fågelinventeringsområden i Hanöbukten.



Figur 17. Karta över inventeringsområdet i nordöstra Skåne med de inventerade öarna Gruarna (L001), Vållholmen (L002) och Lägerholmen (L003).

3.5.1 Material och metodik för fågelinventeringar

Häckande fåglar

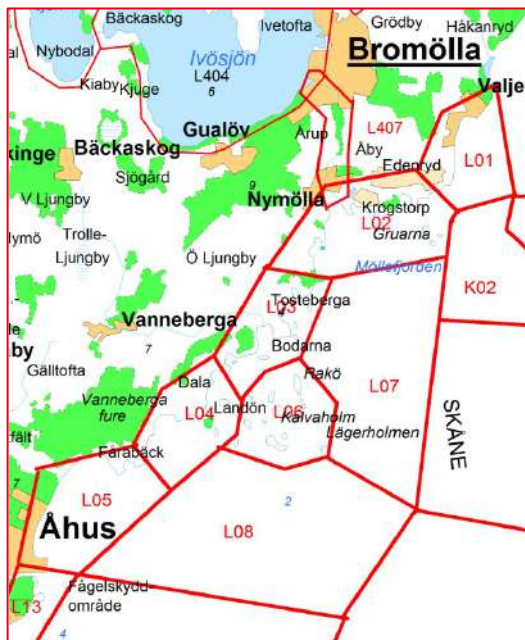
Förekomsten av häckande sjöfåglar undersöktes våren 2011 på tre öar(ögrupper) i NE Skåne: Lägerholmen, Vållholmen och Gruarna (figur 17). Lägerholmen inventerades med boletning vid tre tillfällen under april – maj, medan de båda andra lokalerna inventerades med båt i senare delen av april. Vid inventeringarna genomkorsades området på sådant sätt att samtliga potentiella häckningsöar och skär kunde avsparas från båt. Två observatörer (varav en båtförare) arbetade med inventeringarna. Samtliga observerade sjöfåglar noterades med uppgift om antal

fördelade på par samt grupper av olika storlek. Observationerna bokfördes per häckningsö/skär. Syftet med inventeringen var att testa metoder som snabbt kan täcka kustområden och ge data lämpliga för beräkning av miljöövervaknings-indikatorer. För andfåglarna baseras skattningen av antalet på antalet observerade individer i par samt grupper av 1 – 3 hanar.

Övervintrande fåglar

De internationella sjöfågelinventeringarna har genomförts i mitten av januari varje år sedan 1967 och Sverige har varit med sedan starten (Nilsson 2008). I Skåne startade inventeringarna redan 1964 som ett regionalt projekt (Nilsson 2005) och täckte under de första åren hela kusten.

I samband med inventeringarna delades den svenska kusten tidigt upp i ett antal inventeringsenheter. Varje sektor inventerades från marken av frivilliga observatörer. Från början omfattade inventeringarna både rapporter från spridda lokaler och från större sammanhängande områden som ofta inventerades av en förening eller grupp ornitologer. Från och med 1987 standardiserades systemet och ett antal referensområden omfattande ett antal inventeringsenheter lades upp efter kusterna, varav NE Skåne (figur 18) är ett och det enda i den skånska delen av Hanöbukten. Dessa referensområden har sedan inventerats på ett standardiserat sätt varje år, men dessutom insamlas också inventeringar från enskilda spridda lokaler.



Figur 18. Karta över NE Skåne med den sektorsindelning som används vid de internationella sjöfågelinventeringarna. Område L01 – L05 inventerades varje år och ingår tillsammans med motsvarande inventeringar från Blekinge i indexberäkningarna för Hanöbukten.

De årliga inventeringarnas huvudsyfte är att ge underlag för att beräkna årliga index för de viktigaste sjöfågelarterna i Sverige och internationellt. För att få en kontroll på hur väl referensområdena täcker in olika arter genomförs med mellanrum landstäckande inventeringar då mer svårinventerade områden täcks med flyg för att ge en totalbild av fågelförekomsten efter kusterna. Senast detta genomfördes var 2004 (se Nilsson 2008). Offshore områden innefattades inte i dessa inventeringar, men var föremål för speciella undersökningar 2007 – 2011 (Nilsson 2012).

I denna rapport har särskilda index beräknats för de olika arterna i Hanöbuktsområdet dvs. Blekinge skärgård samt den nordöstra delen av Skåne; årliga inventeringar saknas från övriga delar av den skånska Hanöbuktskusten. Årliga index beräknas som s.k. kedjeindex, dvs. parvisa jämförelser mellan antalet fåglar av de olika arter som räknats två på varandra följande år. Dessa primärindex har sedan omräknats i relation till basåret = 100, varefter hela serien normerats så att medelvärdet = 100. För närmare beskrivning av metoden hänvisas till Nilsson (2008). Index har i detta sammanhang beräknats för hela kustområdet från Åhus till Torhamns udde, vilket ur sjöfågelsynpunkt utgör en lämplig enhet. Den skånska delen inom detta större område är för liten för att ge underlag för meningsfulla index eftersom antalet övervintrande sjöfåglar inom ett så pass begränsat område är alltför beroende av väderförhållanden och särskilt isläggningen.

I Offshore-områdena (figur 16) gjordes sju inventeringar under åren 2007 – 2012. Hanöbukten täcktes av inventeringslinjer med 2 km lucka vinkelrätt ut från kusten till djupt vatten. Observatörerna täckte en sektor av 200 m på vardera sidan av flygplanet. Flyghöjden var ca 50 – 70 m och hastigheten 180 km/h. Två observatörer täckte var sin sida av flygplanet. För navigeringen utnyttjades flygplanets GPS. Samtidigt registrerades den aktuella flygvägen på en separat GPS. Observatörerna noterade samtliga observerade fåglar med tidsangivelse. Observationer utanför 200m registrerades som tilläggsinformation.



Figur 19. Vid flygningarna utnyttjades en tvåmotorig högvingad CESSNA 337 skymaster, vilken ger mycket god sikt för observatörerna.

Efter avslutad flygning överfördes samtliga observationer till en databas varvid varje observation fick en positionsmarkering. Resultaten sammanfattades per 10 sek flygtid, vilket motsvarar ca 350 m av inventeringslinjen beroende på planets hastighet (medvind eller motvind). Dessutom får man räkna med en blind zon under planet, varför den effektiva bandbredden vid inventeringarna är 320 m. För att beräkna fågelförekomsten inom de inventerade områdena har det faktiska antalet observerade fåglar uppräknats i relation till täckningsgraden. För ytterligare diskussioner kring metodiken se Nilsson (2012).

3.5.2 Resultat – häckande fåglar

Häckfågelfaunan inom de båda undersökningsområdena våren 2011 redovisas i tabell 2. Som framgår av tabellen domineras bilden starkt av gråtrut och ejder. Dessutom påträffades många häckande par av vitkindad gås speciellt på Vållholmen.

Tabell 2. Antal häckande par av olika arter i de tre undersökningsområdena i NE Skåne 2011.

	Vållholmen	Gruarna	Lägerholmen
Knölsvan	2	8	2
Vitkindad gås	142	12	0
Kanadagås	3	1	0
Grågås	9	6	1
Ejder	298	325	29
Gräsand	20	0	0
Gråtrut	379	267	201
Havstrut	0	0	1
Skräntärna	1	2	0
Strandskata	1	1	1

Resultat – övervintrande fåglar i utsjöområden

Den övervintrande fågelfaunan i Hanöbuktens yttre delar domineras av alfågel (tabell 3), medan flera andra arter är allmänna i de strandnära områdena (se nedan). Utöver alfågeln har svärtan och sjöorren varit vanligt förekommande i yttre Hanöbukten vissa år, medan antalen varit betydligt lägre andra år.

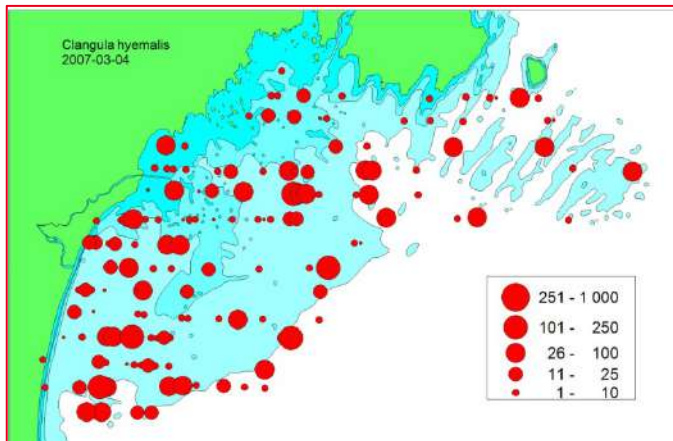
Tabell 3. Beräknat antal alfågel, sjöorre och svärta vid flyginventeringarna i Hanöbukten 2007 – 2012.

Datum	Alfågel	Sjöorre	Svärta
2007-03-04	23044	13500	3175
2008-12-07	8888	12981	138
2009-01-17	14381	463	44
2009-02-27	17075	63	288
2009-03-14	6231	1125	0
2011-01-30	7088	238	331
2012-02-13	6813	256	50

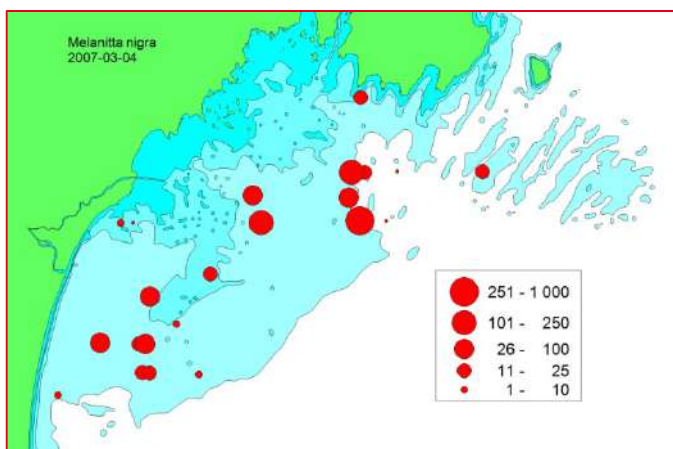
Utöver de nämnda arterna är ejdern också allmänt förekommande i yttre Hanöbukten som rastare under våren och en hel del ejdrar finns med i inventeringsprotokollen från de senaste flygningarna under säsongen. En annan art som regelbundet förekommer i området i måttligt antal är småskraken som också den kan förekomma ganska långt ute till havs. I övrigt har mindre antal setts av ytterligare ett antal sjöfågelarter utöver de arter som setts i strandnära vatten när flyglinjerna närmat sig land.

Alfågeln förekommer över hela Hanöbuktens ytterområden ut till ett djup av ca 20 m. Betydande flockar kan ofta ses på ganska stort avstånd från land. Rent generellt ses få alfåglar i den grundaste delen av områdets nordvästra hörn. Alfågeln visar en betydande variation mellan olika inventeringar i sin utbredning, vilket framgår av en jämförelse mellan kartorna för de olika inventeringstillfällena (se appendix!). Som framgår av utbredningskartorna ligger merparten av de övervintrande alfågeln liksom svärta och sjöorre i den skånska delen av Hanöbukten.

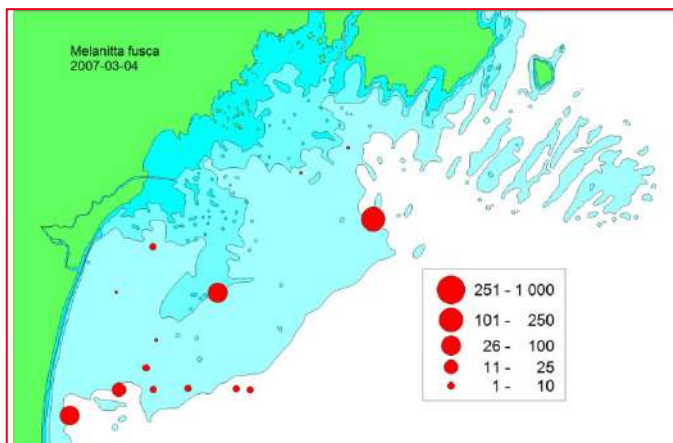
Söder om det område som täcks av de här presenterade flyginventeringarna är de grunda områdena (djup <20 m) betydligt smalare och begränsade till en smal sektor nära land innan man når Sandhammarens mer vidsträckta grundområden. Denna kuststräcka hyser också en del övervintrande alfåglar, men antalet här är ganska lågt och vid de senaste landsomfattande alfågelinventeringarna 2007 – 2011 beräknades antalet alfåglar här till 100 – 300 individer.



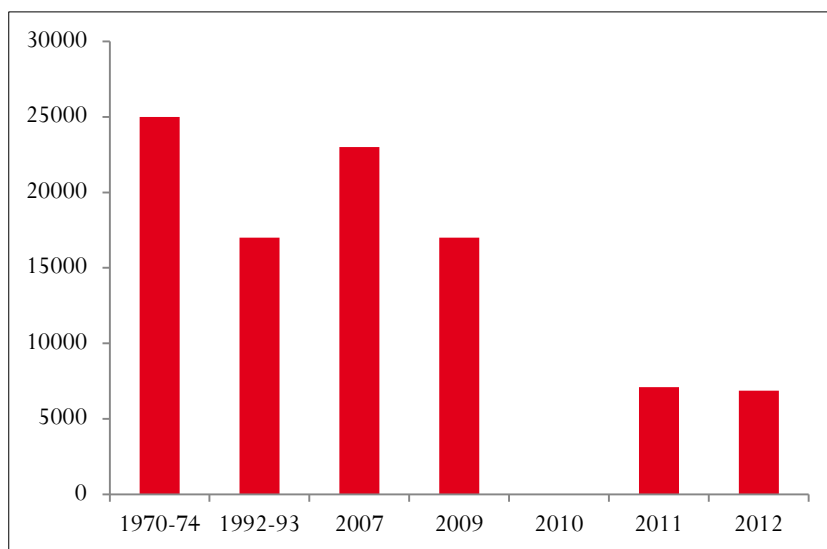
Figur 20. Alfågeln's utbredning i Hanöbukten vid inventeringen 2007-03-04. Fler kartor finns i bilaga 3.



Figur 21. Sjöorrrens utbredning i Hanöbukten vid inventering 2007-03-04.



Figur 22. Svärtans utbredning i Hanöbukten vid inventering 2007-03-04.

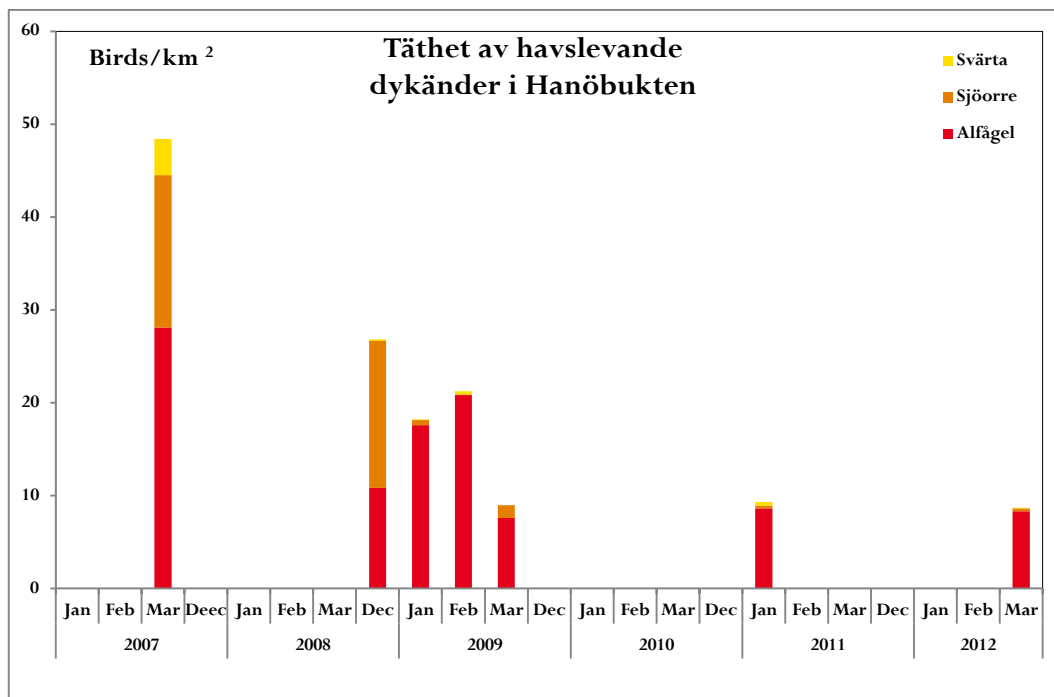


Figur 23. Beräknat antal övervintrande alfåglar i Hanöbukten vid flyginventeringar vid olika tillfällen.

Vid inventeringen 2007 beräknades antalet alfåglar i Hanöbukten till ca 23000. Vintern 2009 beräknades antalet till ca 17000, medan antalet övervintrande alfåglar i Hanöbukten 2011 och 2012 var nere på ca 7000 individ. Från Hanöbukten finns historiska data då det gjordes omfattande studier av havslevande dykänder under senare delen av 1960-talet och under början av 1970-talet. Antalet alfåglar i området beräknades då till ca 25000 (Nilsson 2012). Vid inventeringarna på 1960-talet och 1970-talet förekom också betydande alfågelmängder i sydöstra hörnet av Skåne.

Tätheten beräknat på djupområdet ut till 20 m, dvs. inom artens huvudsakliga furageringsdjup beräknades till ca 30/km² 2007, men sjönk sedan till ca 10/km² vid de senaste inventeringarna. Tätheterna på offshorebankarna som utgör artens huvudområde är normalt betydligt högre.

Svartan och sjöorren förekommer i princip inom samma områden som alfågeln, men generellt är deras förekomst mer koncentrerade till områden längre ut till havs. Normalt har dock antalet svartor och sjöorrar varit betydligt lägre än för alfågel, varför det är svårare att studera eventuell variation i förekomsten.



Figur 24. Tätheter för de tre viktigaste havslevande dykänderna i Hanöbukten vid inventeringarna 2007 – 2012.

Tabell 4. Antal inräknade sjöfåglar av olika arter inom inventeringszonen vid flyginventeringarna i Hanöbukten 2007 – 2012.

	2007-03-04	2008-12-07	2009-01-17	2009-02-27	2009-03-14	2009-05-04	2011-01-30	2012-03-12
Storlom	20	1	0	2	0	0	1	4
Smålom	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gavia</i> sp.	0	2	0	6	0	0	0	0
Skäggdopping	236	0	1	0	1	0	0	1
Svarthakedopping	0	4	0	0	0	0	0	0
Storskarv	88	44	63	63	52	27	33	26
Vigg	2	0	500	1000	0	0	0	0
Knipa	692	105	53	607	52	0	370	110
Alfågel	5242	1622	2301	2732	1077	1	1374	1090
Svärta	340	22	7	10	0	0	28	8
Sjöorre	1312	2277	424	46	180	20	18	41
<i>Melanitta</i> sp.	1089	0	0	0	0	0	45	0
Ejder	174	34	0	36	420	257	2	402
Småskrake	45	119	8	117	9	3	18	35
Storskrake	498	0	14	22	8	2	77	23
Salskrake	0	0	0	30	0	0	0	8
Sillgrissla	6	1	0	0	0	2	0	0

Resultat – övervintrande fåglar efter kuststräckan Åhus - Valjeviken

Antalet sjöfåglar som inräknats av de olika arterna vid midvinterinventeringarna i NE Skåne under MARMONI-perioden framgår av tabell 5. Inventeringarna har genomförts från olika observationspunkter efter stränderna, vilket medför risk att en del fåglar som ligger bakom öar etc. kan ha förbisetts. Observationspunkterna har dock valts på sådant sätt att merparten av fåglarna i det inventerade området kan räknas. Syftet med dessa räkningar har inte heller varit att ge en totalskattning av sjöfågelförekomsten i området utan att ge underlag för beräkning av populationsindex.

Tabell 5. Antalet inräknade individ av olika arter vid midvinterinventeringar i NE Skåne mellan Åhus och Valjeviken vintrarna 2010 – 2013

ART	2010	2011	2012	2013
Storlom	0	0	9	10
Smålom	0	0	0	0
Skäggdopping	0	49	98	12
Gråhakedopping	0	0	0	0
Svarthakedopping	0	0	6	3
Smådopping	8	1	1	0
Storskarv	9	95	144	60
Häger	2	0	11	1
Gräsand	297	2681	2995	3305
Kricka	0	1	236	0
Bläsand	0	0	65	1
Stjärtand	0	0	1	0
Snatterand	0	1	56	0
Bergand	0	145	34	17
Vigg	11	5695	2910	973
Brunand	7	29	93	33
Knipa	465	855	1023	745
Alfågel	4	49	95	50
Svärta	0	0	0	0
Sjöorre	0	0	0	0
Ejder	0	0	2	3
Småskrake	23	365	362	54
Storskrake	87	110	0	91
Salskrake	24	179	271	288
Sångsvan	45	13	63	45
Mindre sångsvan	0	0	0	0
Knölsvan	347	291	374	243
Sothöna	30	6	650	8

De dominerande sjöfågelarterna i området under de fyra aktuella åren har varit gräsand, vigg och knipa. En betydande variation kan konstateras om man jämför inventeringarna under olika år. Området är mycket grunt och betydande delar täcks av is under kalla vintrar. Särskilt viggen visar en mycket betydande variation då en stor flock ofta skiftar mellan Valjevikens yttre delar och Sölvesborgsviken. Under riktigt milda vintrar kan dessa viggar återfinnas i Levräsjön under dagarna, varifrån de flyger ut till havet för att söka föda nattetid.

Det ovan behandlade området ingår tillsammans med Blekingekusten i en serie referensområden avsatta för att genom årliga inventeringar följa beståndsutvecklingen hos sjöfågelbestånden baserade på index, vilket diskuteras nedan för hela det sammansatta referensområdet.

Kustområdena söder om Åhus ingår inte i de här redovisade indexinventeringarna, men mindre delområden har inventerats, dock inte inom MARMONI-projektet. Under de tidiga årens midvinterinventeringar längs de skånska kusterna (Nilsson 2005 och referenser där) inventerades ett antal år hela kuststräckan.

Området mellan Åhus och Kivik består huvudsakligen av omfattande sandstränder och hyser ganska få övervintrande sjöfåglar om man undantar de havslevande dykänder som finns längre ut från kusten och som ses i varierande antal från land beroende av väderleksförhållandena.

Kusten från Kivik till Mälarhusen är mer stenig och hyser mindre flockar av övervintrande sjöfåglar av ett flertal arter, men har inte inventerats under senare år (med undantag för den landsomfattande inventeringen 2004, se Nilsson (2005, 2008).

Vinterindex för sjöfåglar i Hanöbukten

Den nordöstra delen av skånska kusten ingår i de midvinterindex som beräknats för området Åhus – Torhamn som exempel på indikatorer inom MARMONI-projektet. I den kommande diskussionen skiljs inte de olika delområdena ut, utan området behandlas som den funktionella enhet det utgör. Index redovisas för perioden 1987 – 2011. Startpunkten är vald efter den standardisering av det nationella programmet som genomfördes 1987, då referensområdena etablerades (Nilsson 2008). Grafer med separata index redovisas i bilaga 3.

Antalet sjöfåglar visar en betydande variation i antal mellan olika år, vilken till en del kan hänföras till variationer i vintrarnas hårdhet och särskilt isläget. Vid bedömningen av de olika index-serierna är det viktigt att ta i beaktande hur hårda

vintrarna varit. Den här redovisade serien startar 1987, som var en mycket hård isvinter och avslutas med de båda kalla vintrarna 2010 och 2011. Däremellan har vintrarnas hårdhet varierat, men det har generellt varit en tendens mot mildare vintrar. Under åren före den här redovisade tidsserien noterades en serie kalla vintrar 1979, 1982, 1985 och 1987 innan vintrarna blev mildare under en följd av år.

Rent generellt kan man konstatera att det totala antalet övervintrande sjöfåglar har ökat markant i inre Hanöbukten under den aktuella perioden. Trenderna för de olika arterna som illustreras i en serie diagram i bilaga 3. Tabell 6 sammanfattar beräknade index. Totalt visar 8 arter av 15 en ökande trend, medan 6 arter visar fluktuationer runt en mer eller mindre stabil nivå. Endast en art visar en signifikant minskande trend (alfågel). Antalet alfåglar som räknas i de inre delarna av Blekinge skärgård och efter stränderna av Listerlandet och nordöstra Skåne är emellertid ganska ringa. I offshore-områdena noterades väsentligt lägre antal alfåglar vid inventeringarna 2011 och 2012 jämfört med 2007 och tidigare.

Tabell 6. Trendanalys för olika sjöfågelarter i Hanöbuktens inre farvatten 1987 – 2011.

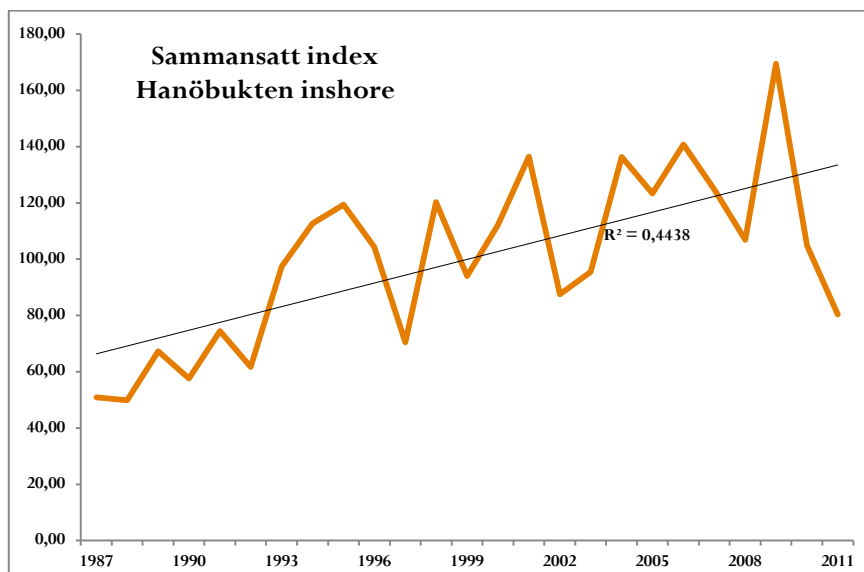
ART	25-ÅRS MEDEL	TREND	R ²
Gräsand	7775	Ökande	0,25
Vigg	32420	Ökande	0,50
Brunand	1325	Flukt	0,06
Bergand	279	Ökande	0,38
Knipa	2926	Flukt	0,03
Alfågel	306	Minskande	0,54
Svärta	2		
Sjöorre	4		
Ejder	26	Flukt	0,01
Småskrake	450	Ökande	0,57
Storskrake	1086	Flukt	0,00
Salskrake	750	Ökande	0,61
Sångsvan	241	Ökande	0,15
Knölsvan	1527	Ökande	0,22
Sothöna	5596	Flukt	0,04
Storskarv	734	Flukt	0,04
Skäggdopping	309	Ökande	0,55

Sammanfattande index

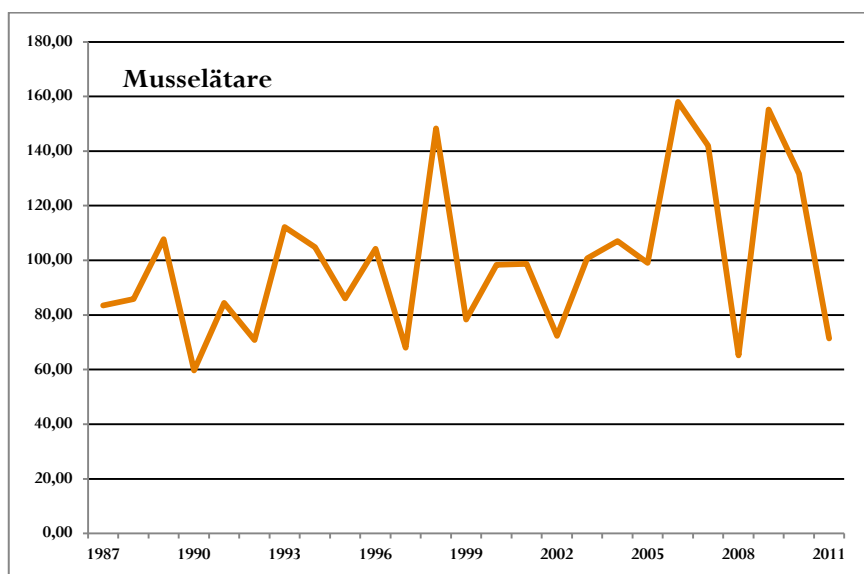
Ett viktigt syfte med Marmoni-projektet är att utveckla indikatorer på statusen i den marina miljön. I detta avseende erbjuder de sedan länge pågående internationella midvinterinventeringarna av sjöfåglar ett material som medger att länge tidsserier kan analyseras. I diagrammen nedan har inventeringar från och med 1987 utnyttjats eftersom de nationella inventeringarna standardiserades detta år.

De olika index-värdena för enskilda arter har sammanfattats i ett gemensamt index för samtliga övervintrande arter i området (figur 25) enligt metoder som framtagits inom Marmoni-projektet. Det sammanslagna indexet visar en markant ökande trend över undersökningsperioden. Notera dock att detta index endast baseras på inventeringar av inshore områden. Offshore-områdena har en betydligt sämre täckning och har inte kunnat inkluderas i beräkningarna i det sammanfattande indexet.

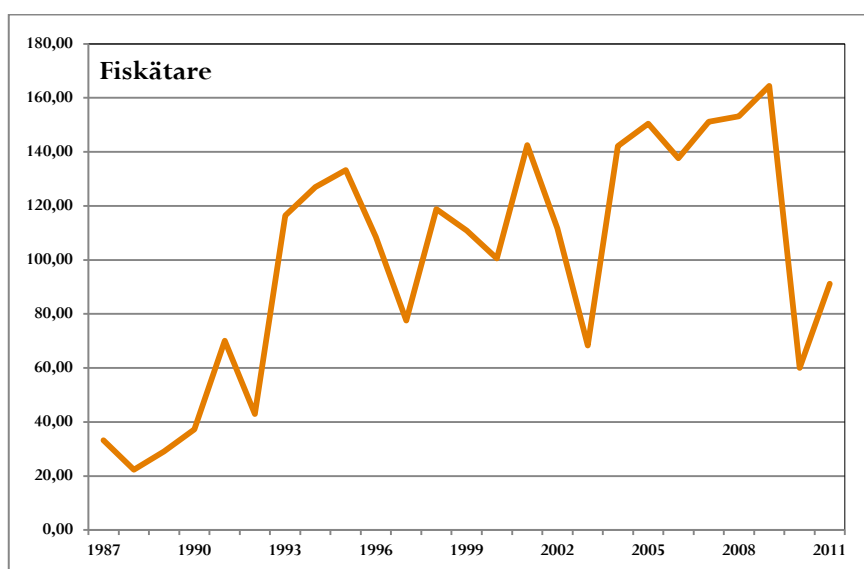
Index har också beräknats för tre funktionella grupper musselätare (figur 26), fiskätare (figur 27) samt herbivorer (figur 28). Samtliga tre funktionella gruppers index visar en ökande trend över undersökningsperioden. Ökningen var mest markant för herbivorerna och för fiskätarna.



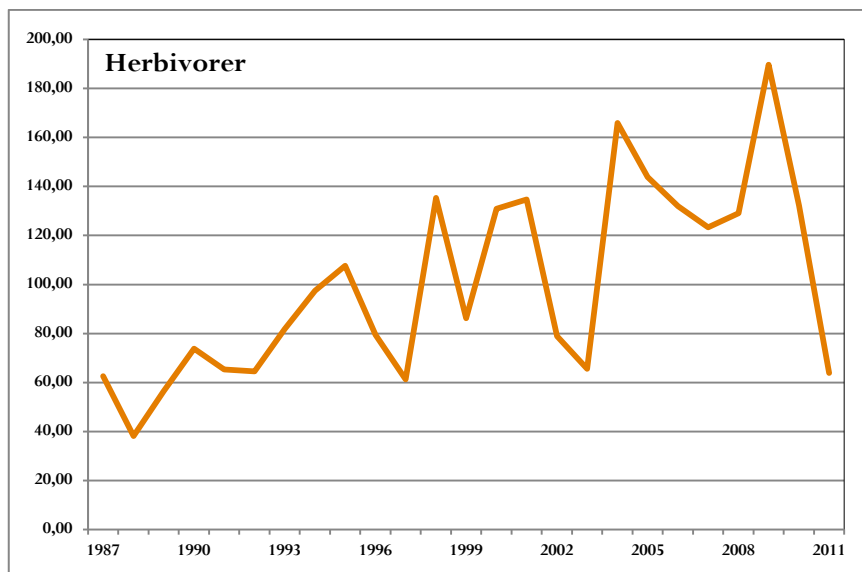
Figur 25. Sammansatt index för samtliga sjöfågelarter i Hanöbuktens inshore-områden.



Figur 26. Sammanfattande index för musselätande sjöfåglar i Hanöbukten's inshore-ormåden.



Figur 27 Sammanfattande index för fiskätande sjöfåglar i Hanöbukten's inshore-ormåden.



Figur 28. Sammanfattande index för herbivorer bland sjöfåglar i Hanöbukten inshore-områden.

3.5.3 Hanöbukten betydelse som sjöfågellokal

Som framgått av det föregående hyser Hanöbukten en rik och varierande sjöfågelfauna. I synnerhet de många grunda vikarna i Blekinges skärgård är ofta tillhåll för betydande fågelkoncentrationer under de delar av året vikarna inte är istäckta. Den skånska kusten mellan Åhus och Valjeviken kan ses som en fortsättning av detta koncentrationsområde mot väster. Däremot är fågelmängderna i de strandnära områdena längs Skånes ostkust söder om Åhus betydligt mer måttliga (t.ex. Nilsson 2005). I fågelsammanhang bör man när det gäller övervintrande sjöfåglar betrakta Sölvesborgsviken i Blekinge samt Valjeviken och närliggande grundområden i Skåne som en funktionell enhet.

På internationell nivå har man inom Wetlands International utvecklat ett system som bygger på att alla lokaler som regelbundet hyser 1 % av det beräknade beståndet av en art (eller totalt mer än 20000 individer) för en flyway skall räknas som internationellt betydelsefulla enligt Våtmarkskonventionen (Ramsar-konventionen). Urvalskriterierna baseras på de internationella midvinterinventeringarna och på basis av de samlade resultaten från dessa inventeringar i olika länder presenterar man regelbundet populationsskattningar för olika flyways (Wetlands International 2013). En flyway omfattar hela utbredningen från häckningsområdena i norr till övervintringsområdena i söder.

Tre fågelarter uppnår de internationella kriterierna i Hanöbukten inkl. Blekinge skärgård eller i delar av detta område. För offshore områdena uppfyller den yttre

delen av Hanöbukten (dvs. alfågeldområdena se kartan i figur 16) kriteriet för internationell betydelse för alfågeln under de första åren av undersökningsperioden, då mer än 20000 alfåglar beräknas övervintra i området åtminstone under vissa perioder. Områdets alfågelbestånd låg också tidigare klart över kriteriegränsen. Däremot noterades en markant nedgång i antalet alfåglar i området under de senaste åren av undersökningarna, då antalet låg betydligt under kriteriegränsen. Generellt har alfågelbeståndet i Östersjön minskat markant sedan det tidiga 1990-talet. Beståndet i de svenska farvattnen var då i storleksordningen 1,4 miljoner av ett totalbestånd på ca 4,2 miljoner (siffrorna är dock ganska osäkra). Vid den senaste storinventeringen var antalet alfåglar i de svenska farvattnen ca 500 000 av ett totalbestånd på 1,4 miljoner (Nilsson 2012).

Ur nationell synpunkt är Hanöbukten fortfarande att betrakta som ett viktigt övervintringsområde för alfågeln. Fram till och med 2007 var beståndet på ungefär samma nivå som vid de första inventeringarna på 1970-talet (Nilsson 1980, 2012). Den markanta nedgång som noterats på många andra alfågellokalerna i landet sågs inte här förrän de allra senaste åren. Däremot har en betydande minskning konstaterats för de övervintrande alfågeln i sydöstra Skåne och efter den skånska sydkusten (Nilsson 2012)

Förutom alfågel har inga andra havsdykänder eller sjöfåglar konstaterats övervintra regelbundet i i större antal i Hanöbuktens yttre farvatten. Ett undantag är sjöörren (och i viss mån svärtan) som vintern 2007 förekom i stort antal i Hanöbukten, medan antalet övriga år var på en låg nivå.

Två andra arter överskrider de internationella kriterierna regelbundet i de inre farvattnen i Hanöbukten (Blekinges skärgård) nämligen vigg och salskrake. För vigg är kriteriegränsen för internationell betydelse 12000 medan kriteriegränsen för salskrake är 400. Däremot saknas internationellt betydelsefulla fågelkoncentrationer inom Skånedelen av referensområdena. Ur nationellt perspektiv hyser kusten mellan Åhus och Valjeviken viktiga koncentrationer av övervintrande sjöfåglar, speciellt om man bedömer området tillsammans med Sölvesborgsviken, som är en del av samma funktionella enhet ur sjöfågelsynpunkt, avgränsad mot övriga sjöfågeldområden av Listerlandet med mer måttliga fågelförekomster. Kuststräckan hyser betydande koncentrationer av både vigg och salskrake, som för den sistnämnda arten ibland nästan tangerar gränsen för internationell betydelse. Området hyser också betydande antal övervintrande knipor.

4 Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariabler såsom djup och djupderivat, hydrografiska lager, vågexponering, siktdjup, bottensubstrat samt antropogena variabler har tagits fram för Skånes marina område.

4.1 Djup och djupderivat

4.1.1 Djup

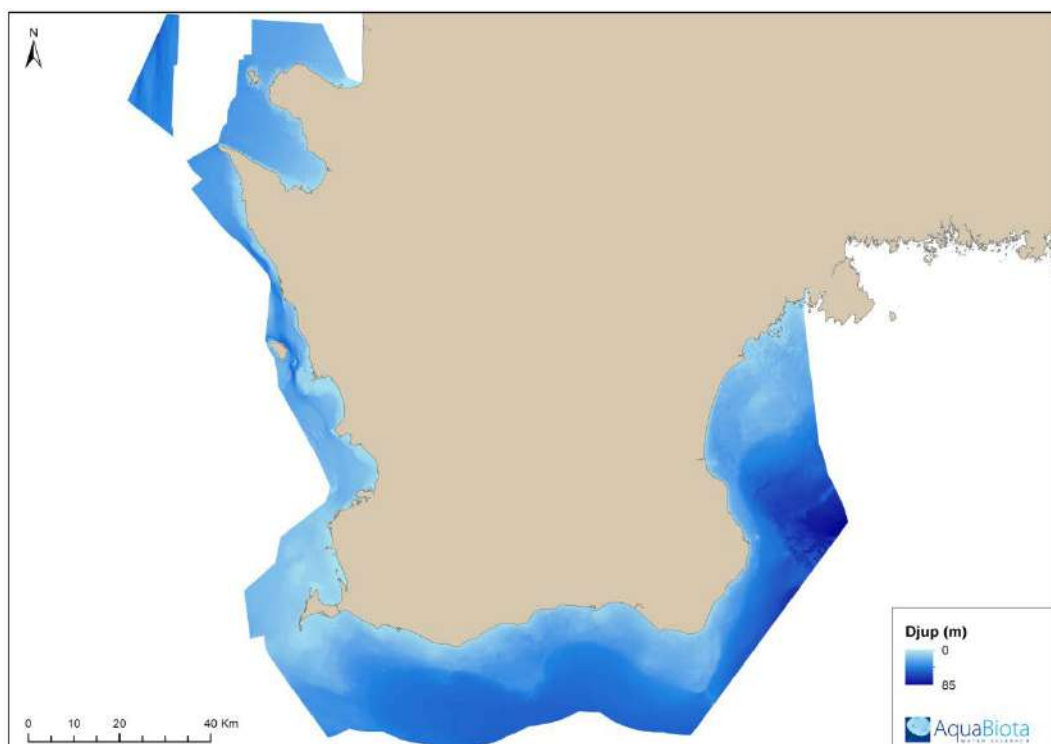
Ett kontinuerligt djupraster för Skåne och Blekinge län samt hela studieområdet Hanöbukten skapades från djupdata i punktform. Djupdata levererades från Sjöfartsverket för Skåne och Blekinge uppdelat i rutor (21 stycken samt fyra i ekonomisk zon, se figur 30).

Djupdata baseras på sjömätningar som utförts vid olika tidpunkter och med olika metoder varför punkttätheten varierar inom området. Exempel på digitala djupdata från olika metoder är singellod, parallellod, digitaliserade djupkurvor och multibeam (flerstråligt ekolod). Tätast djupdata kommer från multibeam. Områden uppmätta med denna metod levererades i fem meters upplösning. Utöver punktdata från Sjöfartsverket användes även fastighetskartans strandlinje omvandlad till punktform med en punkt var tionde meter.

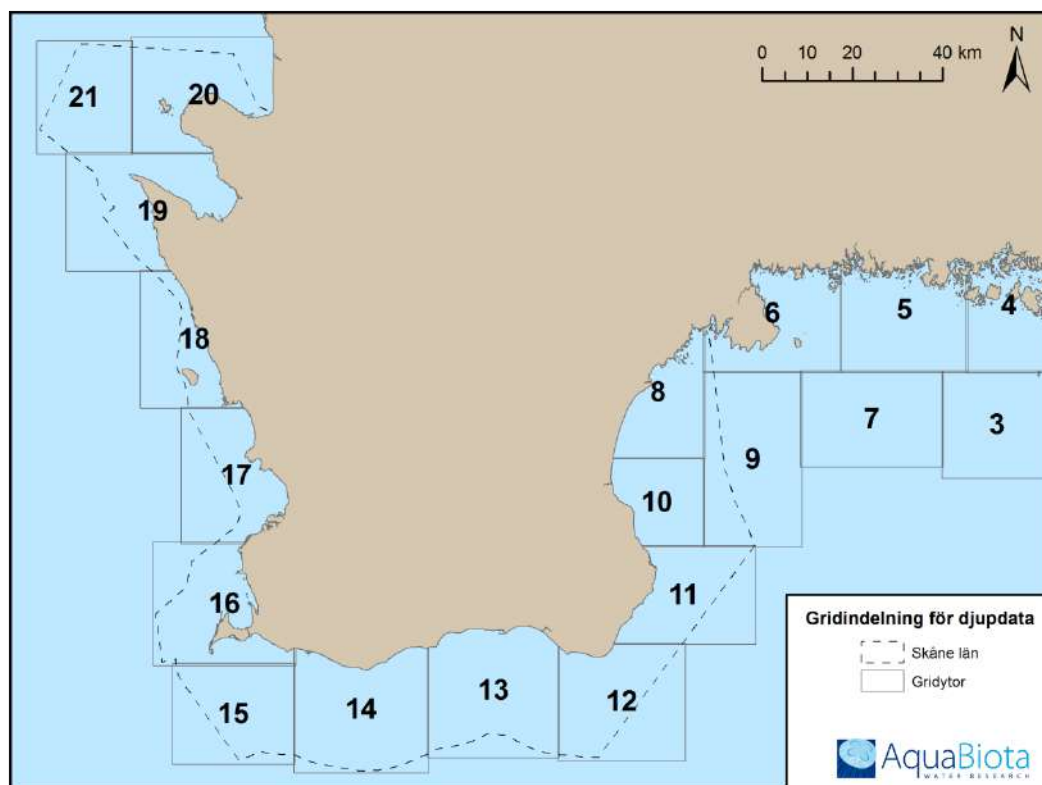
För att omvandla punktdata till ett kontinuerligt djupraster i 10 meters upplösning användes en semivariogrammodell för interpolering. Under interpoleringen gjordes sökning i tio punkter (minst två), samt åtta riktningar. Root-mean-square-error, average Standard Error, standardiserat medelfel samt standardiserat root-mean-square-error antecknades för varje ruta.

På tre rutor (1, 2 & 4, i Blekinge) gjordes ett slumpmässigt urval om 10 % (5 % i grid 4) av punkterna. I dessa jämfördes interpolerat djup med uppmätt djup. Resultatet plottades sedan för att ge en geografisk bild av felet.

De färdiginterpolerade rutorna i rasterformat sammanfogades slutligen till ett kontinuerligt djupraster i 10 meters upplösning (figur 29). Detta djupraster täcker hela Skåne läns marina område utom ett utsjöområde utanför Kullen, Skälderviken och Hallands Väderö som saknade sjömätningsdata. Detta utsjöområde har därför inte kunnat inkluderas i de modellerade kartor som skapats och syns som ett tomt vitt område i de predikterade kartorna.



Figur 29. Interpolerad djupgridd för Skåne län. Djupdata saknas för ett utsjöområde utanför Kullen, Skålderviken och Hallands Väderö.

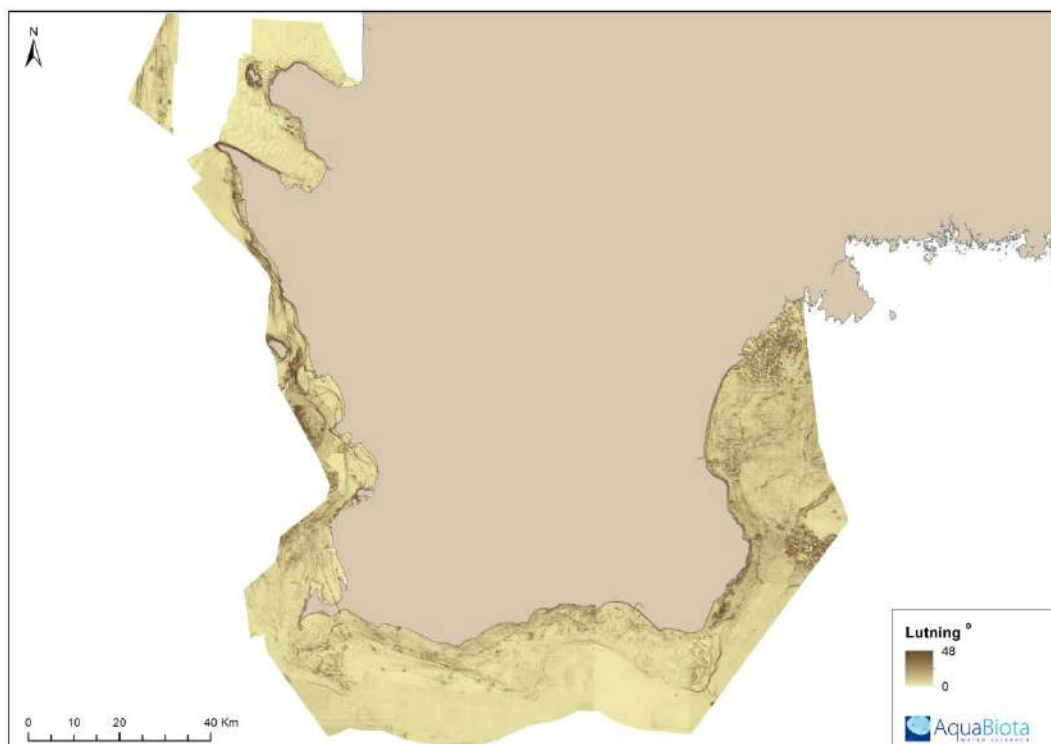


Figur 30. Gridrutor för djupdata i Skåne och Blekinge län.

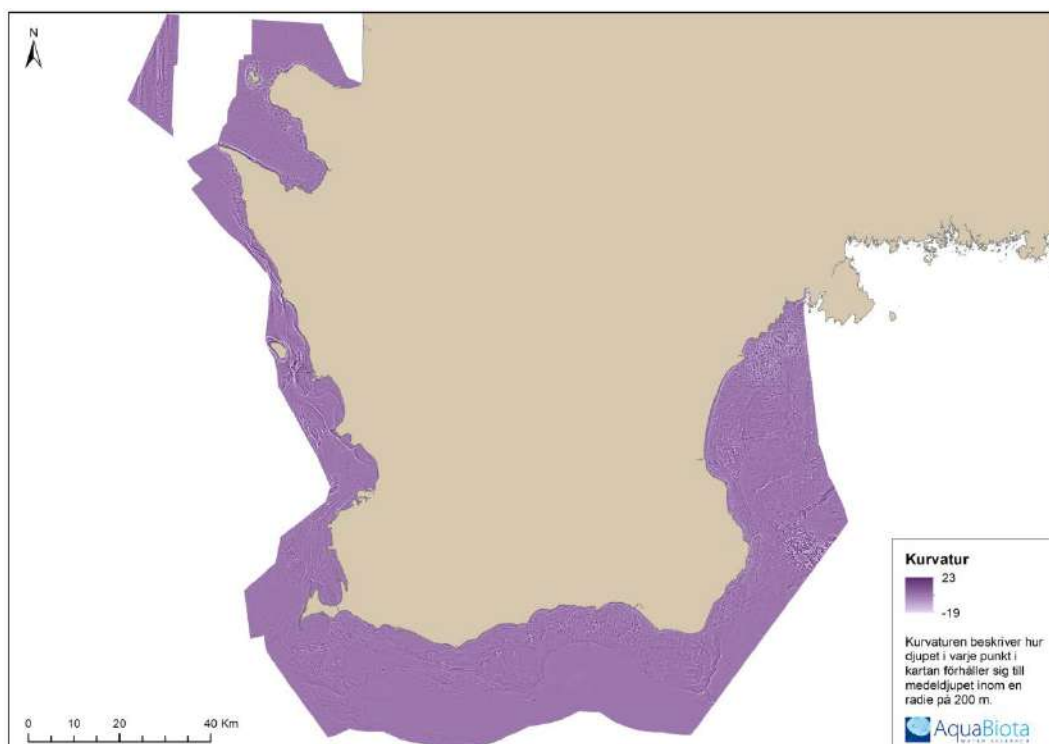
4.1.2 Lutning, Lutningsriktning, kurvatur och landformer

Baserat på det interpolerade djuprastret i 10 meters upplösning beräknades raster för bottenens lutning, lutningsriktning och kurvatur. Ett detaljerat och bra djupraster är en förutsättning för att dessa derivat ska bli användbara, eftersom de är mycket känsliga för både upplösning och felaktigheter i djupkartan. Lutning beräknas genom att använda skillnaden i djup från en ruta i rastret till nästa, och anges i grader där noll grader betecknar en helt vågrät yta och 90 grader en lodrät yta.

Lutningsriktning anger bottenens lutningsvinkel i grader från 0 till 360. Kurvatur är en beskrivning av hur djupet för varje punkt i kartan förhåller sig till medeldjupet inom en radie på 200 m, och ger en bild av relativa höjder och sänkor. Positiva värden innebär upphöjningar och negativa innebär sänkor. Djuprastret klassades också till ett lager uppdelat i nio så kallade "landformer" i GIS-programmet SAGA. Kartor över bottenens lutning och kurvatur i Skåne visas i figur 31 och 32. Kartor över samtliga djupderivat finns i bilaga 1.



Figur 31. Bottenens lutning uttryckt i grader.



Figur 32. Kurvatur beskriver bottenens djupförhållande i förhållande till omgivande botten inom en 200 meters radie. Ett positivt värde anger en lokal upphöjning och ett negativt värde anger en lokal sänka.

4.1.3 Täthet i djupinformation

Eftersom punkterna med djupinformation är ojämnt fördelade i området har den interpolerade djupkartan olika detaljgrad och exakthet på olika platser. Denna varierande kvalitet gäller även djupderivaten (avsnitt 4.1.2). För modeller där djup och/eller djupderivat varit betydelsefulla prediktorvariabler påverkas även prediktionernas tillförlitlighet av djupdatapunkternas täthet. För att visualisera områden med glesare djupdata som osäkrare i prediktionerna skapades en täthetskarta för djupinformationen. Områden med en täthet under 1000 punkter per km² klassas i denna karta som områden med gles djupinformation. Punkttäthet beräknades på samma rutor som djupdata levererades i (avsnitt 4.1.1). För att områden nära land och smala vikar inte skulle få felaktigt låga täthetsvärden (till följd av att djupinformation saknas på landområden) korrigerades täthetskartan med hjälp av ett lager för andel land per km².

4.2 Hydrografiska miljövariabler

4.2.1 Sammanfattning

En rad fysikaliska och kemiska variabler skapades som underlag till den rumsliga modelleringen utifrån två typer av modellerade data. För kustnära områden sammanställdes data från kustbassängmodellen HOME Vatten för yt- och bottenvärden av temperatur och salthalt, bottennära halter av syre, totalkväve och totalfosfor samt integrerade klorofyllvärden över hela vattenkolumnen. Heltäckande länskartor sammanställdes för temperatur och salthalt vid ytan resp. botten med tillägg av data från den hydrodynamiska modellen HIROMB.

4.2.2 Sammanställning av hydrografiska och kemiska variabler

Data tillhandhålls som dygnsvärden för åren 2005-2010 från två olika typer av modeller, HOME Vatten och HIROMB, båda skapade och implementerade vid SMHI.

HOME Vatten är ett modellsystem som kopplar ihop flera modeller för mark, sjöar, vattendrag respektive kustvatten (Marmefelt m.fl., 2007). I den s.k. kustzonsmodellen beräknas medelvärden för mindre delbassänger med fin vertikal upplösning. Delbassängernas utsträckning varierar och följer indelningen för vattenförekomster enligt Svenskt vattenarkiv (SVAR). För Skåne läns kustvatten erhöles HOME-data som dygnsprofiler för temperatur, salthalt, klorofyll-a, syre, totalfosfor samt totalkväve i totalt 22 vattenförekomster (delbassänger), se figur 33.

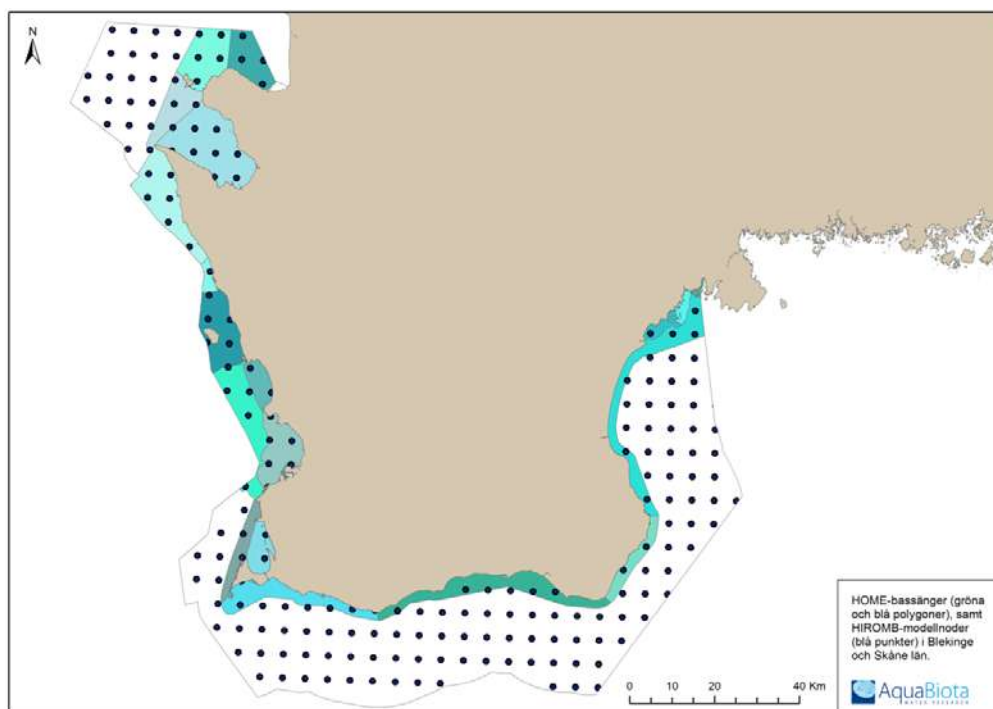
HIROMB är en tredimensionell havscirkulationsmodell som används operationellt vid SMHI för Östersjön, Västerhavet och delar av Nordsjön (Funkquist och Kleine, 2007). Från HIROMB hämtades data för temperatur respektive salthalt som dygnsprofiler med varierande vertikal upplösning i totalt 198 modellnoder inom Skåne läns havsområde. Avståndet mellan noderna (modellens upplösning) var tre nautiska mil (ca 5,5 km), se figur 33.

Heltäckande raster i 10 meters upplösning sammanställdes för ytvärden utifrån värdena på 0,5 meters djup i varje dygnsprofil. För HOME-data baserades rastren således på en profil per HOME-bassäng, och för HIROMB-data på en profil per modell-nod, se figur 33. Motsvarande raster för bottennära värden skapades genom att matcha variabelvärdet till botten djupet i varje delruta av rastret. Alla delar sammanfogades sedan till sammanhängande lager för de två respektive modellerna med hjälp av ESRI ArcGIS funktion Mosaic to New Raster enligt blend-metoden.

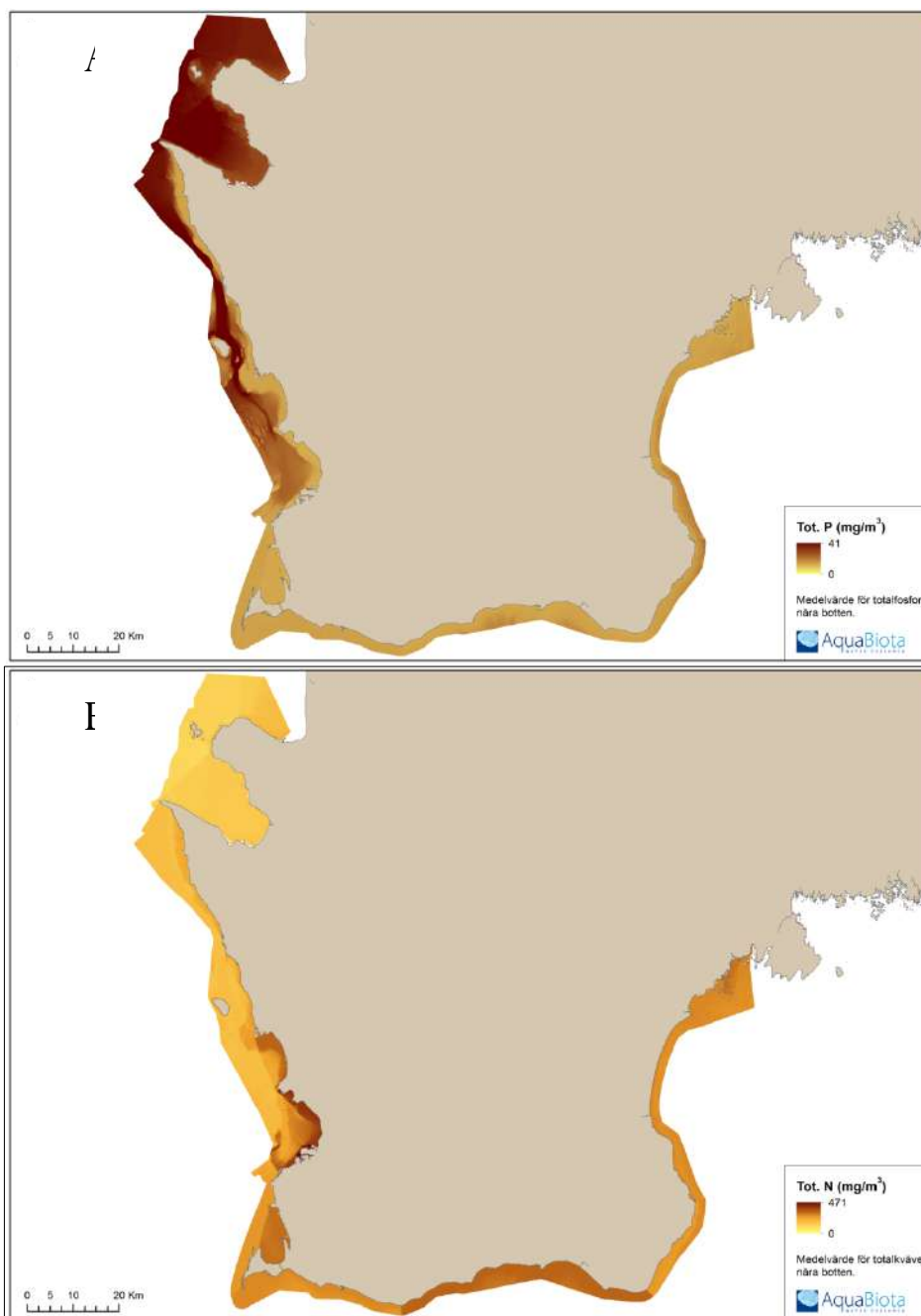
Baserat på det förväntade bidraget till art- och habitatmodelleringen beräknades för varje variabel en eller flera statistiska kvantiteter, såsom medelvärden, minimivärden respektive maximivärden över hela tidsperioden (2005-2010). Som ett mer representativt värde för minimiförutsättningarna än enstaka extremvärden användes 10-percentilen av alla dygnsvärden istället för det absoluta minimivärdet. På motsvarande sätt beräknades 90-percentilen av alla månatliga värden som värde för maximiförutsättningarna.

Baserat på data från HOME Vatten sammanställdes totalt 19 raster; medelvärden, minimivärden och maximivärden vid ytan och nära botten för temperatur resp. salthalt, medelvärden, minimivärden och maximivärden integrerat för hela vattenkolumnen för klorofyll-a, medelvärden och minimivärden vid botten för syrehalt samt medelvärden vid botten för totalfosfor resp. totalkväve, se tabell 7 och exempel i figur 34. För data från HIROMB-modellen sammanställdes totalt fyra raster; medelvärden vid ytan resp. botten för temperatur samt minimivärden vid ytan resp. botten för salthalt, se exempel i figur 35.

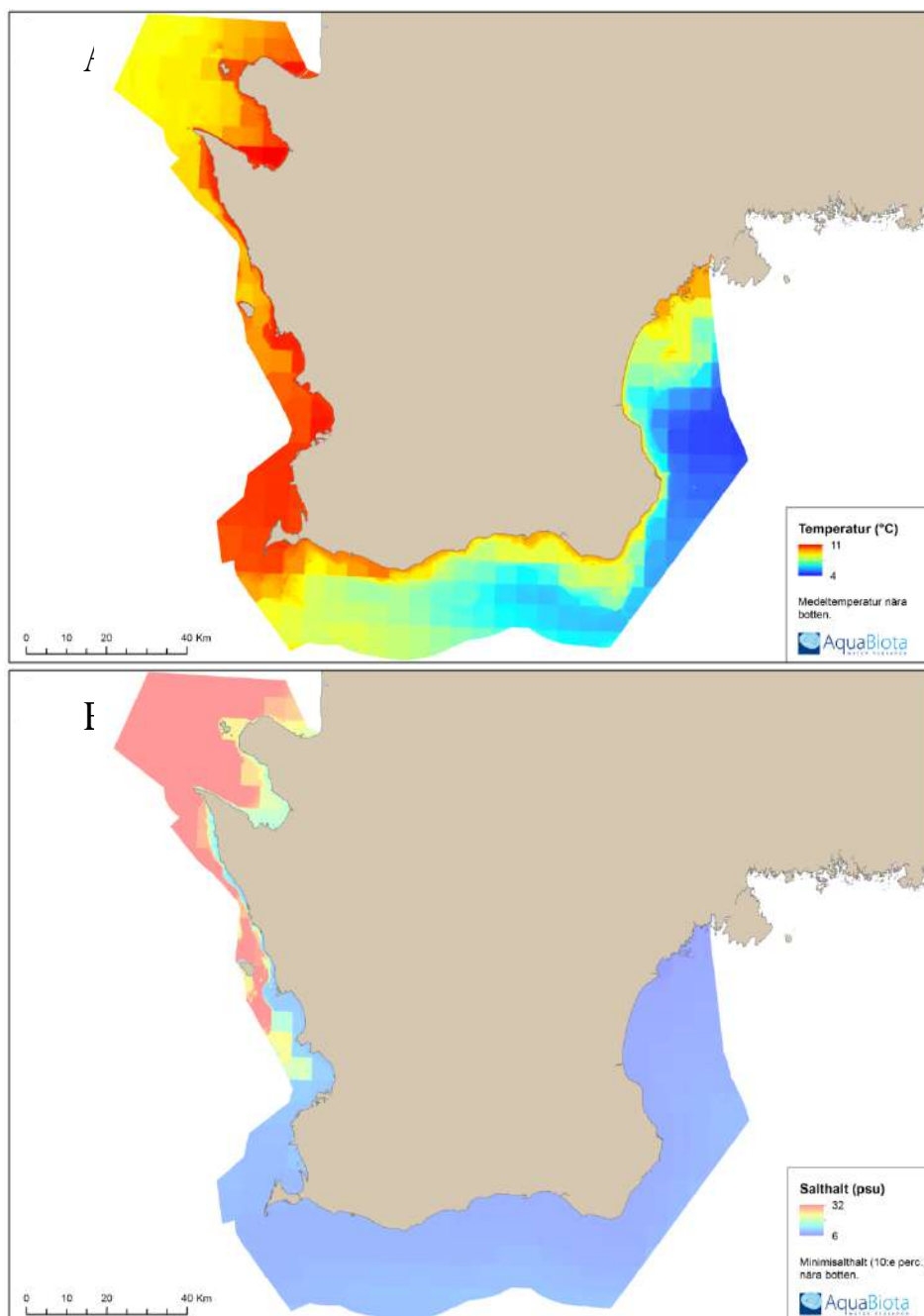
Alla raster redovisade här (tabell 7) visas i bilaga 1 och är fria att sprida i 10 m upplösning enligt Sjöfartsverkets spridningstillstånd (referens 13-02136).



Figur 33. Datatäckningen för de två hydrografiska modeller som använts. Punkter visar modellnoderna i HIROMB-modellen medan färgade polygoner visar de kopplade delbassängerna i HOME Vatten-modellen. Data erhöles som dygnsprofiler i varje nod (HIROMB) resp. delbassäng (HOME).



Figur 34 (a) Totalfosfor vid botten och (b) totalkväve vid botten (medelvärden) sammanställda av data från HOME Vatten.



Figur 35 (a) Medeltemperatur vid botten och (b) minimisalthalt vid botten sammanställda av data från HIROMB.

Tabell 7. Tillgängliga lager för fysikaliska och kemiska variabler för Skåne län. Pga kustmodellens begränsade täckning till kustnära områden, och HIROMB:s något begränsade täckning inåt kusten skapades de länstäckande rastren som en komposit av de två dataseten.

Variabel	Rastrets utsträckning	Datakälla	Nivå	Statistisk kvantitet
Temperatur	Kustområdet	HOME	yta, botten	10-perc, medel., 90-perc
Salthalt	Kustområdet	HOME	yta, botten	10-perc, medel., 90-perc
Klorofyll-a	Kustområdet	HOME	integrerat	10-perc, medel., 90-perc
Syrehalt	Kustområdet	HOME	botten	10-perc, medelvärde
Totalfosfor	Kustområdet	HOME	botten	medelvärde
Totalkväve	kustområdet	HOME	botten	medelvärde
Temperatur	Länstäckande	HIROMB+ HOME	yta, botten	medelvärde
Salthalt	Länstäckande	HIROMB+ HOME	yta, botten	10-prec

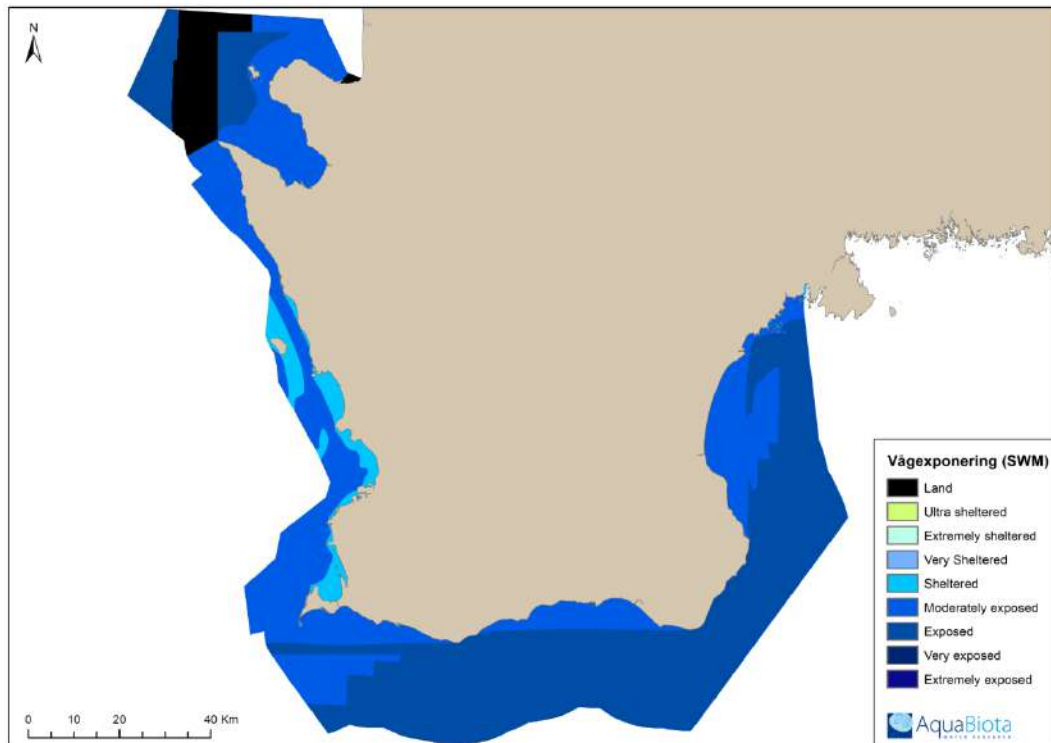
4.3 Vågexponering

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. Tydligast blir detta i skärgårdsmiljöer där bottensamhället ser helt olika ut i skyddade respektive exponerade miljöer. 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 hårbottenmiljöer 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. Arter kan vara specialiserade och bara förekomma vid en viss grad av vågpåverkan, eller ha olika form eller storlek som ett resultat av graden av vågpåverkan. Ett exempel på det senare är blåstång som blir högväxt och har många blåsor i skyddade miljöer, medan den blir kortväxt och kan helt sakna blåsor i vågexponerade miljöer.

4.3.1 Beräkning av vågexponering

Eftersom vågaktiviteten hela tiden varierar är graden av vågexponering svår att mäta i fält, och uppskattas därför normalt med en beräkningsmetod. Det finns ett flertal kartografiska metoder att välja på, var och en har sina för- och nackdelar. I detta arbete har 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). Eftersom vågexponeringen för olika områden baseras på vinddata från olika stationer blir det ett överlapp mellan områden där värden skiljer sig en aning åt. Då SWM beräknats längs kusterna saknades SWM-värden från utsjön. För att täcka hela Skåne län samt slogs SWM-

griddar i 25 m upplösning samman med vågexponeringslager från EU-Seamap (ca 335 m upplösning). SWM-värden $>500\,000$ i detta lager (figur 36) utgörs av signifikant våghöjd som skapats av DHI (DHI 2010) och räknats om till SWM (Wijkmark & Isaeus 2010).



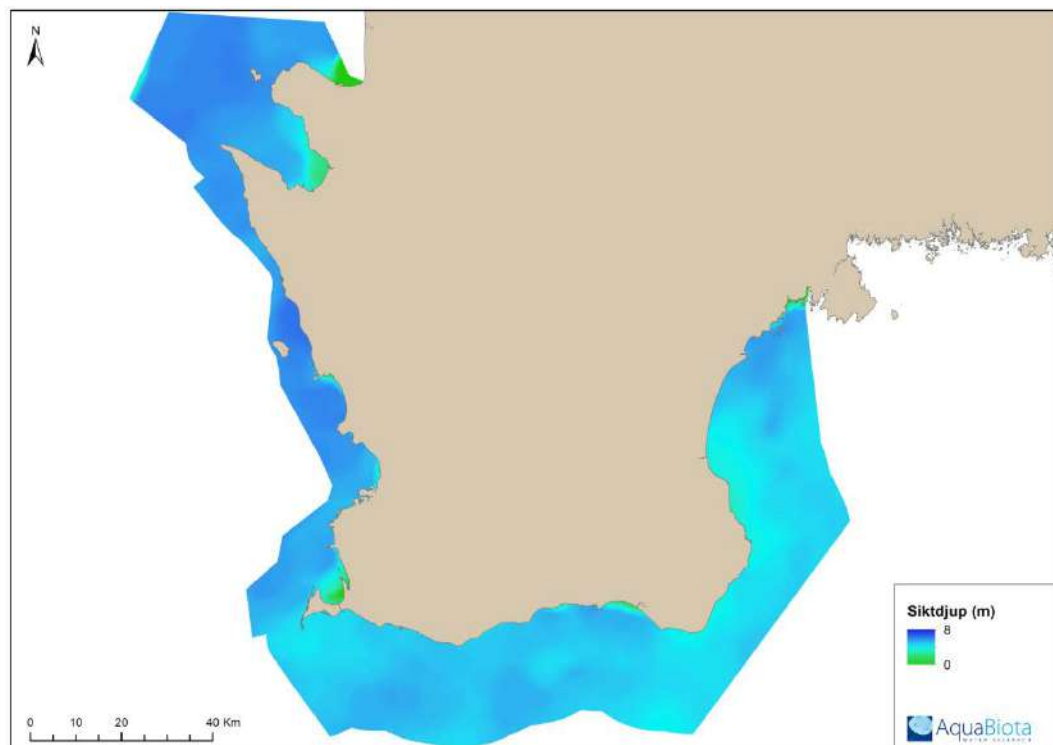
Figur 36. Vågexponering (SWM) för Skåne län. Vågexponeringsvärden för utsjöområden utgörs av omräknad våghöjd i grövre upplösning. Svart färg innebär att vågexponeringsvärde saknas.

4.4 Siktdjup

Bottenlevande kärlväxter och alger påverkas av mängden ljus som når ned genom vattenmassan. Mängden ljus påverkas i sin tur av djupet och vattnets genomskinlighet. Ett vanligt mått för vattnets genomskinlighet är siktdjupet utgörs av det djup för vilket en vit skiva av bestämd storlek kan skönjas.

Tre siktdjupskartor togs fram från MERIS-satellitbilder (från 2009-06-14, 2009-06-23 och 2009-06-24) med 300 meters upplösning. MERIS spektrala egenskaper är speciellt anpassade för vattentillämpningar. Algoritmen som användes för beräkning av siktdjup utifrån satellitbilderna beskrivs i Florén m fl. 2012.

De tre siktdjupskartorna slogs samman till ett medelsiktdjup för dessa tre tillfällen. Det sammanslagna lagret behandlades med ett så kallat "majority filter" för att ta bort osäkra värden närmast stränderna. Därefter användes ett medelfilter för att ta jämna ut brus.



Figur 37. Siktdjup presenterat som Secchi-djup beräknat från MERIS-satellitdata.

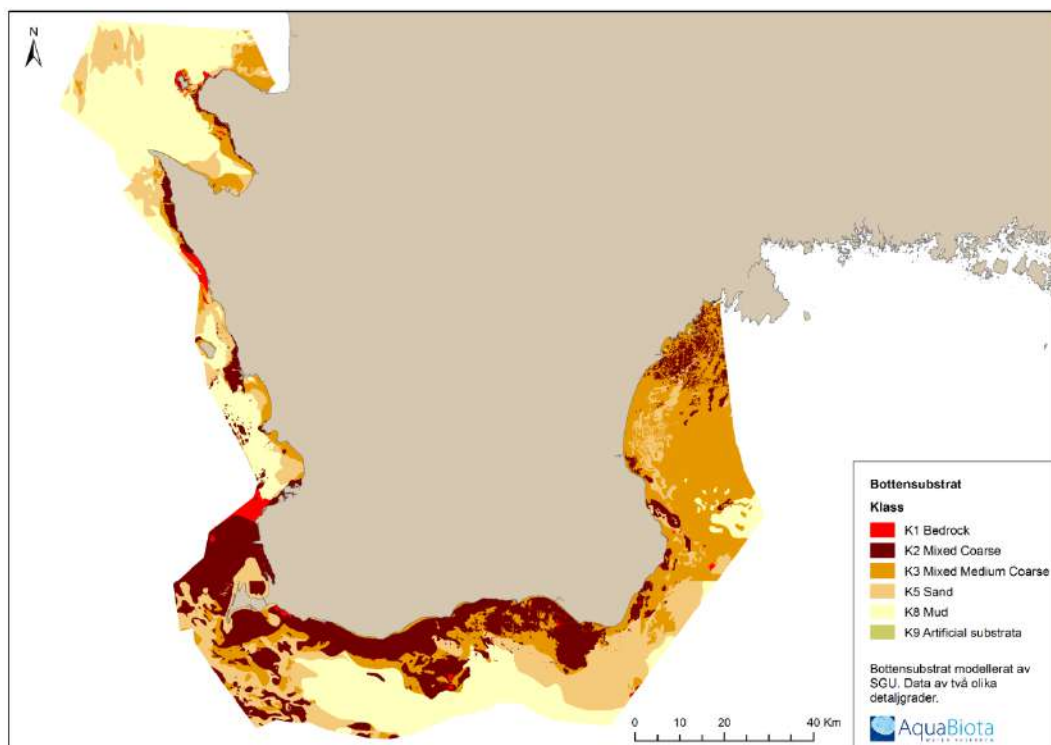
4.5 Bottensubstrat

Sveriges geologiska undersökning (SGU) har på uppdrag av Naturvårdsverket och på basis av vid SGU befintlig maringeologisk information, genom modellering framställt kontinuerliga bottensubstratkartor över karterade delar av svenska havsområden. Dessa kartor visar bottensubstratet indelat i nio klasser och är baserade på maringeologiska kartdatabaser samt på bottenyteobservationer klassade enligt EUNIS-systemet (Hallberg m fl 2010).

I Skåne län har två GIS-lager med modellerat bottensubstrat använts:

- Bottensubstrat för presentation i skalan 1:100 000 (större delen av länet)
- Bottensubstrat för presentation i skalan 1:500 000 (en sträcka längs mellersta ostkusten mellan Skillinge och Stenshuvud).

Inför användning i modelleringen slogs ovanstående substratlager ihop så att det mest detaljerade lagret avgör värdet.



Figur 38. Bottensubstrat i så kallade K-klasser.

4.6 Antropogena påverkanslager

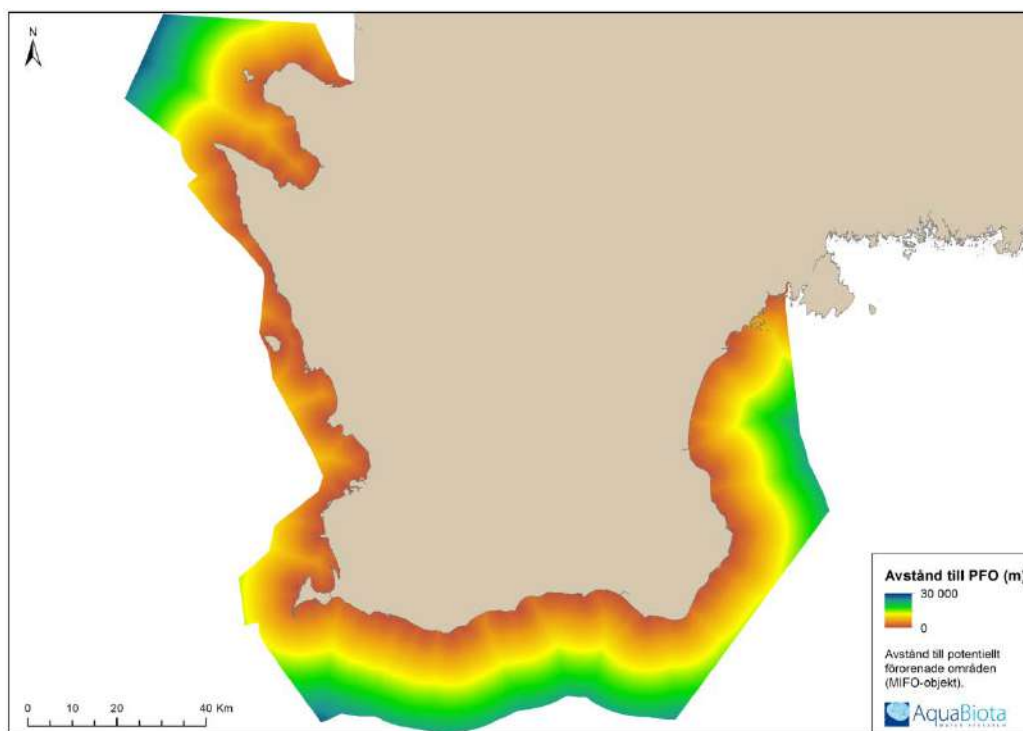
Mänskliga aktiviteter har en stor påverkan på utbredningen av marina organismer. Denna påverkan är dock svår att mäta och ännu svårare att kartlägga. Inom MARMONI har försök gjorts att beräkna mänsklig påverkan i rummet. De beräknade GIS-lagren har sedan använts som potentiella förklaringsvariabler i modelleringen.

För att kunna ta fram heltäckande raster över antropogena faktorer behövs, liksom för de naturliga faktorerna, bakgrundsinformation av tillräcklig mängd och kvalitet.

4.6.1 Närhet till potentiellt förorenade områden

Som en del av arbetet att uppnå det fjärde miljömålet ”en giftfri miljö”, pågår ett arbete att identifiera samtliga områden med potentiella markföroreningar i Sveriges alla län. I GIS-lagret för Skåne län (skapat 2010) fanns objekt där föroreningar kunde förekomma i mark, sediment, deponier eller anläggningar. Identifieringen innebar fastställning av verksamhetsbransch, koordinater och fastighet. Objekten delades även in i branschklasser (1-4 där 1 har störst miljöpåverkan) efter Naturvårdsverkets branschlista vilket ger en fingervisning om verksamhetens miljöpåverkan. Dock insamlades ingen information angående verksamhetens aktivitet och föroreningsnivå i detta skede. Inventeringen, som skedde enligt MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden), syftar till att ta fram så mycket information om objekten som möjligt (Naturvårdsverket 1999). De inventerade objekten delades bl.a. in i riskklasser (1-4 där 1 har störst miljöpåverkan) genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde.

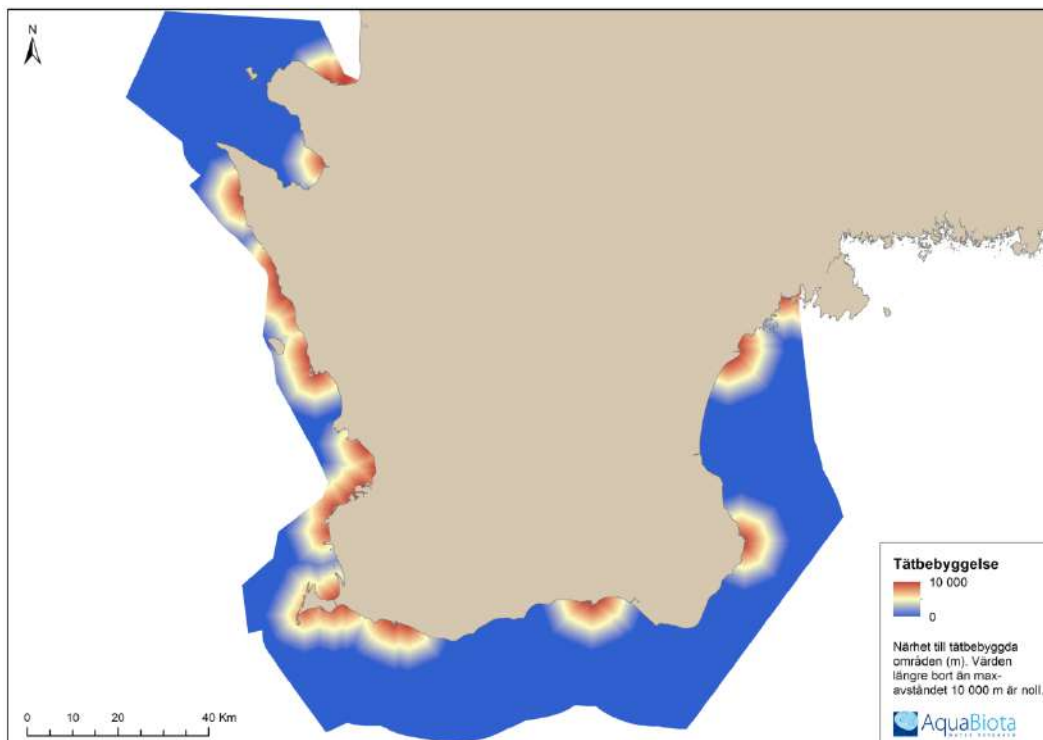
Genom en avståndsanalys, där avståndet till närmaste punkt beräknas, kunde ett kartraster tas fram där varje cell fick ett avståndsvärde (figur 39). I denna analys togs ingen hänsyn till branschklass eller inventeringsresultat.



Figur 39. Avstånd till potentiellt förorenade områden (PFO).

4.6.2 Närhet till tätbebyggda områden

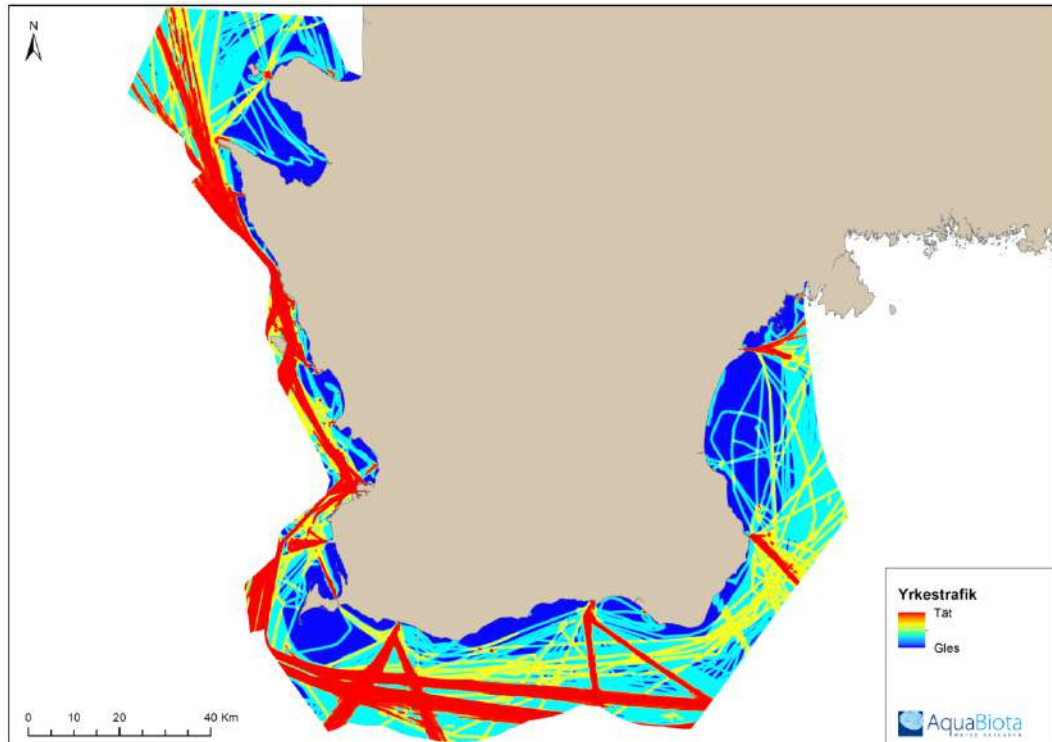
Tätbebyggda områden från fastighetskartan användes för att skapa ett lager med närhet till tätbebyggda områden. Ett raster togs fram i vilket varje cell fick ett avståndsvärde beräknat med funktionen "cost-distance" där "kostnaden" för vatten sattes till ett och kostnaden för land sattes till 1000. Detta innebär att tätbebyggelse vid kusten får en mycket större påverkan på värden i GIS-lagret än bebyggelse längre inåt land. Det innebär också att värdena är betydligt högre i samma vik som tätbebyggelsen ligger än i viken bredvid trots att avståndet mellan de två vikarna är kortare över land än avståndet vattenvägen runt udden.



Figur 40. Närhet till tätbebyggda områden. Ett högt värde innebär ett kort avstånd. Områden mer än 10 km från tätbebyggelse har värdet 0.

4.6.3 Yrkestrafik

Detta GIS-lager bygger på en rikstäckande kartering av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö (Naturvårdsverket 2010). Lagret bygger på information från AIS-transpondrar och innehåller både tung och lätt yrkestrafik. GIS-lagret omvandlades från vektorformat till raster (figur 41).



Figur 41. Täthet av yrkestrafik.

5 Habitatmodellering

5.1 Modellering

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

5.1.1 Modelleringsprocessen

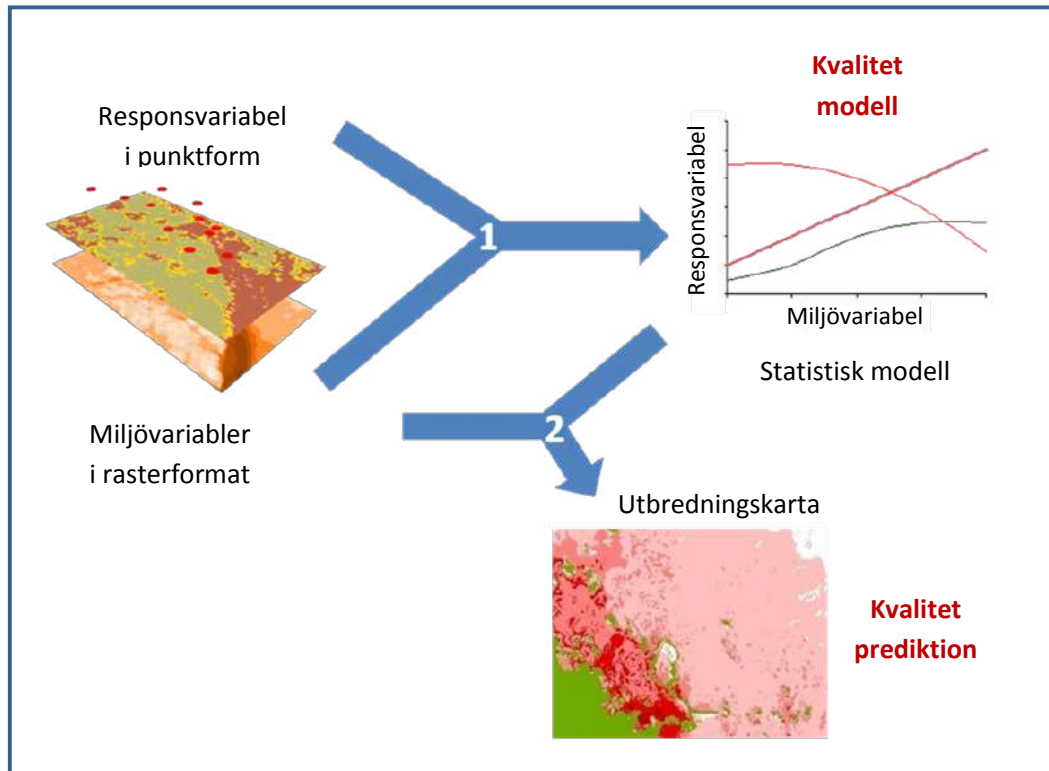
Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade datorberäkningar. I detta sammanhang avses rumslig statistisk modellering, vilket syftar till att modellera den rumsliga utbredningen för en art, en substratklass, ett habitat eller någon annan responsvariabel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

5.2 Steg 1 – Modell

5.2.1 Framtagande av modell

Modelleringsprocessen visas schematiskt i figur 42. 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 inventeringspositionerna. 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 extraheras istället från heltäckande raster över dessa variabler. Ett raster är en karta som består av ett stort antal mindre rutor inom vilka mätvärdet för varje variabel är konstant. Rastrets upplösning måste motsvara den rumsliga upplösningen i de mönster som modellen ska beskriva.

Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. De flesta modelleringsmetoder genererar ett eller flera olika sorters mått på hur stor inverkan de olika miljövariablerna har på modellen.



Figur 42. Principer för modelleringsprocessen (gäller alla modeller i projektet, både de som tagits fram med GAM och de som tagits fram med rF).

Miljövariabler till modellerna har valts ut beroende på respektive art eller grupp utbredning och ekologi. Exempelvis har hydrografiska variabler från HIROMB-modellen använts till arter som förekommer långt ut från kusten medan hydrografi från HOME-modellen använts till arter med en kustnära utbredning eftersom HIROMB-modellen täcker både kust- och utsjöområden medan HOME-modellen endast täcker kustnära områden men däremot innehåller fler hydrografiska variabler (avsnitt 4.2.2, tabell 7). Eftersom arter med ett marint ursprung antas begränsas av låg salinitet och arter med ett limniskt ursprung antas begränsas av hög salinitet har olika salinitetslager använts vid modellering av dessa. För makroalger har 10-percentilen för salinitet vid botten använts medan 90-percentilen har använts för kärlväxter.

Metoden som har använts för modellering av de flesta arter och artgrupper (samtliga fyto- och zoobentosarter) i detta projekt kallas randomForest vilket är en

klassifikationsalgoritm där ett stort antal klassifikationsträd byggs för att sedan vägas samman till ett slutresultat (Breiman, 2001; Cutler m fl, 2007). Algoritmen börjar med att ta ut ett stort antal (exempelvis 500, beroende på hur många träd man valt) slumpvisa så kallade "bootstrap-samples" ur datasetet. I ett typiskt "bootstrap-sample" förekommer ungefär 63 % av originalobservationerna åtminstone en gång. Observationer i datasetet som inte ingår i ett visst "bootstrap-sample" kallas "out-of-bag observations". Ett klassificeringsträd anpassas till varje "bootstrap-sample", men vid varje nod används bara ett litet antal slumpmässigt utvalda prediktorvariabler (exempelvis kvadratroten av antalet variabler) till klassningen. Varje klassificeringsträd används för att prediktera "out-of-bag observationerna", det vill säga de observationer som inte användes för att bygga trädet. Den predikterade klassen för en observation beräknas genom majoritetsröstning av "out-of-bag-prediktionerna" för den observationen. Varje träd i randomForest är kraftigt anpassat till datasetet.

En fördel med denna metod är att flera korrelerade prediktorvariabler kan användas i samma modell. Metoden använder alla miljövariabler som finns men de miljövariabler som har liten klassificerande förmåga får liten eller ringa betydelse i modellen. RandomForest-modelleringen har utförts med verktyget randomForest (Breiman och Cutler 2012) i statistikprogrammet R (R 2010).

För modellering av pelagisk fisk, zooplankton och maneter har metoden GAM (Generalized Additive Modelling) (Hastie & Tibshirani, 1986) använts. I GAM-modelleringen anpassas ickeparametriska responskurvor som kan anta vilken form som helst. Hur tvärs svängar som tillåts på responskurvorna bestäms genom vilket antal frihetsgrader som tillåts i modelleringen. GAM-modelleringen har gjorts med verktyget MGCV (Wood & Augustin 2002, Wood 2006) i statistikprogrammet R (R 2010).

5.3 Steg 2 - Prediktion

5.3.1 Framtagande av prediktion

I det andra steget används modellen tillsammans med raster för samtliga ingående miljövariabler för att skapa 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 karta som visar sannolikhet för förekomst med värden mellan 0 och 1. Vid modellering av abundans eller täckningsgrad resulterar prediktionen i en karta som visar den troliga abundansen eller täckningsgraden i varje cell.

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.

Skarpa gränser hos viktiga prediktorvariabler framträder ofta tydligt i de predikterade kartorna. Ibland kan dessa gränser vara riktiga såsom en kraftig brant eller en muddrad farled. I andra fall kan de bero på grov upplösning i underlaget eller generaliseringar såsom bottensubstrat indelade i olika klasser med skarpa gränser eller rutor från hydrografiska lager från HIROMB-modellen.

5.3.2 Utvärdering av prediktionens kvalitet

För att bedöma en prediktions kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att predikterade värden 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). Modeller som anger hur mycket av responsvariabeln som förekommer (s.k. kvantitativa modeller) utvärderas vanligen med hjälp av någon form av korrelationskoefficient (vanligen betecknad COR, r^2 eller RMSE). Ett lågt AUC- eller COR-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- eller COR-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 i modelleringsmetoder såsom GAM. Överanpassning leder till ett för högt AUC-värde i den interna valideringen jämför med när modellen externvalideras.

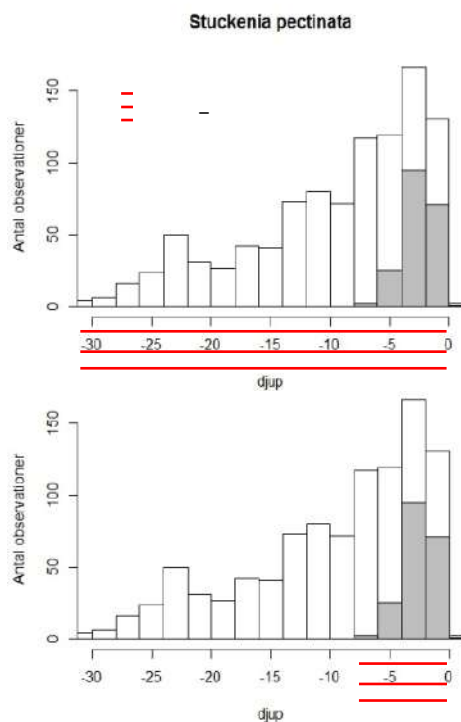
Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen och rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det enda sättet att upptäcka svagheter i rastren för miljövariablerna. Vidare är det lättare att upptäcka felaktigheter orsakade 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 tidsskrifter. Samtliga valideringsvärden som presenteras i denna rapport (AUC, R^2 etc.) bygger på validering med stationer som inte ingått i själva modellen (d.v.s. extern- eller split-validering).

5.3.3 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 någorlunda god 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.

För bedömning av prediktioner har därför AUC-måttet använts på ett striktare sätt. Valideringsstationerna har anpassats för respektive arts utbredning i djupled genom att stationer som ligger mer än 20 % grundare eller djupare än artens djuputbredning i inventeringsdatasetet tagits bort från valideringsdatasetet. För en art som förekommer mellan 1 och 5 meters djup innebär detta att valideringsdatasetet begränsats till stationer i djupintervallet 0,5 till 5,5 m djup. Denna valideringsmetod har tagits fram av AquaBiota. Fördelarna med detta utvärderingsmått är att det ger en striktare och mer rättvisande bild av

prediktionens kvalitet i just de områden som är intressanta för den predikterade arten samt att skillnader i kvalitet blir mer jämförbara både mellan arter och mellan projekt (län) eftersom arternas olika djuputbredning inte får lika stor påverkan på AUC-måttet. För att inkludera djupinformationens osäkerhet i valideringen har valideringen utförts på det interpolerade djupet istället för det djup som uppmätts i fält. Detta AUC mått benämns här mapAUC. I de fall där AUC beräknats enligt ovan men med uppmätt djup benämns det istället splitAUC. Principen för dataurval för validering och modellering exemplifieras i figur 43 och tabell 8.



Figur 43. Princip för urval av valideringsdata med måtten AUC respektive mapAUC. De grå fälten indikerar förekomst av borstnate (*Stuckenia pectinata*). Modellen för en art byggd med data från hela djupintervallet. Övre figur: Prediktionen valideras i hela djupintervallet och ett AUC-värde erhålls. Nedre figur: Prediktionen valideras i 1.2*djupintervallet varvid ett mapAUC-värde erhålls. Exemplet kommer från modellering i ett annat område.

Tabell 8. Exempel från några modeller för vegetation och blåmussla med antal stationer som använts för att skapa modellen respektive för utvärdering samt artens djuputbredning i modelleringsdata och djupintervall som i valideringsdata som tagits ut. Observera att antal stationer i modelleringsdatasetet avgörs av antal förekomster i inventeringsdata då modelleringsdatasetet balanserats till 50 % förekomst genom slumpvis borttag av stationer med icke-förekomst.

Modellerad art/grupp	Hydrografisk modell	Antal stationer i modellering och validering	Artens/gruppens djuputbredning i modelleringsdata	Djupintervall valideringsdata
Perenna makroalger	HIROMB	mod: 922, val: 315	0 - 35 m	0 - 38 m
Fingertare <i>Laminaria digitata</i>	HIROMB	mod: 74, val: 258	2 - 19 m	2 - 22 m
Skräppetare <i>Saccharina latissima</i>	HIROMB	mod: 150, val: 291	0 - 18 m	0 - 21 m
Sågtång <i>Fucus serratus</i>	HIROMB	mod: 398, val: 266	0 - 14 m	0 - 16 m
Kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	HIROMB	mod: 590, val: 311	0 - 24 m	0 - 28 m
Ribbeblad <i>Delesseria sanguinea</i>	HIROMB	mod: 54, val: 306	0 - 20 m	0 - 22 m
Blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	HIROMB	mod: 634, val: 316	0 - 38 m	0 - 40 m
Borstnate <i>Stuckenia pectinata</i>	HOME	mod: 112, val: 150	1 - 6 m	1 - 8 m
Ålgräs <i>Zostera marina</i>	HOME	mod: 240, val: 167	1 - 8 m	1 - 8 m

Metoden randomForest predikterar den vanligaste klassen i modelleringsdatasetet bäst och ju färre gånger en klass förekommer i förhållande till de andra klasserna i modelleringsdatasetet desto sämre predikteras den klassen (t.ex. Yao et al. 2013). De flesta arter och grupper i modelleringsdataseten förekommer i färre än hälften av de besökta stationerna. För att förbättra modellernas förmåga att prediktera förekomst har därför datasetet balanserats genom att antalet stationer utan förekomst minskats genom slumpmässigt urval till samma antal stationer som med förekomst. På så sätt predikteras alltså förekomstklassen bättre än den skulle ha gjort med hela datasetet och skillnaden i prediktiv förmåga mellan klasserna minskas.

Faktaruta AUC

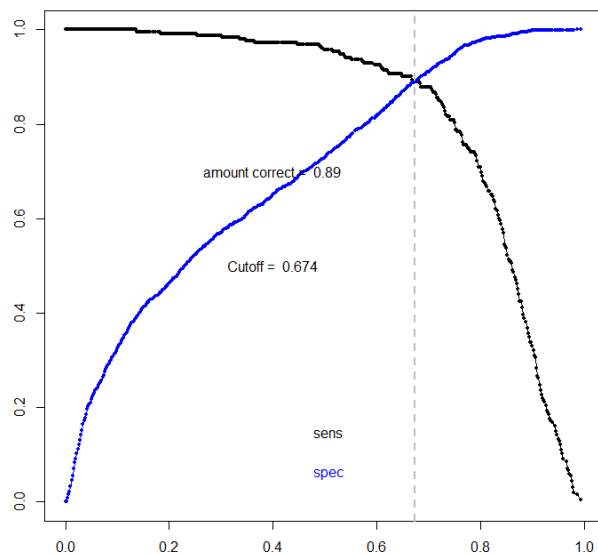
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att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

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

5.3.4 Sensitivity, Specificity och Cut-off

Genom att göra en prediktion på hela datasetet (modellerings- och 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 (cut-off) för klassindelningen sätts för lågt, till exempel vid en sannolikhet på 0,01 kommer modellen förmodligen att klassa samtliga observerade förekomster som förekomster vilket innebär ett högt sensitivity-värde. Dock kommer även de flesta observerade icke-förekomster att klassas som förekomster vilket innebär ett lågt specificity-värde. Under modelleringsprocessen i detta projekt har ett cut-off räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (figur 44). Cut-off-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten troligen förekommer respektive inte förekommer. I kartorna redovisas även sensitivity och specificity. I kartornas teckenförklaringar har det angivits hur ofta en art observerats i inventeringsdatasetet för de predikterade klasserna med låg förutsättning för förekomst (under cut-off), samt hög och mycket hög förutsättning för förekomst (de 50 % av cellerna med högst respektive lägst sannolikhetsvärden av cellerna med sannolikhetsvärden över cut-off).



Figur 44. I den här modellen för minst 10 % täckningsgrad av blåstång valdes ett cut-off på 0,674 för att maximera sensitivity och specificity. Modellen klassar 89 % av förekomsterna samt 89 % av icke-förekomsterna i inventeringsdatasetet rätt.

5.3.5 Omarbetade sannolikhetskartor

De sannolikhetskartor som de obearbetade prediktionerna utgör kan vara vanskliga att tolka. I detta projekt har prediktionskartorna därför omarbetats för att bättre passa förvaltningens behov. Cut-off-värdet från modelleringsresultaten (se ovan) har använts för att avgränsa områden med låg förutsättning för förekomst. Vidare har kvarvarande områden delats in i två klasser, god och mycket god förutsättning för förekomst, baserat på ytan klassad som förekomst (ovanför cut-off). Klassgränserna har satts olika för varje art och beror av hur vanlig arten är. I kartornas teckenförklaringar har det angivits i hur många av de inventerade stationerna arten observerats i varje predikterad klass för att underlätta tolkningen av kartinformationen.

5.3.6 Prediktionernas rumsliga osäkerhet

MapAUC, sensitivity och specificity ger bra mått på prediktionernas generella kvalitet, men måtten ger ingen information om hur kartans kvalitet varierar rumsligt. Det går alltså inte att säga var i kartan som de predikterade värdena är mer eller mindre pålitliga. Eftersom prediktionens kvalitet till stor del avgörs av kvaliteten på de ingående miljövariablerna skapades en osäkerhetskarta för djupinformation. Djup och/eller djupderivat har varit viktiga miljövariabler i de flesta modeller (avsnitt 6, tabell 9 till 16). Denna osäkerhetskarta bygger på täthet av uppmätta punkter i de djupdata som användes vid framtagandet av kontinuerliga GIS-lager för djup och djupderivat. Framtagandet av detta lager beskrivs i detalj i avsnitt 4.1.3.

6 Artmodeller och kartor

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av arter och artgrupper i Skåne läns marina område. Resultaten är indelade i olika avsnitt för olika artgrupper samt beroende på vilka dataset som använts vid framtagandet av respektive modeller. Kartornas utbredning begränsas av utbredningen av de miljölager som använts i modellen. Områden som inte täcks av alla ingående miljövariabler kan inte predikteras. Utbredningen är även begränsad till djupintervall i inventeringsdata för att inte extrapolera prediktionen till miljöer som inte inventerats. Utsjöområdet utanför Kullen, Skälderviken och Hallands Väderö är inte inkluderat eftersom djupdata saknas från detta område.

6.1 Modellerade områden

Skånes väst- och sydkust modellerades tillsammans medan ostkusten modellerades med Blekinge län. Kartor över arter eller grupper som modellerades både längs väst- syd- och ostkusten består därför av två prediktioner som satts samman. Modelleringen av ostkusten utfördes med samma metod som väst och sydkusten och beskrivs i detalj i rapporten "Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten", Wijkmark m fl. in prep.

Uppdelningen gjordes dels för att modellera hela Hanöbukten som en enhet och dels för att begränsa datamängden till en hanterbar nivå under prediktionssteget. Gränsen mellan de två prediktionerna markeras med en streckad linje i kartorna.

6.2 Vegetation och ryggradslösa djur på hårda bottenar

Undervattensvegetation (makroalger och kärlväxter) och ryggradslösa djur på hårda bottenar modellerades med metoden randomForest (rF) enligt beskrivning i avsnitt 5.2.1. Endast djur och växter som sitter direkt på botten substratet modellerades och epifytiska arter (arter som växer på andra växter eller djur) finns därför inte med i modellerna.

6.2.1 Modelleringsdata

Vegetation och hårbottendjur modellerades med inventeringsdata insamlat med dropvideo och snorkling (avsnitt 3.1.1 och 3.1.2) samt data insamlade från tidigare undersökningar (avsnitt 2). Utbredningen av makroalger och hårbottendjur modellerades med hydrografiska miljövariabler från HIROMB-modellen som täcker både kustområdet och hela utsjöområdet. För dessa arter användes ett dataset på totalt 1257 stationer. Eftersom kärlväxters utbredning är begränsad till kustnära områden kunde miljövariabler från HOME-modellen (kustbassänger) användas för modellering av dessa arter. Endast de inventerade stationer som ligger i HOME-modellens utbredning användes därför till modellering av kärlväxter. Detta gav ett modelleringsdataset på totalt 1090 stationer till kärlväxtmodellerna.



Figur 45. Sågtång (*Fucus serratus*). Foto: Nicklas Wijkmark.

6.2.2 Modelleringsresultat för vegetation och hårbottenfauna

Här beskrivs resultaten av modelleringen av kärlväxter, makroalger och hårbottenfauna. Dessa modeller beskrivs i samma avsnitt eftersom de bygger på samma inventeringsdataset. För ett urval av modellerna visas exempel från länkartorna (figur 46 – 55). I Bilaga 2 visas samtliga kartor för hela länet.

Den marina floran och faunan kring Skåne avgörs i hög grad av den starka salthaltsgradienten utmed Skånekusten. Många av arterna har därför antingen en västlig till nordvästlig (marina arter) eller en mer sydlig och östlig (sötvattensarter) utbredning i länet. Vissa arter tål både höga och låga salthalter och förekommer över hela området.

Kärlväxter och makroalger avlöser ofta varandra på grunda solbelysta bottenar, där rotade kärlväxter växer på mjuka substrat såsom ler-, sand- och siltbottenar, och makroalger lever på hårda stabila substrat såsom större stenar, block och håll. Detta leder också till att makroalger ofta är vanligare i exponerade miljöer där hårda substrat blottas medan kärlväxter är vanligare i mer skyddade miljöer såsom vikar där mjuka sediment ligger kvar. Ålgräs (*Zostera marina*) är en kärlväxt som ofta växer i mer exponerade miljöer än andra kärlväxter. De mest exponerade sandbottenarna är ofta helt fria från vegetation, åtminstone de grundaste metrarna där vågverkan är kraftigast.

Stora ytor utmed Skånes syd- östkust täcks av täta bestånd av fintrådiga rödalger och blåmusslor på blockiga och steniga bottenar. Längs Skånes västkust övergår miljön på hårda bottenar från en dominans av fintrådiga rödalger och blåmusslor till ett mer artrikt algsamhälle med större inslag av icke-fintrådiga bladformiga röd- och brunalger. Bladformiga rödalger såsom ekblading (*Phycodrys rubens*), gaffelnervblad (*Membranoptera alata*) och ribbeblad (*Delesseria sanguinea*) är vanliga från Öresund och norrut längs västkusten. Från Öresund hittas även de stora brunalgerna skräppetare (*Saccharina latissima*) och fingertare (*Laminaria digitata*) där skräppetare är vanligast på bankar och rev i Öresund och fingertare är vanligare från området kring Kullen och norrut. Bottensalinitet och djup var viktiga miljövariabler i de flesta modeller för makroalger. Dessa variabler begränsar algernas utbredning i två riktningar, djup i vertikalled och salinitet utmed kusten. Ett större djup begränsar alger och annan vegetation genom sämre tillgång på ljus. Djupets betydelse samverkar med siktdjupet eftersom detta har stor betydelse för hur mycket ljus som vattnet släpper igenom. Den kraftiga salinitetsgradienten utmed Skånes kuster är direkt avgörande för många av arterna och begränsar de strikt marina arterna till de nordvästra kustområdena.

Fintrådiga rödalger modellerades tillsammans som en grupp eftersom det kan vara mycket svårt att skilja mellan de olika arterna med dropvideo. Endast rödalger

som växer fastsittande på substratet ingår i modellen och lösliggande eller epifytiska rödalger inkluderas alltså inte i kartan. I länets nordvästra del, från Kullen och vidare norrut, d.v.s. Skälderviken, Hallands Väderö och Bjärekusten där algsamhället har en annorlunda sammansättning och karaktär växer många fintrådiga rödalger epifytiskt på andra alger och blandade med andra fintrådiga arter. Fintrådiga rödalger som växer på substratet var därför svåra att inventera med dropvideo i detta område som därför inte heller inkluderas i den modellerade kartan. För det här området finns istället en modell över epifytiska fintrådiga alger vilken innefattar många av de fintrådiga rödalger.

Bland högre kärlväxter är ålgräs (*Zostera marina*) och borstnate (*Stuckenia pectinata*, tidigare *Potamogeton pectinatus*) de vanligaste arterna. Vidsträckta ängar av ålgräs, eller bandtång som den även kallas, predikteras framförallt längs sydligare delen av västkusten i Lommabukten, Lundåkrabukten och Höllviken men delvis även i Hanöbukten längs sträckan från Åhus upp till Valjeviken. Borstnate bildar inte lika stora och sammanhängande ängar som ålgräs men är vanlig och hittas ibland tillsammans med denna art, främst i en övergångsfas på grunda bottnar. Vågexponering var den viktigaste miljövariabeln i de kärlväxtmodeller som skapats, vilket kan förklaras av att de växer kustnära (där vågexponeringen uppvisar en större rumslig variation än i utsjöområdena) och ofta begränsas av kraftig exponering. Ålgräs (*Zostera marina*) hör till de kärlväxter som klarar exponerade miljöer bäst. Total fosfor, salinitet vid botten och avstånd till tätbebyggda områden var andra viktiga miljövariabler.

Blåmussla (*Mytilus edulis*) är en marin art som också klarar att leva i brackvatten. I Skåne län är blåmusslan mycket vanlig och predikteras med höga tätheter över stora bottenytor längs ostkusten, sydkusten och delar av Öresund där den på sina platser sitter så tätt att musselbankar bildas. Dessa utgör ett hårt substrat för makroalger och hårdbottendjur. Längre norrut hittades blåmusslan mindre frekvent i inventeringen. Skälderviken och längs Bjärekusten hittades blåmusslor endast sporadiskt vid inventeringen, vilket till stor del tros bero på att de varit dolda av alger och svåra att se med dropvideo. Arten anses som vanlig i området. Salinitet vid botten samt djup var de viktigaste miljövariablerna i modellerna för blåmussla.

På vissa djupare bottnar i Öresund dominerar istället hästmusslan (*Modiolus modiolus*) som avlöser blåmusslan på större djup. Hästmusslan bildar också skalgrusbankar delvis täckta av levande musslor. Även dessa fungerar som en hårdbottnar och utgör substrat för både makroalger och hårdbottendjur. Detta *Modiolus*-samhälle är känt från bland annat Knähakens naturreservat utanför Helsingborg (Göransson m.fl. 2010). Hästmusslans utbredning kunde dock inte modelleras till följd av för få förekomster i inventeringsdata.

Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av god eller utmärkt kvalitet (mapAUC > 0,7; se avsnitt 5.3.3). Sammanlagt skapades 40 prediktioner för arter och grupper av vegetation och ryggradslösa djur som kan inventeras med dropvideo, varav sju modeller för kärlväxter, 33 för makroalger och sex prediktioner för djur.

Samtliga prediktioner har externvaliderats. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av prediktionerna. Bedömningen har gjorts av personer som deltagit vid inventeringarna och har god ekologisk kunskap.

För några av arterna och artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader. Förutom >0 % (d.v.s. förekomst) har prediktioner tagits fram för täckningsgrader ≥ 10 % och ≥ 25 %. Detta gäller framförallt arter och grupper av stor ekologisk betydelse. Vilka täckningsgrader som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har förutom ekologisk relevans styrts av antalet observationer av de olika täckningsgraderna. Samtliga modelleringsresultat redovisas i tabell 9 till 12.

Tabell 9. Modelleringsresultat för gruppen kärlväxter. Dessa har modellerats med hydrografiska miljövariabler från HOME-modellen. Tabellen visar de fyra viktigaste miljövariablerna i fallande ordning för varje modell (av totalt 14 miljövariabler per modell). OOB-felet är ett mått på modellens interna passning medan mapAUC anger kartans kvalitet.

Modellerad art/grupp	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Undervattenskärlväxter	12.7	0.93	vågexponering, närhet till tätbebygg., bottensalinitet, tot fosfor
Höga kärlväxter	13.2	0.90	vågexponering, bottensalinitet, närhet till tätbebygg., djup
Borstnate	9.8	0.94	vågexponering, tot fosfor, närhet till tätbebygg., bottensalinitet
Ålgräs	14.2	0.94	vågexponering, närhet till tätbebygg., bottensalinitet, tot fosfor
Minst 10 % täckningsgrad av höga kärlväxter	9.5	0.91	vågexponering, bottensalinitet, tot fosfor, närhet till tätbebygg.
Minst 10 % täckningsgrad av ålgräs	10.4	0.94	siktdjup, djup, tot fosfor, syre v. botten
Minst 25 % täckningsgrad av höga kärlväxter	8.9	0.93	vågexponering, bottensalinitet, djup, tot fosfor
Minst 25 % täckningsgrad av ålgräs	12.8	0.91	vågexponering, syre v. botten, tot fosfor, djup

Tabell 10. Modelleringsresultat för förekomstmodeller för makroalger med hydrografiska miljövariabler från HIROMB-modellen. Tabellen visar de fyra viktigaste miljövariablerna i fallande ordning för varje modell (av totalt 11 miljövariabler per modell). PFO står för potentiellt förorenade områden. OOB-felet är ett mått på modellens interna passning medan mapAUC anger kartans kvalitet.

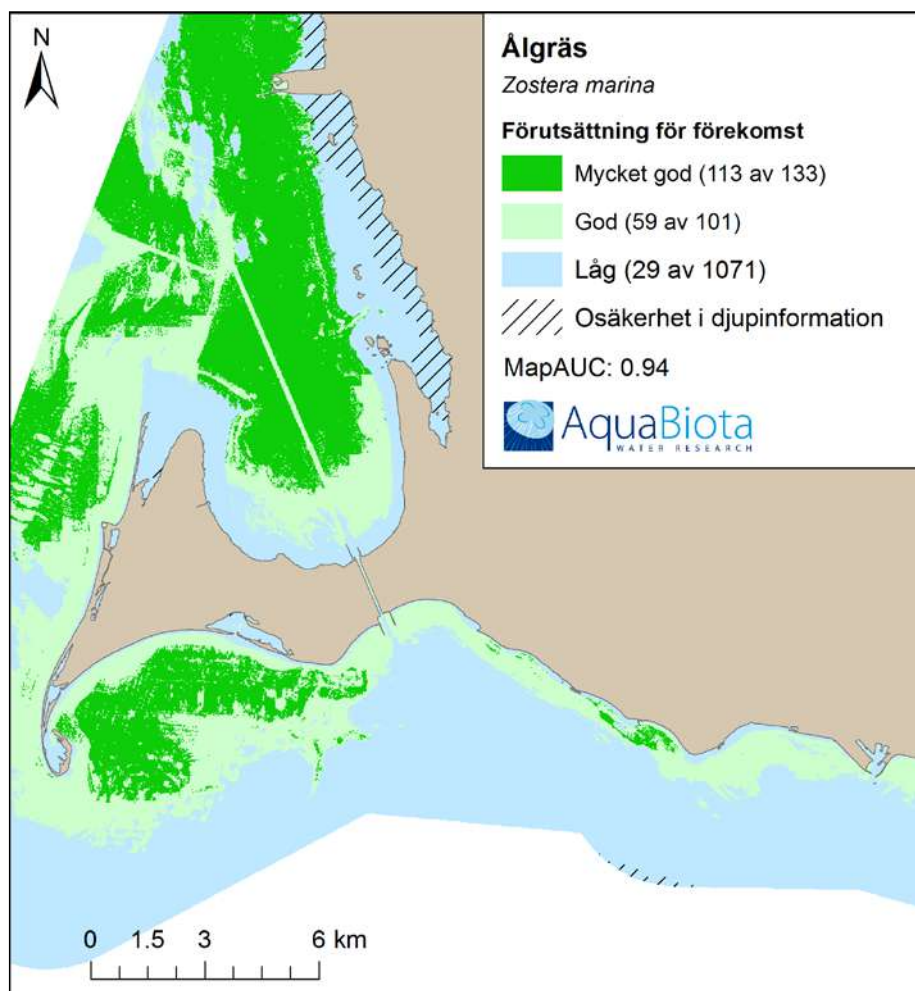
Modellerad art/grupp	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Perenna makroalger	19.4	0.89	bottensalinitet, bottenssubstrat, djup, siktdjup
Icke-filamentösa perenna makroalger	17.4	0.87	vågexponering, djup, siktdjup, bottensalinitet
Icke-filamentösa perenna rödalger	17.2	0.86	vågexponering, bottensalinitet, djup, siktdjup
Filamentösa rödalger	19.0	0.90	bottensalinitet, bottenssubstrat, siktdjup, djup
Epifytiska filamentösa alger	6.8	0.99	bottensalinitet, djup, bottentemperatur, siktdjup
Bergborsting <i>Cladophora rupestris</i>	25.0	0.87	bottentemperatur, slope, kurvatur, bottensalinitet
Blåstång <i>Fucus vesiculosus</i>	17.6	0.90	djup, bottensalinitet, avst. till PFO, bottenssubstrat
Fingertare <i>Laminaria digitata</i>	23.0	0.89	djup, bottensalinitet, närhet till tätbebygg., vågexponering
Skräppetare <i>Saccharina latissima</i>	11.3	0.95	bottensalinitet, djup, bottentemperatur, siktdjup
Sudare <i>Chorda filum</i>	19.6	0.87	djup, vågexponering, siktdjup, bottensalinitet
Sågtång <i>Fucus serratus</i>	11.6	0.96	bottensalinitet, djup, bottentemperatur, siktdjup
Trådslick/molnslick <i>Ectocarpus siliculosus</i> / <i>Pylaiella littoralis</i>	26.7	0.84	djup, slope, närhet till tätbebygg., bottentemperatur
Ekblading <i>Phycodrys rubens</i>	26.0	0.79	bottensalinitet, kurvatur, bottentemperatur, vågexponering
Gaffelnervblad <i>Membranoptera alata</i>	23.3	0.89	bottentemperatur, avst. till PFO, siktdjup, bottensalinitet
Havsris <i>Ahnfeltia plicata</i>	11.8	0.99	bottentemperatur, avst. till PFO, bottensalinitet, djup
Kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	17.6	0.87	vågexponering, djup, siktdjup, bottensalinitet
Ribbeblad <i>Delesseria sanguinea</i>	18.5	0.88	bottensalinitet, djup, slope, siktdjup
Rödblåd <i>Coccotylus truncatus</i> / <i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	19.0	0.73	bottensalinitet, kurvatur, avst. till PFO, bottenssubstrat
Rödslickar <i>Polysiphonia</i> spp.	29.6	0.79	bottensalinitet, avst. till PFO, bottenssubstrat, vågexponering
Släken <i>Ceramium</i> spp.	36.6	0.71	bottensalinitet, kurvatur, avst. till PFO, lutningsriktning

Tabell 11. Modelleringsresultat för modeller för höga täckningsgrader av makroalger med hydrografiska miljövariabler från HIROMB-modellen. Tabellen visar de fyra viktigaste miljövariablerna i fallande ordning för varje modell (av totalt 11 miljövariabler per modell). PFO står för potentiellt förorenade områden. OOB-felet är ett mått på modellens interna passning medan mapAUC anger kartans kvalitet.

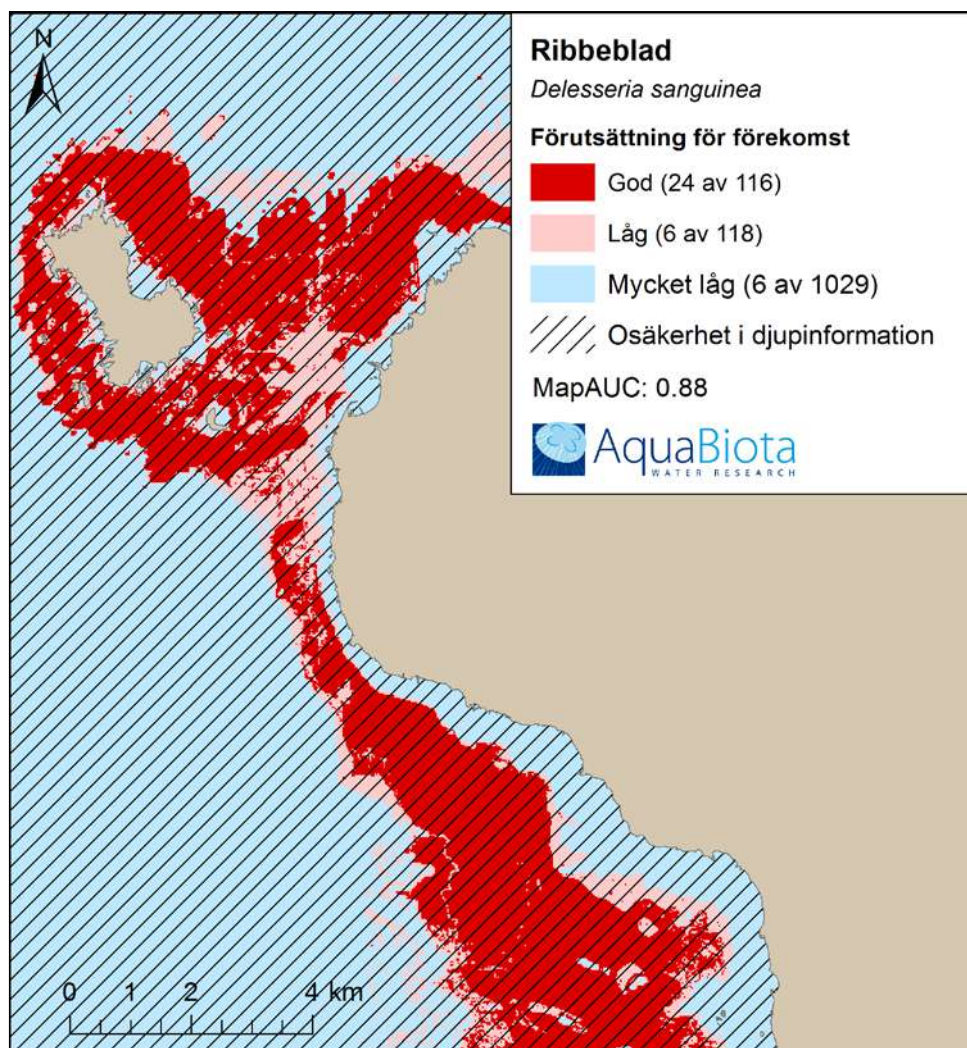
Modellerad art/grupp	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Minst 10 % täckningsgrad av filamentösa rödalger	14.6	0.89	bottensalinitet, bottensubstrat, siktdjup, vågexponering
Minst 10 % täckningsgrad av perenna makroalger	12.7	0.92	bottensalinitet, djup, siktdjup, kurvatur
Minst 10 % täckningsgrad av icke-filamentösa perenna makroalger	14.8	0.94	bottensalinitet, djup, vågexponering, siktdjup
Minst 10 % täckningsgrad av sågtång <i>Fucus serratus</i>	11.3	0.94	bottensalinitet, djup, bottentemperatur, siktdjup
Minst 10 % täckningsgrad av kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16.7	0.92	bottensalinitet, djup, vågexponering, närhet till tätbebygg.
Minst 10 % täckningsgrad av icke-filamentösa perenna rödalger	14.8	0.93	bottensalinitet, vågexponering, djup, bottentemperatur
Minst 10 % täckningsgrad av skräppetare <i>Saccharina latissima</i>	24.2	0.93	djup, siktdjup, kurvatur, bottentemperatur
Minst 25 % täckningsgrad av filamentösa rödalger	19.7	0.91	bottensalinitet, vågexponering, djup, siktdjup
Minst 25 % täckningsgrad av sågtång <i>Fucus serratus</i>	13.3	0.90	djup, bottentemperatur, bottensalinitet, siktdjup
Minst 25 % täckningsgrad av kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	18.0	0.94	bottensalinitet, vågexponering, djup, bottentemperatur
Minst 25 % täckningsgrad av icke-filamentösa perenna makroalger	13.9	0.93	bottensalinitet, djup, vågexponering, bottentemperatur
Minst 25 % täckningsgrad av icke-filamentösa perenna rödalger	12.9	0.94	bottensalinitet, djup, vågexponering, siktdjup
Minst 25 % täckningsgrad av perenna makroalger	13.5	0.91	bottensalinitet, djup, bottentemperatur, närhet till tätbebygg.
Minst 25 % täckningsgrad av skräppetare <i>Saccharina latissima</i>	22.2	0.92	vågexponering, djup, yrkestrafik, siktdjup

Tabell 12. Modeller för ryggradslösa djur som modellerats med dropvideodata.

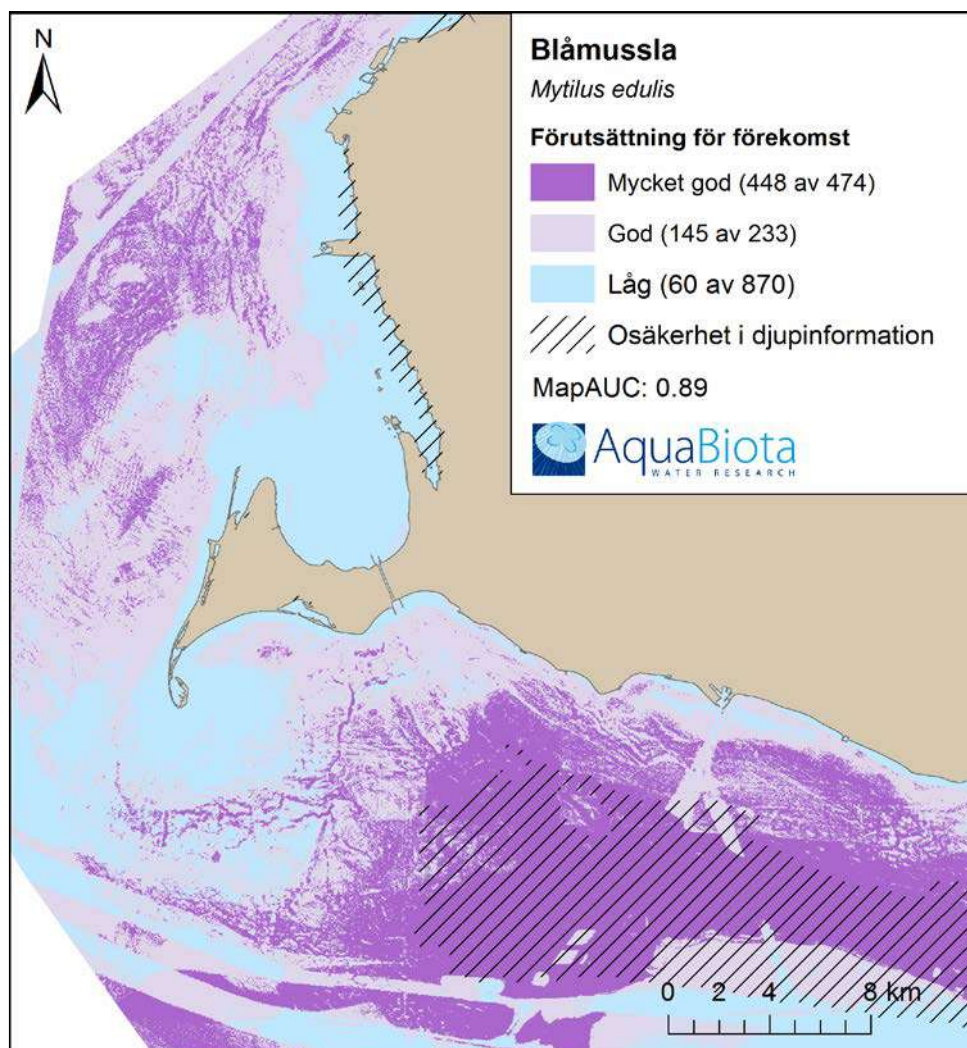
Modellerad art/grupp	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	20.7	0.89	bottensalinitet, djup, siktdjup, vågexponering
Minst 10 % täckningsgrad av blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	18.9	0.92	bottensalinitet, djup, vågexponering, yrkestrafik
Minst 25 % täckningsgrad av blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	19.2	0.87	bottensalinitet, djup, kurvatur, yrkestrafik
Sandmask <i>Arenicola marina</i>	20.7	0.90	bottensalinitet, botten temperatur, botten substrat, siktdjup
Vanlig sjöstjärna <i>Asterias rubens</i>	13.6	0.92	bottensalinitet, närhet till tätbebygg., djup, botten temperatur



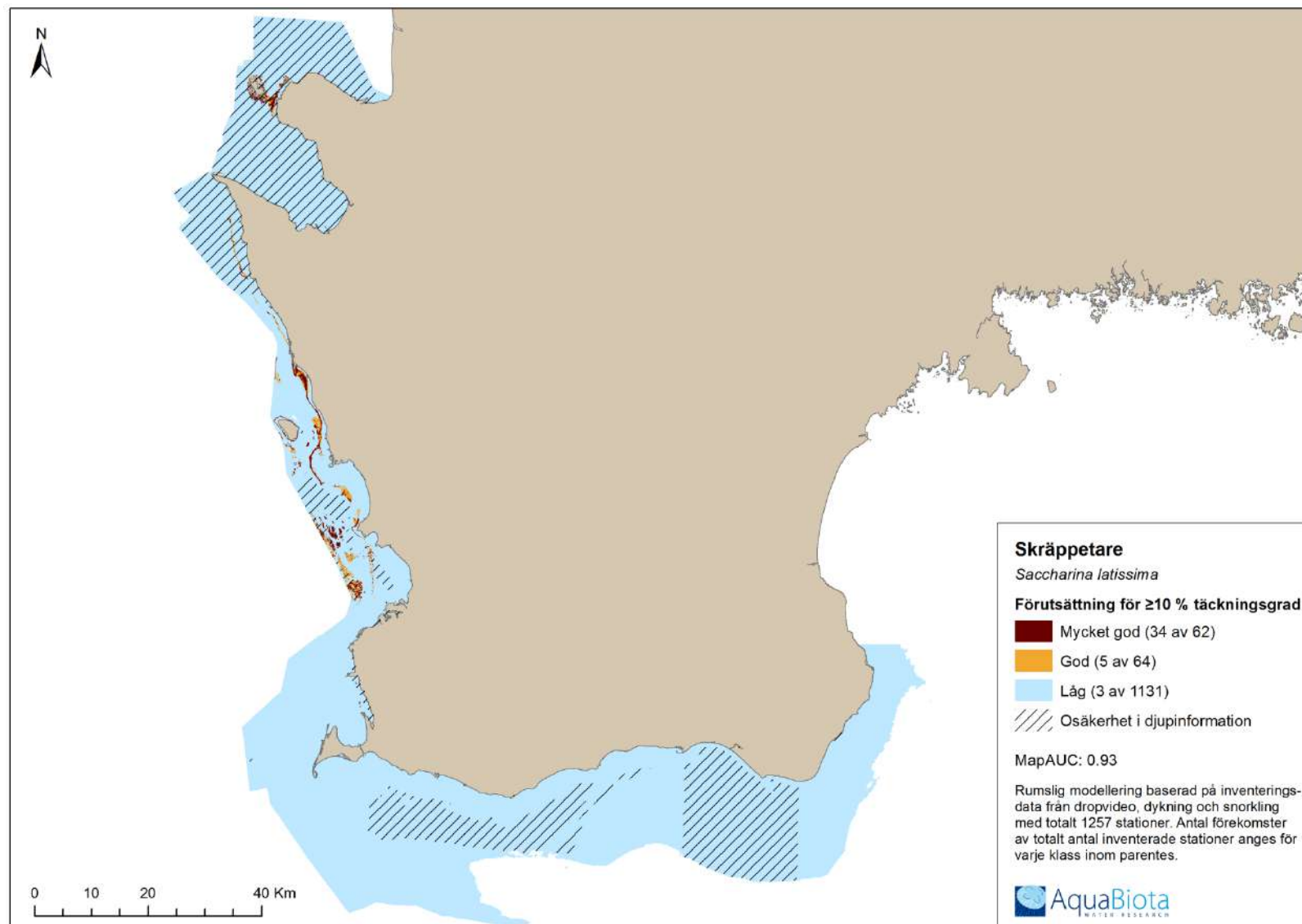
Figur 46. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av ålgräs. Observera muddrade rännor som framträdet tydligt som sämre förutsättning än omgivande botten.



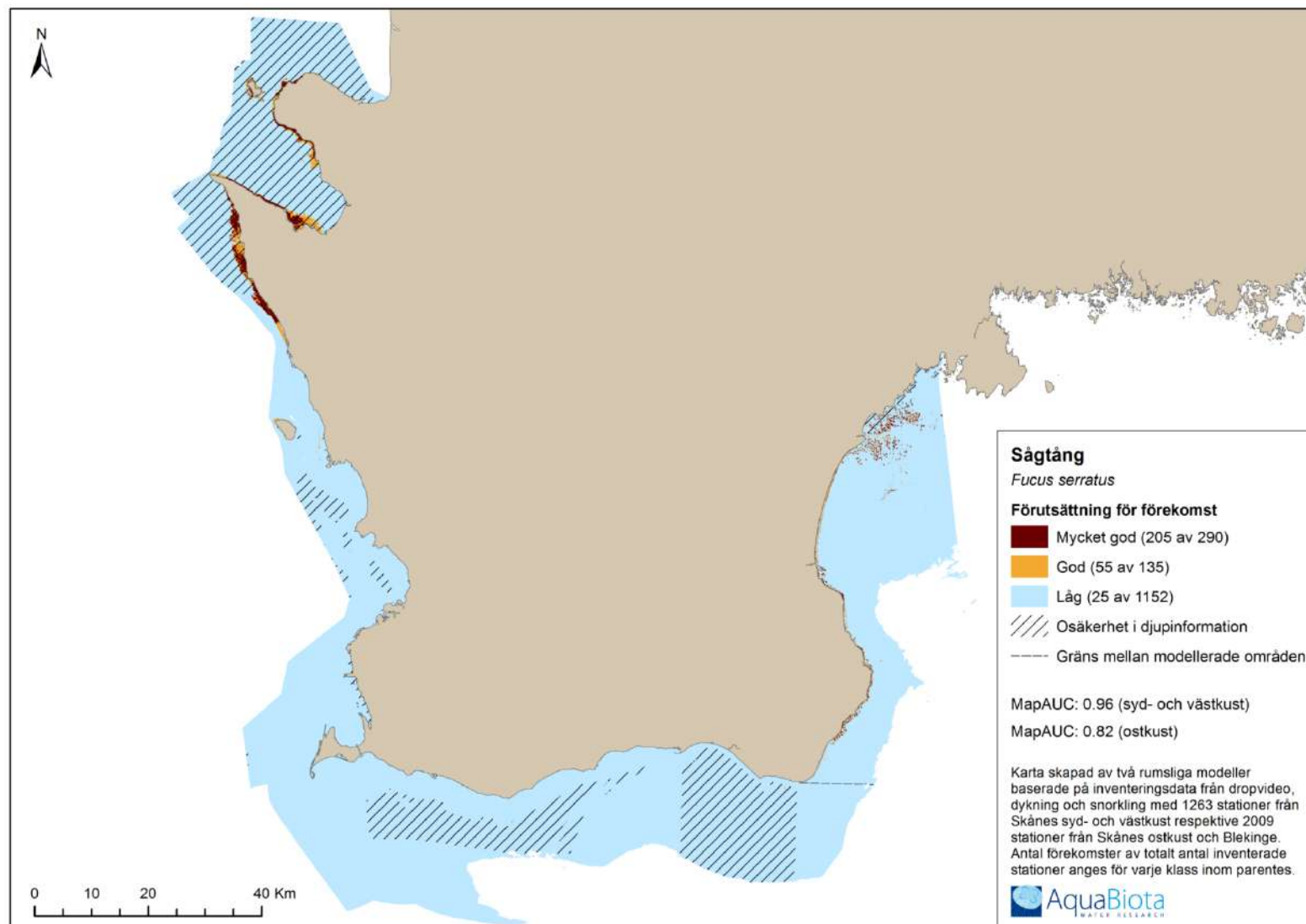
Figur 47. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av rödalgen ribbeblad. Djupdata i detta område har en punkttäthet <1000 punkter/km² och är därför markerat som "osäkerhet i djupdata" vilket kan minska prediktionens säkerhet i området.



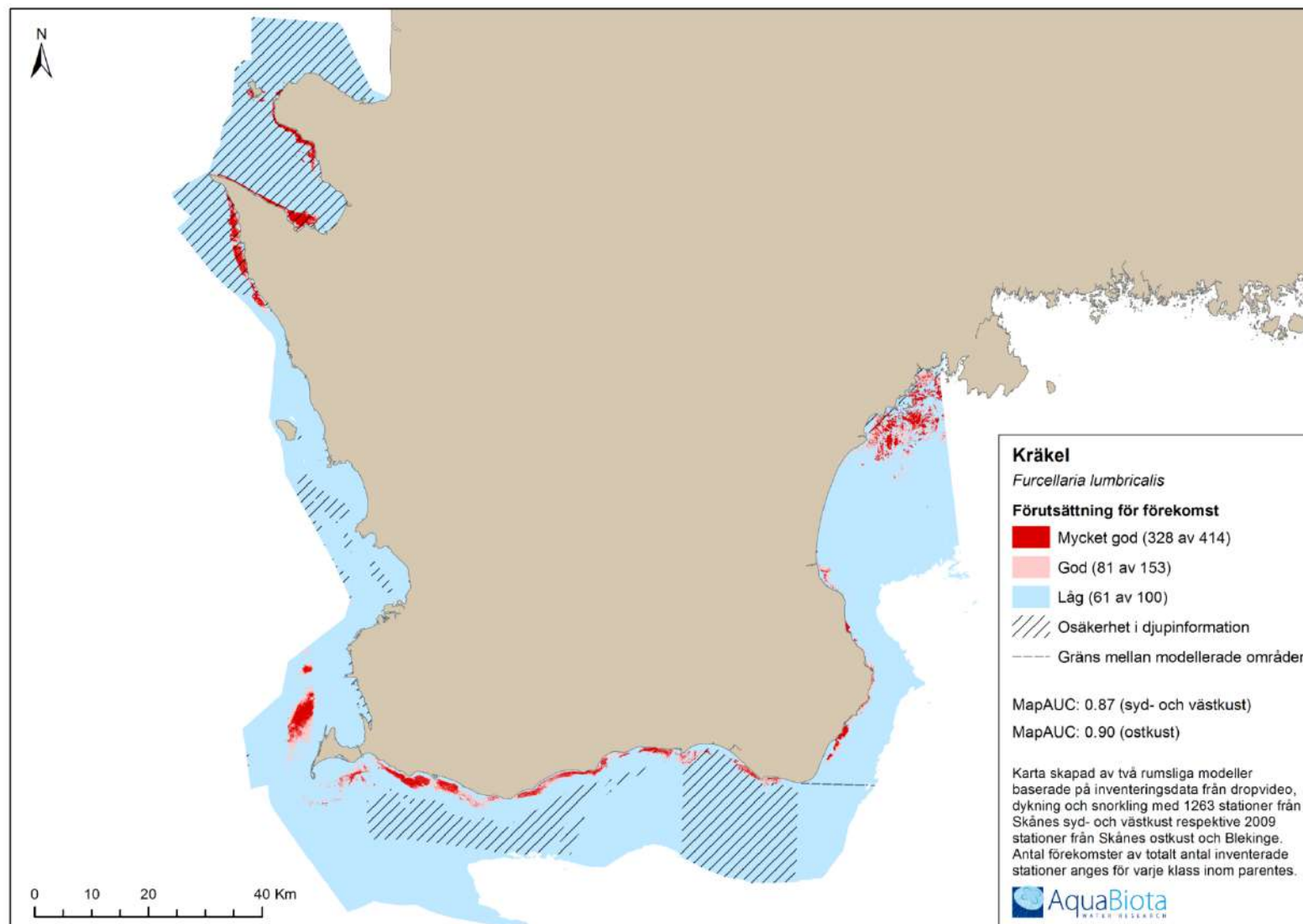
Figur 48. Predikterad förutsättning för förekomst av blåmussla. Arten är vanlig i området och förekommer över stora ytor. Raka och till synes onaturliga gränser i prediktionen härstammar från miljölager med grov detaljgrad.



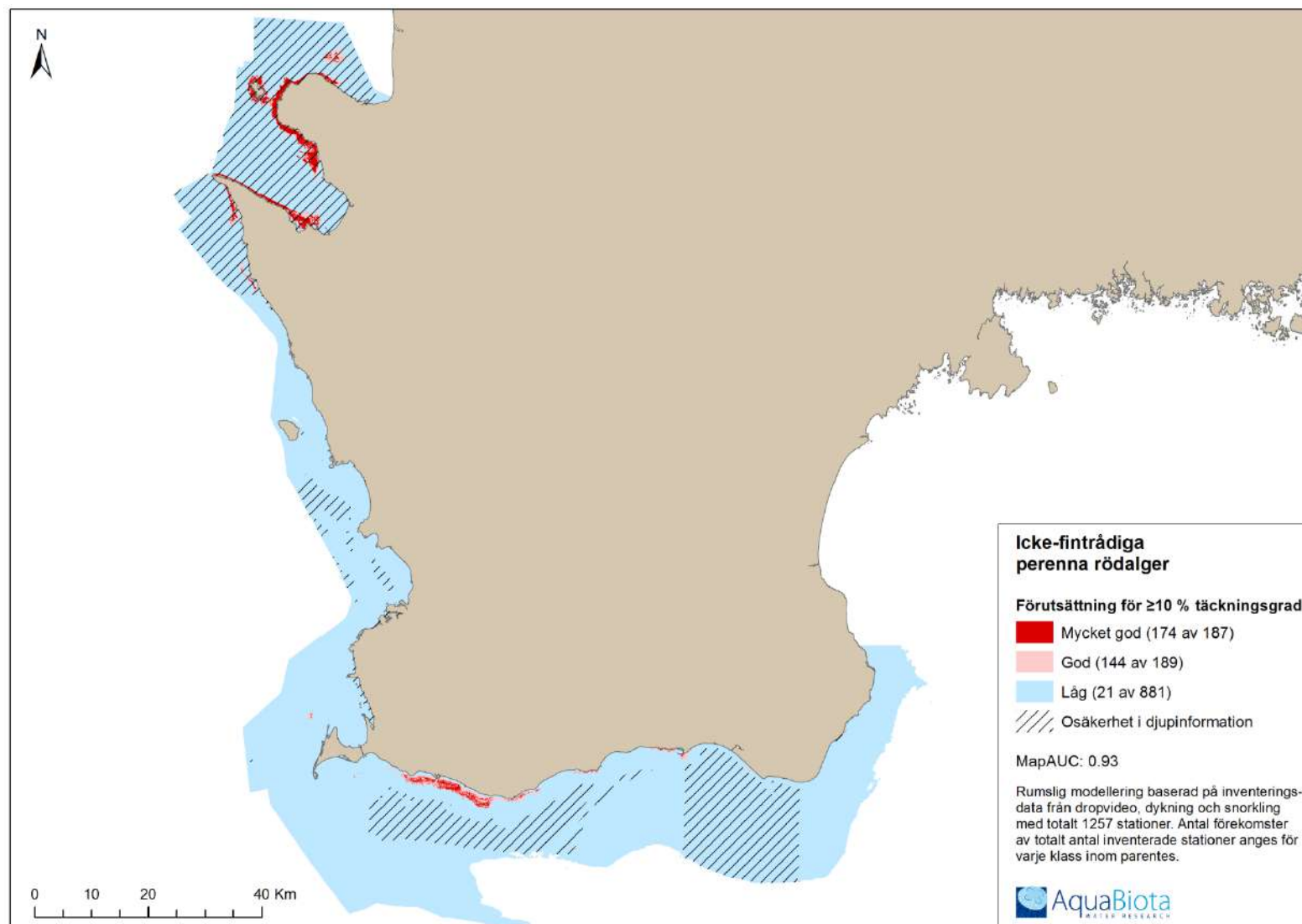
Figur 49. Predikterad förutsättning för minst 10 % täckningsgrad av brunalgen skräppetare.



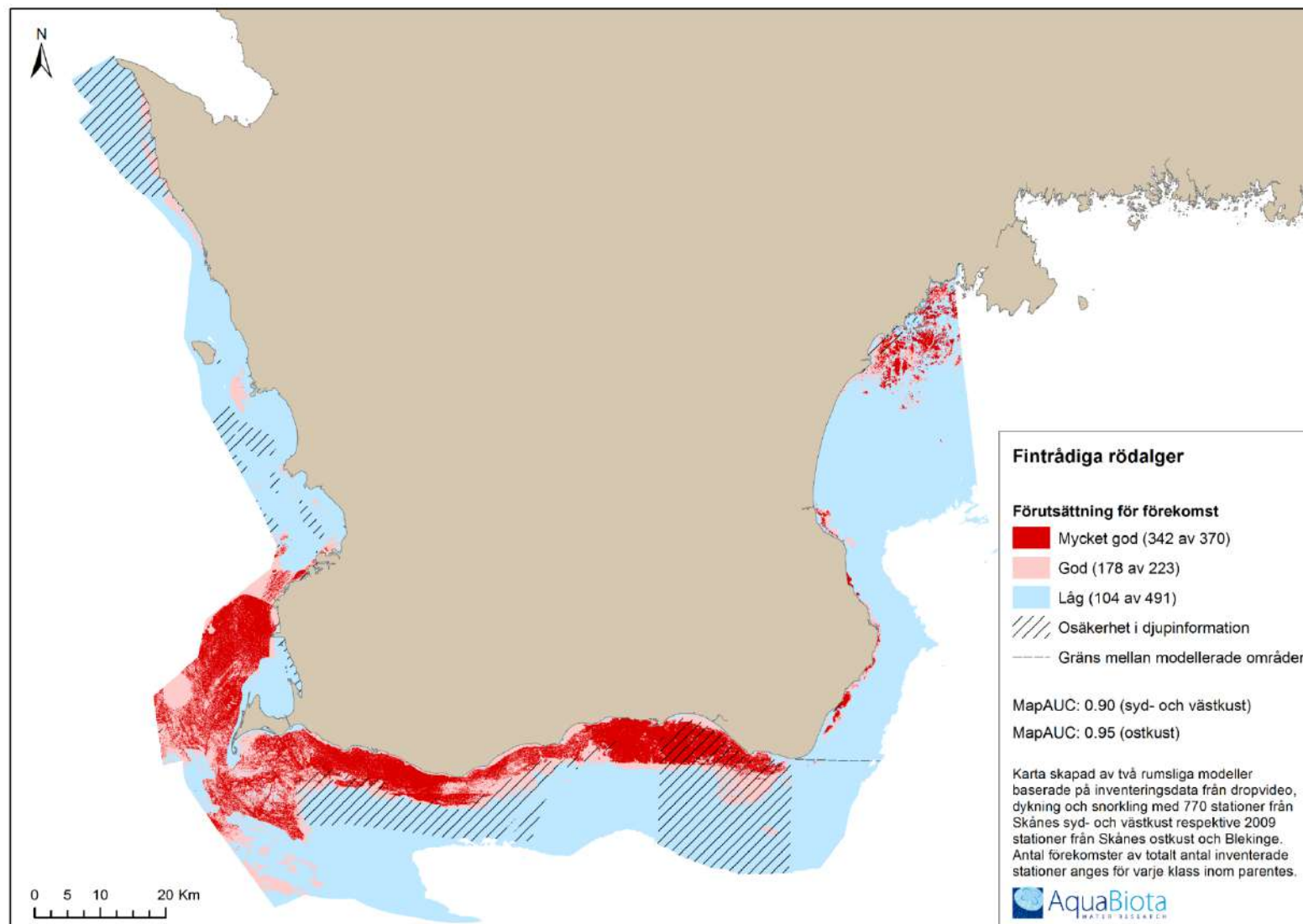
Figur 50. Predikterad förutsättning för förekomst av brunalgén sågtång. Observera att kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. Gränsen illustreras av en streckad linje.



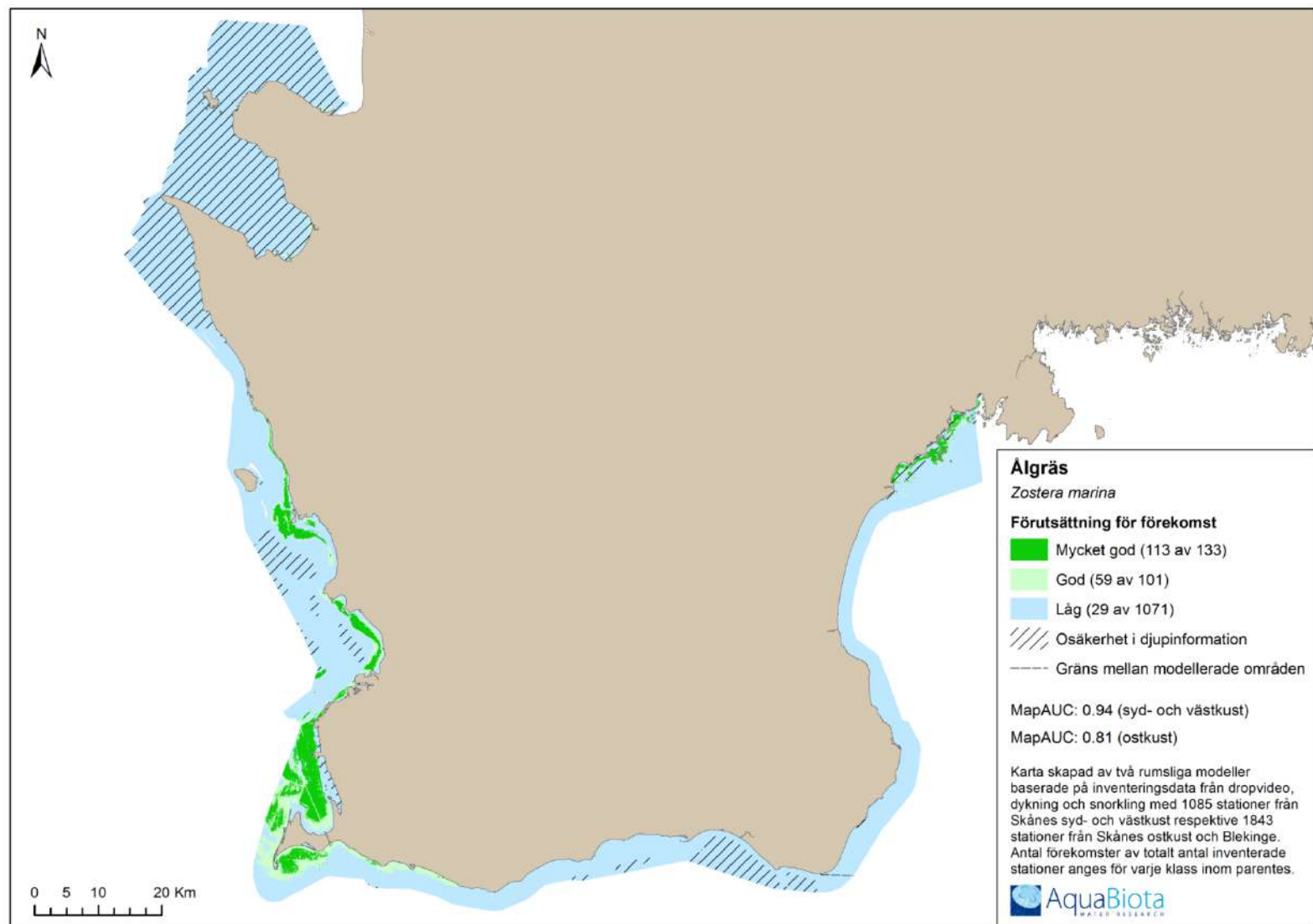
Figur 51. Predikterad förutsättning för förekomst av rödalgen kräkel. . Observera att kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. Gränsen illustreras av en streckad linje.



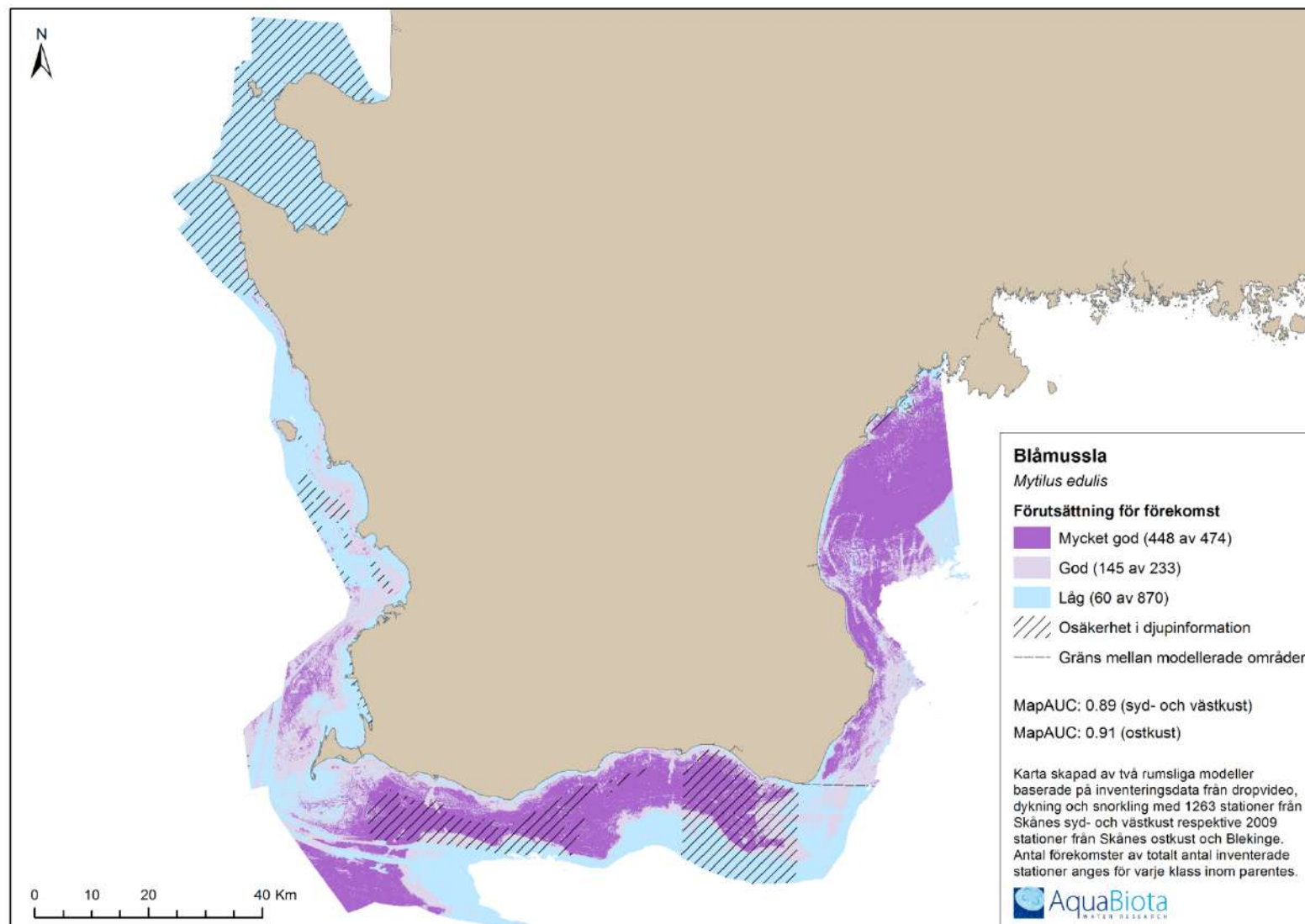
Figur 52. Predikterad förekomst av icke-fintrådiga perenna rödalger.



Figur 53. Finnrådiga rödalger. Denna grupp modellerades endast upp till Kullens spets eftersom algsamhället längre norrut har en annan kartaktär finnrådiga rödalger ofta är svåra att skilja från andra grupper med dropvideo. Kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. Gränsen illustreras av en streckad linje.



Figur 54. Predikterad förutsättning för förekomst av ålgräs. Observera att ålgräs predikterats även i Laholmsbukten och vid Bjärekusten men att de sammanhängande områdena är mindre och därmed syns sämre i denna skala. Kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. Gränsen illustreras av en streckad linje.



Figur 55. Predikterad förutsättning för förekomst av Blåmussla. Observera att kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. Gränsen illustreras av en streckad linje.

6.3 Zoobentos

Djur som lever på och i mjuka bottenar modellerades med metoden randomForest (rF) enligt beskrivning i avsnitt 5.2.1.

6.3.1 Modelleringsdata

Zoobentos modellerades med inventeringsdata insamlade med bottenhugg (avsnitt 3.2) samt ett urval stationer insamlade med dropvideo (avsnitt 3.1.1). Ett dataset på totalt 694 stationer användes, varav 459 samlades in under projektet med små bottenhugg ($0,025 \text{ m}^2$) och 235 sammanställdes från andra undersökningar med stora bottenhugg ($0,1 \text{ m}^2$, avsnitt 2). Resterande stationer är dropvideostationer från andra botten typer. Dessa stationer användes i modelleringen som säkra icke-förekomster. Utbredningen av zoobentosarter och -grupper modellerades med hydrografiska miljövariabler från HIROMB-modellen som täcker både kustområden och utsjön.

6.3.2 Modelleringsresultat för zoobentos

Här beskrivs resultaten av modelleringen av djur som lever på och i mjuka bottenar. För ett urval av modellerna visas exempel på predikterade kartor (figur 56-62). I Bilaga 2 visas samtliga kartor för hela länet.

Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av utmärkt kvalitet (mapAUC > 0,8; se avsnitt 5.3.3). Totalt skapades 247 förekomstmodeller och 68 abundansmodeller. Prediktioner skapades sedan för kvalitetsgodkända modeller, vilket gav 40 prediktioner av förekomst, 12 prediktioner för förekomst ≥ 100 eller ≥ 500 individer per m^2 samt 11 godkända abundansmodeller för olika taxa per m^2 . Dessutom skapades en modell för antal familjer per m^2 samt en för antal fyla per m^2 .

Samtliga prediktioner har externvaliderats. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av prediktionerna. Bedömningen har gjorts av personer som deltagit vid inventeringarna och har god ekologisk kunskap.

Samtliga modelleringsresultat redovisas i tabellerna 13 till 16 nedan. Generellt är mångfalden i mjukbottensamhället störst i nordväst och minskar därefter gradvis längs salthaltsgradienten utmed kusten mot sydost med lägst artrikedom på ostkusten (exempel, antal familjer i figur 62).

Arter såsom ormstjärnor (och andra tagghudingar), sjöpennor samt vissa musslor såsom *Abra sp.*, *Corbula gibba* och *Ennucula spp.* är begränsade till Västkusten och förekomst predikteras ner i Öresund till en bit söder om Ven. Även flera havsborstmaskar och kräftdjur predikteras med liknande utbredningsmönster i Skåne.

Värt att nämna är att modellen över sjöpennor är även en habitatkarta över HUB-biotopen AB.H2T1 "Baltic aphotic muddy sediment dominated by seapens" (klassad som EN), samt överlappar med OSPAR naturtypen "Sea-pen and Burrowing Megafauna Communities" som finns i Norra Öresund och norrut (där havskräfta *Nephrops norvegicus* förekommer samtidigt med sjöpennor).

Öresund är ett på flera sätt speciellt område. De djupa bottenarna vid Ven i Öresund utmärker sig med en stor artrikedom. Här hittas bland annat det i Sverige sällsynta *Haploops*-samhället som domineras av kräftdjuret *Haploops tenuis* samt normalt även ormstjärnan *Ophiura robusta* och kräftdjuret *Philomedes breda* (ej modellerat). I samma område är även ormstjärnor av släktet *Amphiura* vanliga vilka brukar associeras med det så kallade *Amphiura*-samhället som domineras av ormstjärnor.

Viktigaste miljövariablerna varierar mellan grupper och arter men generellt hör djup och bottensalinitet till de viktigaste miljövariablerna i många av de skapade modellerna (tabell 13-16).

Tabell 13. Modeller för förutsättning för förekomst samt större täthet av havsborstmaskar per m².

Modellerad art/grupp	Modellens interna passning, OOB-fel (%)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Ampharetidae	4.5	0.91	djup, substratklass, bottensalinitet, kurvatur
Ampharetidae ≥ 100 individer/m ²	7.6	0.94	djup, ytemperatur, bottensalinitet, yrkestrafik
<i>Anobothrus</i> spp.	9.8	0.96	ytemperatur, djup, bottensalinitet, yrkestrafik
<i>Glycera</i> spp.	3.2	0.83	djup, bottensalinitet, substratklass, ytemperatur
<i>Hediste diversicolor</i>	17.5	0.91	bottensalinitet, ytemperatur min, vågexponering, närhet till tätbebygg.
<i>Heteromastus</i> sp.	31.3	0.96	djup, ytemperatur, yrkestrafik, substratklass
<i>Maldane sarsi</i>	6.1	0.88	ytemperatur, substratklass, djup, vågexponering
Maldanidae	9.0	0.88	djup, substratklass, ytemperatur, bottentemperatur
Maldanida ≥ 100 individer/m ²	8.9	0.83	djup, bottensalinitet, substratklass, yrkestrafik
<i>Marenzelleria</i> spp.	18.2	0.88	bottentemperatur, ytemperatur, bottensalinitet, ytemperatur min
<i>Nephtys</i> spp.	26.3	0.90	djup, bottensalinitet, substratklass, ytemperatur min
<i>Pholoe</i> spp.	16.1	0.87	djup, ytemperatur, bottensalinitet, vågexponering
Phyllodocida	20.8	0.86	vågexponering, djup, substratklass, kurvatur
Phyllodocida ≥ 100 individer/m ²	22.8	0.86	bottensalinitet, djup, närhet till tätbebygg., ytemperatur min
<i>Scalibregma</i> spp.	16.7	0.83	djup, bottensalinitet, substratklass, ytemperatur min
<i>Scoloplos armiger</i>	11.8	0.86	djup, bottensalinitet, substratklass, bottentemperatur
<i>Scoloplos armiger</i> ≥ 100 individer/m ²	12.0	0.97	djup, substratklass, bottensalinitet, bottentemperatur

Tabell 14. Modeller för förutsättning för förekomst samt större täthet av havsborstmaskar, leddjur och ormstjärnor per m².

Modellerad art/grupp	Modellens interna passning, OOB-fel (%)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Spionidae	24.3	0.82	yttemperatur min, djup, bottensalinitet, avstånd till PFO
Spionidae ≥ 100 individer/m ²	24.6	0.85	bottensalinitet, yttemperatur min, avstånd till PFO, yttemperatur
Spionidae ≥ 500 individer/m ²	22.9	0.93	yttemperatur min, bottensalinitet, närhet till tätbebygg., avstånd till PFO
Terebellida	6.9	0.94	djup, substratklass, bottensalinitet, yttemperatur
Anthuridae	15.4	0.92	vågexponering, yttemperatur min, bottensalinitet, djup
<i>Bathyporeia pilosa</i>	20.5	0.87	djup, bottensalinitet, yttemperatur min, bottentemperatur
<i>Bathyporeia pilosa</i> ≥ 100 individer/m ²	19.0	0.95	bottensalinitet, djup, yttemperatur min, vågexponering
<i>Cyathura carinata</i>	3.8	0.93	vågexponering, yttemperatur min, bottentemperatur, bottensalinitet
<i>Diastylis</i> spp.	9.4	0.87	djup, substratklass, bottensalinitet, bottentemperatur
<i>Haploops tenuis</i>	3.4	0.95	djup, yttemperatur, bottentemperatur, vågexponering
<i>Haustorius</i> spp.	16.7	0.97	djup, bottensalinitet, yttemperatur min, bottentemperatur
<i>Pontoporeia femorata</i>	15.8	0.97	djup, bottentemperatur, yrkestrafik, yttemperatur min
Sphaeromatidae	18.8	0.95	vågexponering, bottensalinitet, yttemperatur min, bottentemperatur
<i>Amphiura</i> spp.	4.7	0.92	djup, bottensalinitet, yttemperatur min, yttemperatur
<i>Amphiuridae</i>	4.1	0.98	djup, yttemperatur, yttemperatur min, substratklass
<i>Ophiura</i> spp.	6.4	0.93	djup, bottensalinitet, yttemperatur, vågexponering
Ophiuridae	7.1	0.87	djup, bottensalinitet, yrkestrafik, bottentemperatur
Ophiuroidea	4.1	1.00	djup, bottensalinitet, yttemperatur, yttemperatur min
Ophiuroidea ≥ 100 individer/m ²	1.3	0.95	djup, bottensalinitet, substratklass, bottentemperatur

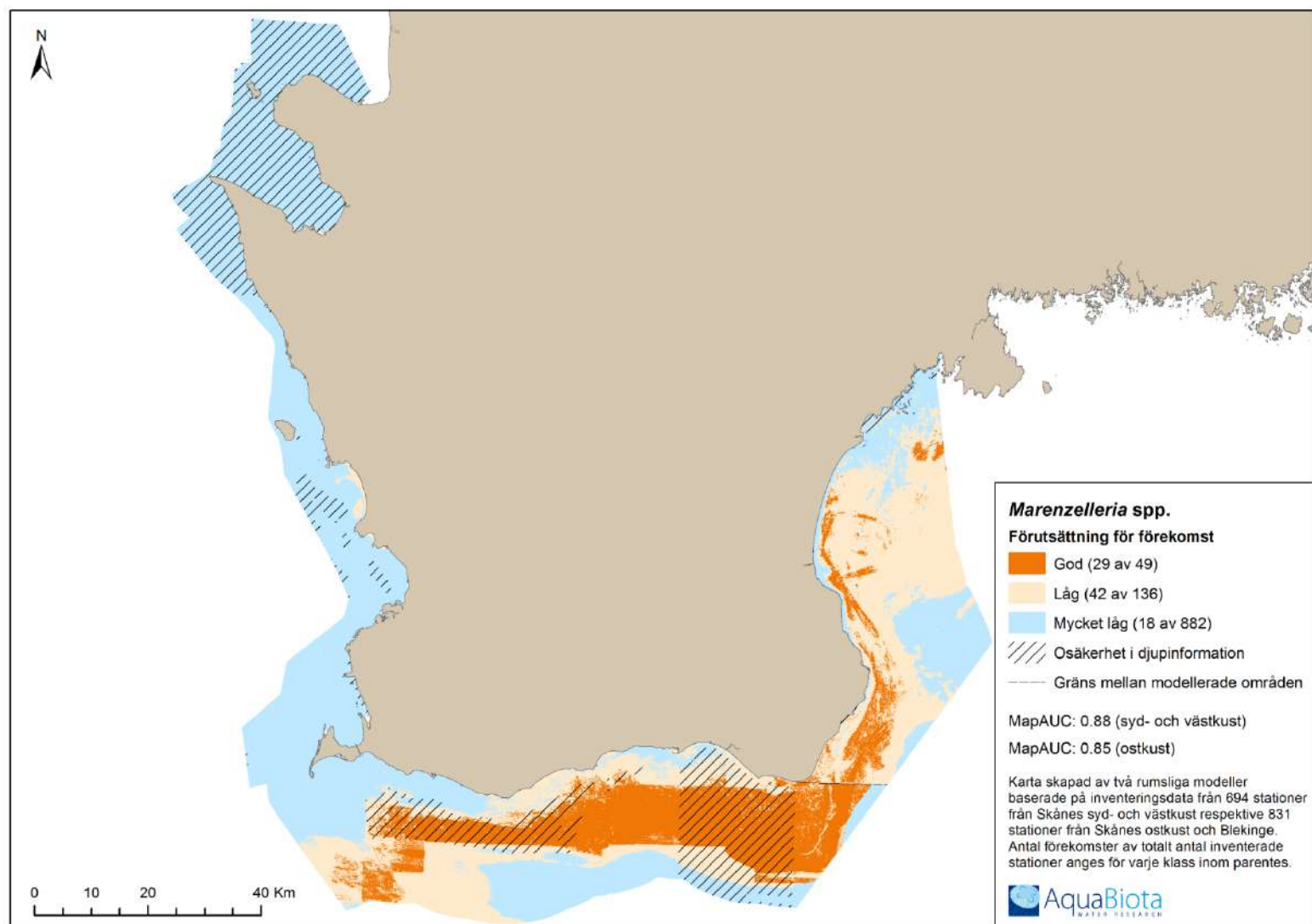
Tabell 15. Modeller för förutsättning för förekomst samt större täthet av blötdjur och övriga grupper per m².

Modellerad art/grupp	Modellens interna passning, OOB-fel (%)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
<i>Abra</i> spp.	15.1	0.94	bottensalinitet, djup, ytemperatur min, ytemperatur
<i>Cerastoderma</i> spp.	28.2	0.86	vågexponering, bottentemperatur, djup, ytemperatur
<i>Cerastoderma</i> spp., ≥ 100 individer/m ²	15.6	0.88	vågexponering, närhet till tätbebygg., bottentemperatur, Landformer
<i>Corbula gibba</i>	21.6	0.92	bottensalinitet, substratklass, ytemperatur, djup
<i>Ennucula</i> spp.	8.8	0.93	djup, bottensalinitet, avstånd till PFO, ytemperatur
Hydrobiidae	15.7	0.92	vågexponering, bottensalinitet, bottentemperatur, ytemperatur min
Hydrobiidae ≥ 100 individer/m ²	15.8	0.92	bottentemperatur, kurvatur, bottensalinitet, vågexponering
Hydrobiidae ≥ 500 individer/m ²	10.2	0.90	bottentemperatur, bottensalinitet, djup, ytemperatur min
<i>Macoma balthica</i>	18.1	0.89	ytemperatur min, bottensalinitet, avstånd till PFO, närhet till tätbebygg.
<i>Macoma balthica</i> ≥ 100 individer/m ²	12.0	0.96	ytemperatur min, bottensalinitet, substratklass, kurvatur
<i>Mya arenaria</i>	23.2	0.83	bottensalinitet, ytemperatur min, vågexponering, djup
<i>Nucula</i> spp.	6.7	0.94	djup, bottensalinitet, substratklass, bottentemperatur
<i>Thyasira</i> spp.	7.0	0.90	djup, substratklass, bottensalinitet, ytemperatur
<i>Chaetoderma</i> spp.	14.7	0.83	djup, bottensalinitet, ytemperatur, kurvatur
<i>Halicryptus spinulosus</i>	7.1	0.91	avstånd till PFO, ytemperatur min, djup, yrkestrafik
<i>Virgularia mirabilis</i> *	13.5	0.86	djup, substratklass, bottensalinitet, ytemperatur

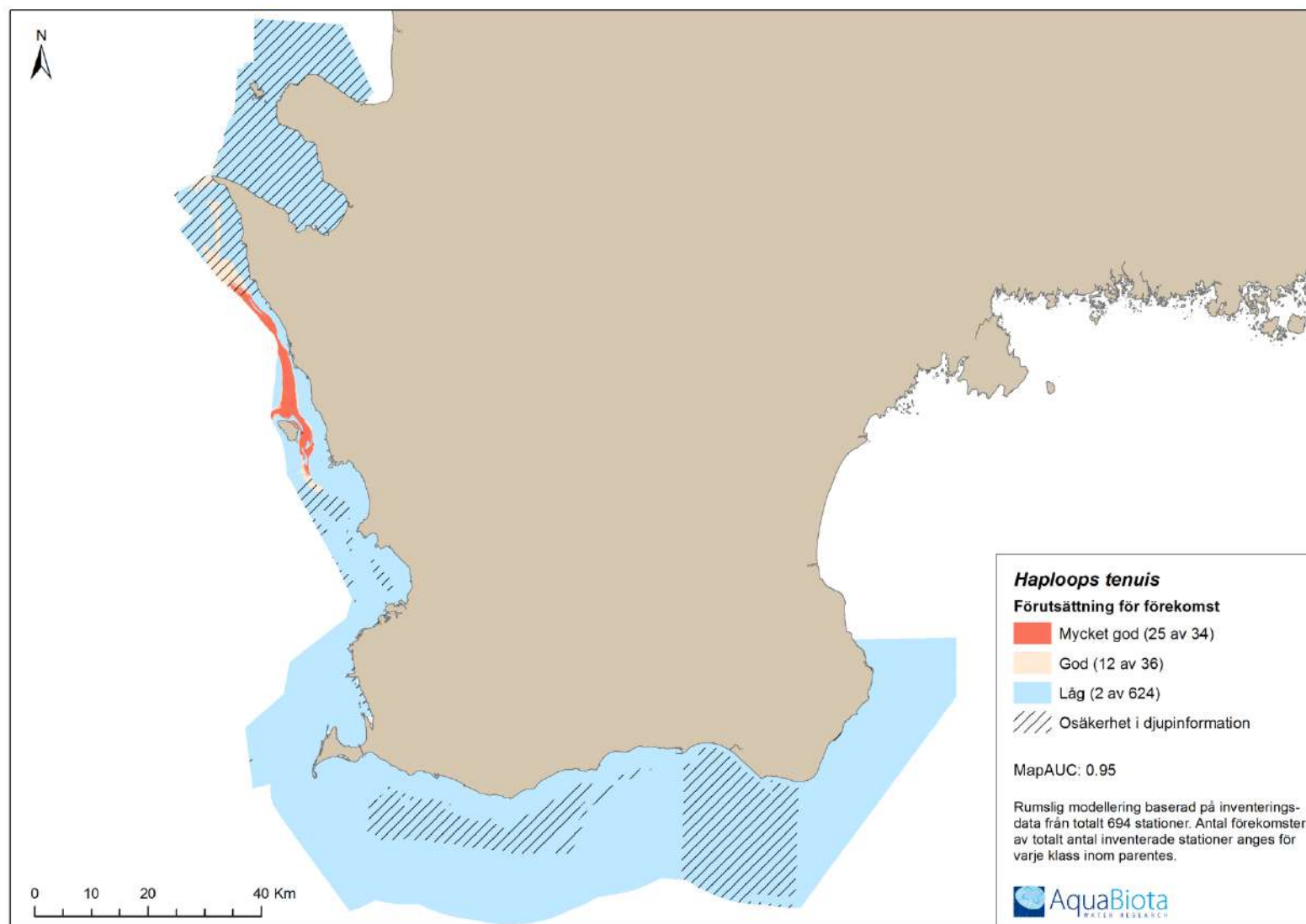
* Denna modell utgör även en karta över den rödlistade (EN) HUB-biotopen AB.H2T1 "Baltic aphotic muddy sediment dominated by seapens".

Tabell 16. Modeller för abundans av mjukbottenfauna.

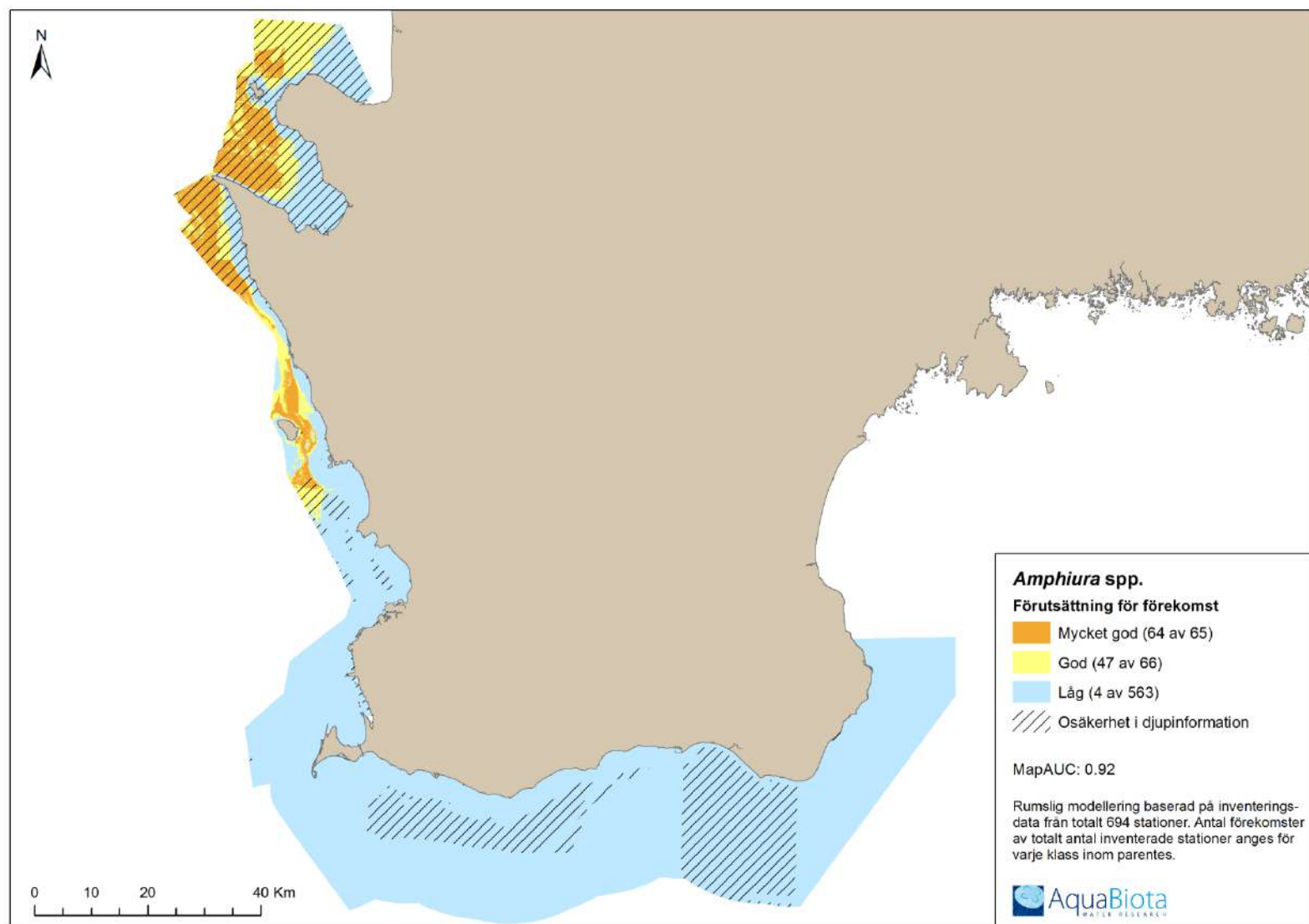
Modell	Modellens interna passning (rmse.int)	Kartans kvalitet (rmse.ext)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Ampharetidae individer/m ²	0.41	0.45	vågexponering, bottensalinitet, yttemperatur med, djup
<i>Glycera</i> spp. individer/m ²	9.73	12.44	djup, bottensalinitet, närhet till tätbebygg., avstånd till PFO
<i>Hediste diversicolor</i> individer/m ²	0.63	0.52	bottensalinitet, vågexponering, djup, ytsalinitet min
Maldanidae individer/m ²	0.52	0.66	djup, bottensalinitet, substratklass, vågexponering
Phyllodocida individer/m ²	0.42	0.30	djup, närhet till tätbebygg., vågexponering, lutning
Spionidae individer/m ²	0.56	0.53	bottensalinitet, ytsalinitet min, djup, yttemperatur med
Terebellida individer/m ²	0.47	0.47	vågexponering, yttemperatur med, avstånd till PFO, bottensalinitet
<i>Haploids tenuis</i> individer/m ²	0.23	0.47	djup, yttemperatur med, bottensalinitet, vågexponering
Hydrobiidae individer/m ²	0.66	0.52	bottentemperatur med, ytsalinitet min, djup, bottensalinitet
Amphiura individer/m ²	0.37	0.71	bottensalinitet, djup, substratklass, ytsalinitet min
Echinodermata individer/m ²	0.38	0.59	djup, bottensalinitet, substratklass, ytsalinitet min
Antal familjer familjer/m ²	0.19	0.20	substratklass, djup, vågexponering, avstånd till PFO
Antal fyla fyla/m ²	0.84	0.76	substratklass, djup, närhet till tätbebygg., ytsalinitet min



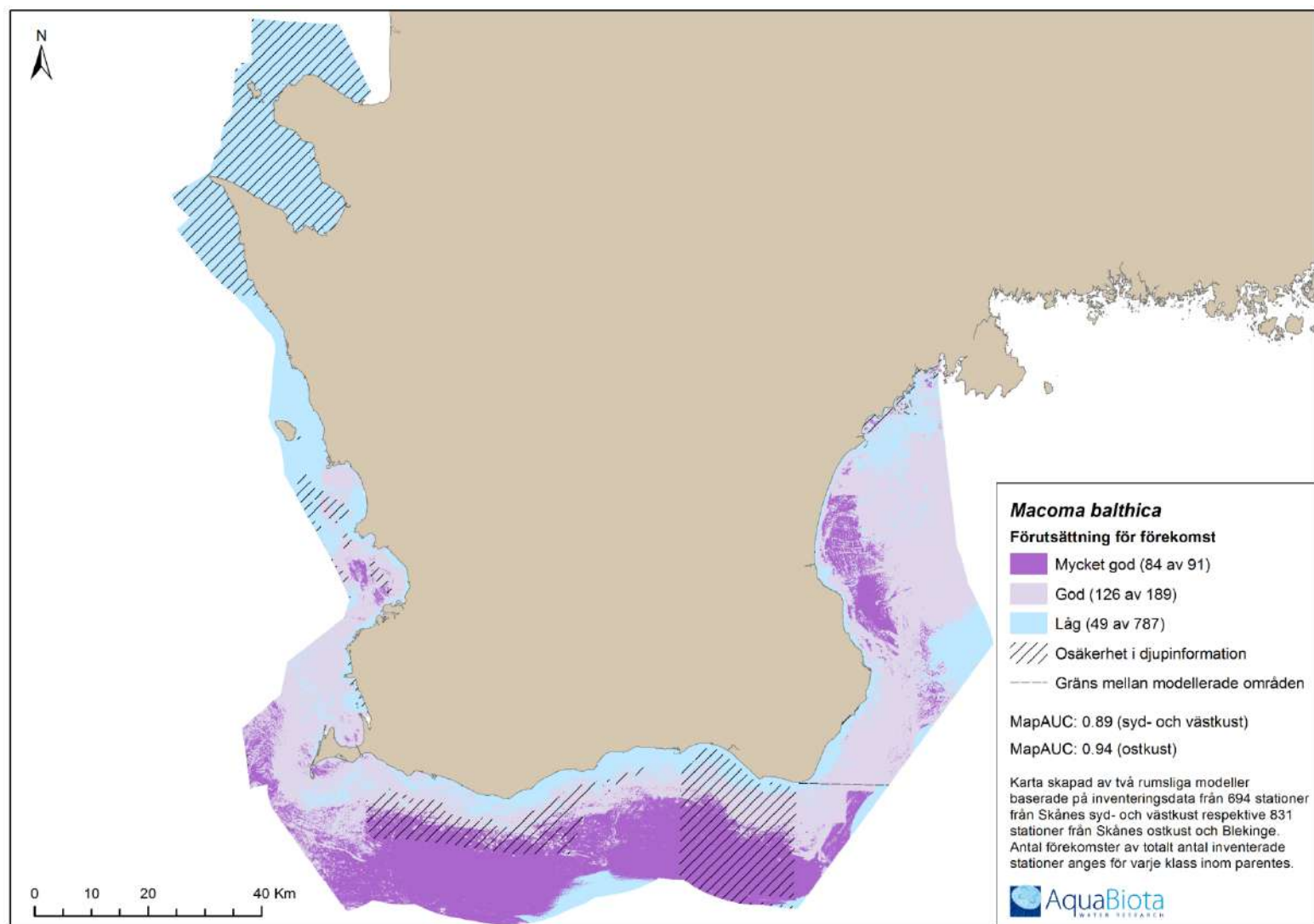
Figur 56. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria*. Dessa är främmande arter i Svenska vatten. Observera att kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. Gränsen mellan modellerna markeras med en streckad linje.



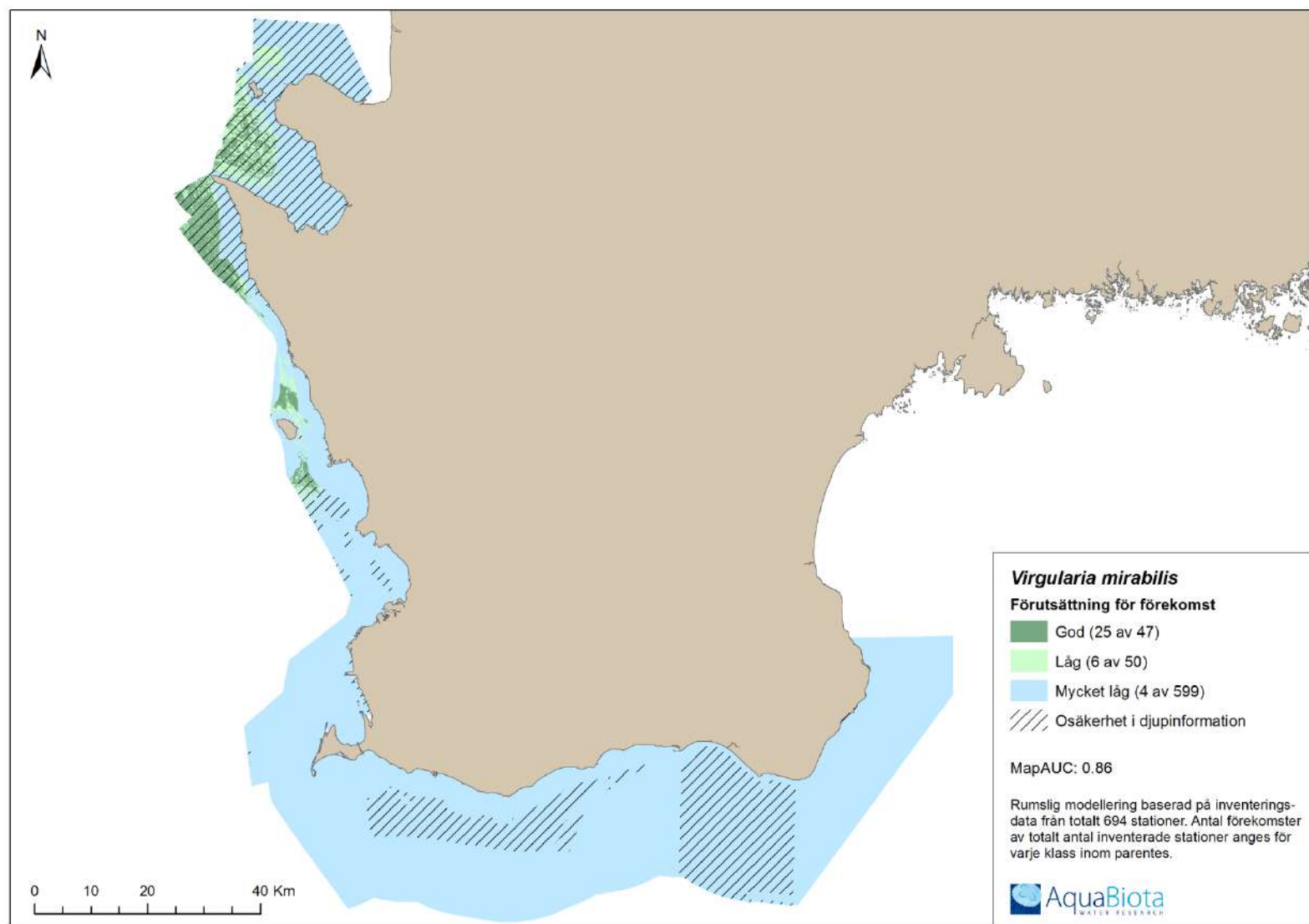
Figur 57. Predikterad förekomst av kräftdjuret *Haploops tenuis*.



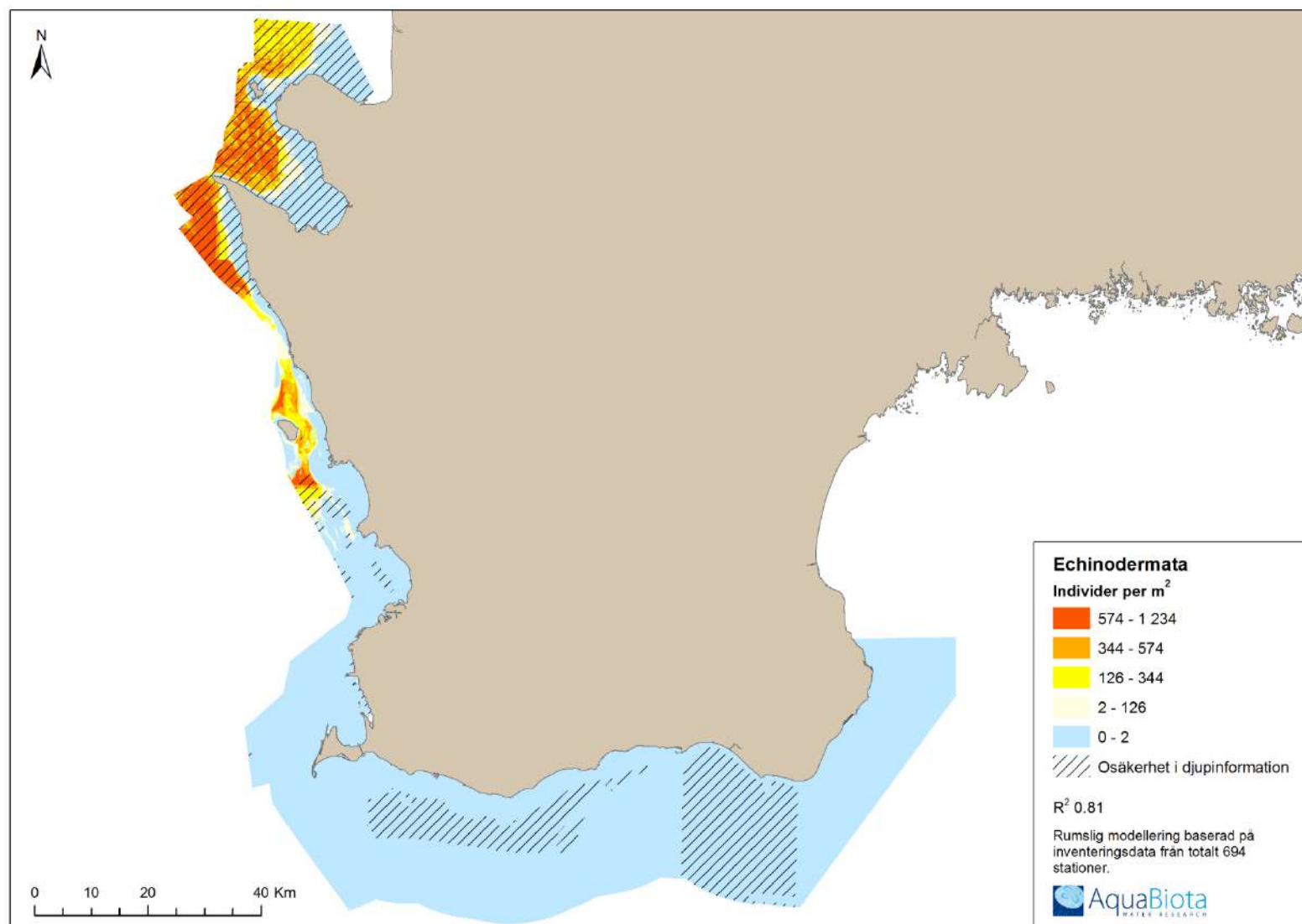
Figur 58. Predikterad sannolikhet för förekomst av ormstjärnor av släktet *Amphiura*.



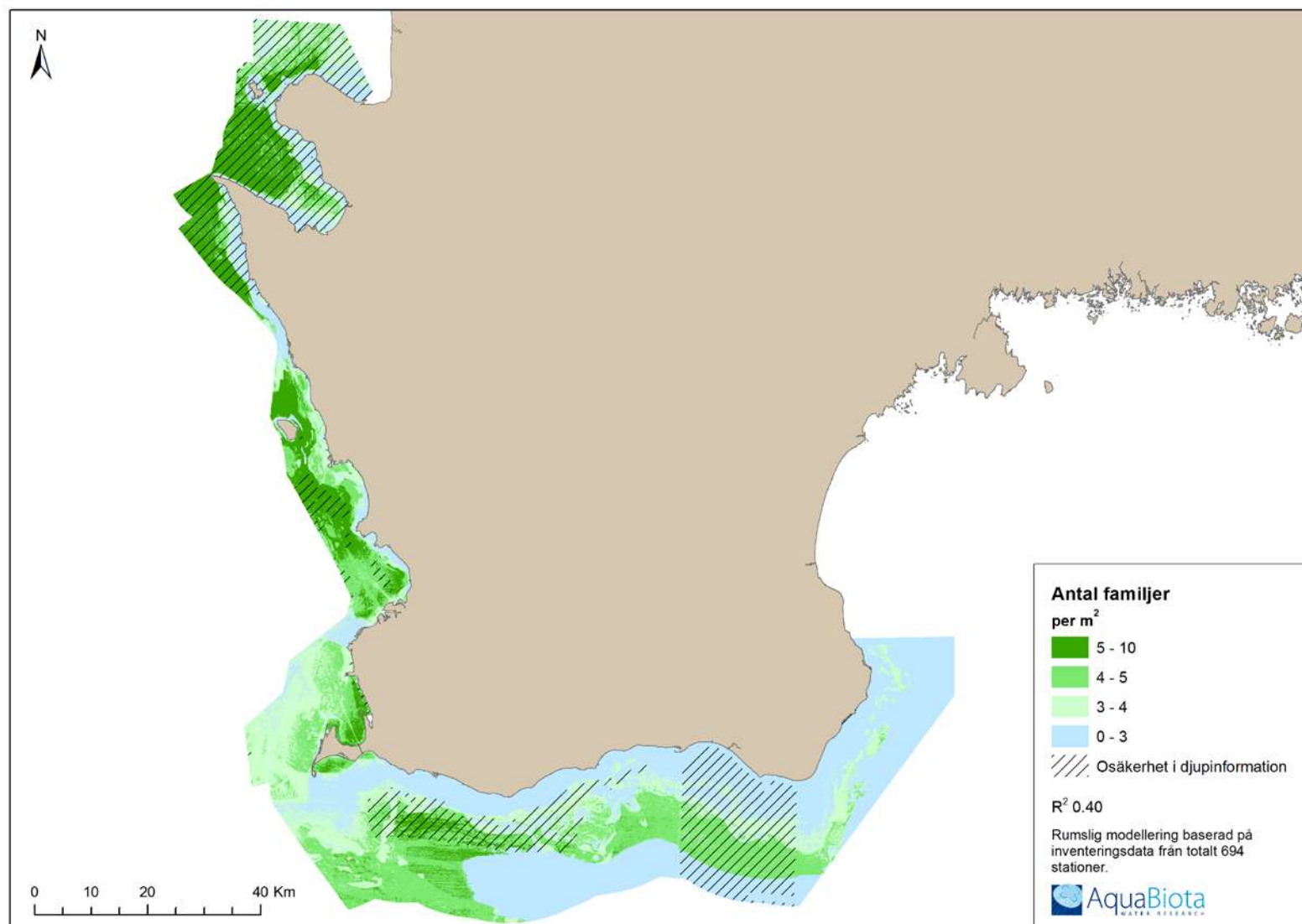
Figur 59. Predikterad förutsättning för förekomst av Östersjömussla. Observera att kartan är sammansatt av prediktioner från två olika modeller. En streckad linje markerar gränsen mellan prediktionerna.



Figur 60. Predikterad förutsättning för förekomst av sjöpennan *Virgularia mirabilis*.



Figur 61 Predikterat antal individer per m² av tagghudingar.



Figur 62. Predikterat antal familjer av mjukbottenfauna per m².

7 Diskussion

Den marina kartläggning, baserad på inventeringar och rumsliga modeller, som presenteras i denna rapport är mycket omfattande. Ett stort antal kontinuerliga (heltäckande) kartor över framförallt vegetation och bottenlevande ryggradslösa djur har skapats genom rumslig modellering. Dessutom presenteras kartor från omfattande undersökningar av övervintrande och häckande fåglar. För Hanöbuktens utsjöområde (till större delen utanför Skåne län) finns predikterade kartor för pelagisk fisk och plankton vilka presenteras i rapporten "Marin inventering och modellering i Blekinge och Hanöbukten" (Wijkmark m.fl. in prep.).

Kartorna och inventeringarna täcker många olika Natura 2000-naturtyper såsom 1110 sandbankar, 1170 rev och 1160 stora vikar och sund. De kan därmed utgöra ett värdefullt underlag för dessa naturtyper och många av deras typiska arter. Kartorna kan också användas som utgångspunkt för nya mer detaljerade studier av särskilda naturtyper. Kartmaterialet utgör också underlag för den kartering av naturvärden som utförs som ett nästa steg i detta projekt och presenteras i en separat rapport. Naturvärdeskartorna kommer att fungera som värdefulla underlag för marin planering.

De predikterade kartorna täcker olika utsnitt av Skånes havsområden, beroende på utbredningen av GIS-lager för de miljövariabler som använts samt vilka miljöer som provtagits med respektive inventeringsmetod. Vi har således strävat efter att endast prediktera kartor i miljöer som finns representerade i inventeringsdata. Valideringar med undanhållna data och granskningar av ekologisk rimlighet som utförts för varje karta är ytterligare åtgärder för att säkra prediktionernas tillförlitlighet. Detta innebär att de predikterade kartorna håller god till utmärkt kvalitet sett till hela kartorna. Kvaliteten uppvisar dock en rumslig variation inom varje predikterad karta som är svår att åskådliggöra fullständigt i kartorna. Områden med glesare djupinformation kan dock anses mindre säkra än områden med detaljerad djupinformation, speciellt för de prediktioner där djup- och/eller djupderivat har stor betydelse i modellen. I vissa prediktioner kan raka eller till synes onaturliga gränser förekomma på några platser. I de fall sådana syns beror de på att miljövariabler med grov rumslig upplösning (såsom hydrografiska variabler från HIROMB-modellen) har stor betydelse i modellen. Det är också värt att påpeka att modellerna inte innefattar 100 procent av alla tänkbara faktorer som kan påverka

arternas utbredning eller abundans och att prediktionerna bygger på miljölager som i de flesta fall skapats genom modellering, interpolering från stickprover eller liknande. Eftersom de tillgängliga miljölagren får olika stor betydelse i olika modeller kan lokala skillnader förekomma mellan exempelvis en modell för förutsättning för förekomst och en modell för abundans av samma art. Sådana motstridiga skillnader beror främst på att förekomst och stor täthet av en art delvis kan påverkas av olika miljöfaktorer och de predikterade kartorna därför till stor del bestäms av olika miljölager. Vidare kan exempelvis lokala specialförhållanden i en viss vik leda till fel eller sämre predikterade värden på just denna plats om inte miljölagren inkluderar dessa avvikande förhållanden. Avsaknad av en viss art på en plats med predikterad hög sannolikhet för förekomst kan också vara en indikation på en eventuell störning i miljön.

Den kraftiga salinitetsgradienten utmed Skånes kuster har enskilt störst påverkan av alla prediktorvariabler på modeller för både djur- och växter, åtminstone på länsskala. Detta syns tydligt i flertalet av de predikterade kartor som skapats. De flesta arter har antingen en nordvästlig eller sydlig och östlig utbredning och för många arter går gränsen någonstans i Öresund. Några arter tolererar både höga och låga salthalter och förekommer i hela området.

Eftersom vegetation, det vill säga makroalger och kärlväxter är starkt beroende av tillgången på ljus begränsas dessa arters utbredning i djupled ofta av en kombination av djup och vattnets transparens (här angivet som Secchi-djup). Osäkerhet i djupinformation kan därför anses extra relevant för dessa grupper. Högre näringshalt i vattnet kan påverka bottenvegetationen negativt eftersom det leder till mer växtplankton och därmed minskad transparens. Detta samband kunde ses i vissa modeller för kärlväxter och makroalger där fosfor respektive siktdjup återfanns bland de fyra viktigaste miljövariablerna. Värt att påpeka är dock att andelen näringsämnen med naturligt respektive antropogent ursprung inte har separerats.

Ryggradslösa djur på och i mjuka bottenar tillhör taxonomiskt vitt skilda grupper med både marint- och sötvattensursprung. Dessa djur representeras av allt från insektslarver till musslor och havsborstmaskar och levnadssätten varierar stort. Eftersom dessa arter inte är beroende av ljus för sin överlevnad kan de leva på större djup än bottenvegetationen. Begränsande för dessa djur kan istället vara faktorer som tillgång på föda, syrehalt och salthalt. Bottensubstrat är också direkt avgörande för de flesta arterna. Osäkerhet i djupinformation har betydelse även för dessa arter men förmodligen inte lika stor betydelse som för vegetation. Även om djup och/eller djupderivat kan vara av stor betydelse i modeller för arter som

förekommer över vidsträckta djupa bottenar har en lägre täthet i djupdata mindre betydelse för dessa eftersom miljöerna här är mer homogena och inga betydande förändringar sker i miljön med någon meters skillnad i djupet.

Utöver arter och grupper modellerades även antal familjer och antal fyla för mjukbottenfauna. Dessa kartor bidrar med värdefull rumslig information om artrikedom på mjuka bottenar.

Fåglar (den enda inventerade grupp som inte modellerats) diskuteras ingående i avsnitt 3.5.3. Rumslig modellering av denna grupp försvåras av fåglarnas rörlighet och stora variationer mellan år och årstider. Fåglar var den enda grupp för vilken längre tidsserier har kunnat analyseras.



Figur 63. Fingertare (*Laminaria digitata*). Foto: Nicklas Wijkmark.

8 Referenser

- Aneer, G. 1980. Estimates of feeding pressure on pelagic and benthic organisms by Baltic herring (*Clupea harengus* v. *membras* L.). *Ophelia* (suppl. 1), 265-275.
- Aneer, G. 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 8: 169-195.
- Axenrot, T. and Hansson, S., 2004. Seasonal dynamics in pelagic fish abundance in a Baltic Sea coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 60, 541-547.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M. and Isachsen, P. E. (2008). "Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway." *ICES Journal of Marine Science Advance Access* 65: 1-9.
- Breiman, L., 2001. Random forests. *Machine learning* 45, 5–32.
- Breiman, L. Cutler, A. (2012). Classification and regression based on a forest of trees using random inputs. 4.6-7. R-package.
- Brierley, A. S., B. E. Axelsen, D. C. Boyer, C. P. Lynam, C. A. Didcock, H. J. Boyer, C. A. Sparks, J. E. Purcell, and M. J. Gibbons. 2004. Single-target echo detections of jellyfish. *ICES JOURNAL OF MARINE SCIENCE* 61:383–393.
- Brierley, A. S., P. Ward, J. L. Watkins, and C. Goss. 1998. Acoustic discrimination of Southern Ocean zooplankton. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 45:1155–1173.
- Cutler, D. R., T. C. Edwards, K. H. Beard, A. Cutler, K. T. Hess, J. Gibson, & J. J. Lawler. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88:2783-2792.
- DHI, 2010, EU SeaMAP contribution by DHI on energy layers.

- Didrikas, T. and Hansson, S. 2004. In situ target strength of the Baltic Sea herring and sprat. ICES Journal of Marine Science, 61: 378-382
- Dyntaxa (2013). Svensk taxonomisk databas. Besökt på www.dyntaxa.se 2013.
- Ehrenberg, S.Z., Hansson, S. and Elmgren, R. 2005. Sublittoral abundance and food consumption of Baltic gobies. Journal of Fish Biology, 67: 1083-1093.
- Eriksson, B. K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H. and Karås, P. (2004). "Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea." Estuarine, Coastal and Shelf Science 61(2): 339-349.
- Florén, K., Philipson, P., Strömbeck, N., Nyström Sandman, A., Isæus, M. & Wijkmark, N. 2012. Satellite-Derived Secchi Depth for Improvement of Habitat Modelling in Coastal Areas. AquaBiota Report 2012-02.
- Foote, K. G. 1982. Optimizing copper spheres for precision calibration of hydroacoustic equipment. Journal of the Acoustic Society of America, 71: 742-747.
- Foote, K. G., Knudsen, H. P., Vestnes, G., MacLennan, D. N. and Simmonds, E. J. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide.
- Funkquist L. och Kleine E., 2007. An introduction to HIROMB, an operational baroclinic model for the Baltic Sea. SMHI Report Oceanography No 37, ISSN 0283-1112, 48 sid.
- Göransson, P., Bertilsson Vuksan, S., Karlfelt, J., Börjesson L. 2010. *Haploops*-samhället och *Modiolus*-samhället utanför Helsingborg 2000-2009. Miljönämnden i Helsingborg.
- Hallberg, O., Nyberg, J., Elhammer, A. & Erlandsson, C. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport: Dnr 08-1565/2009, Rapport Marin-geologi nr 2010:1
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2013. Hanöbuktsutredningen Regeringsuppdrag. Rapport 2013-10-31.

ICES Cooperative Research Report, 144. 69 pp.

Isæus, M. 2004: Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea, PhD Thesis, Dept. of Botany, Stockholm University, Sweden, ISBN 91-7265-846-0, p40+.

Isæus, M. 2010. Metodbeskrivning Dropvideo, version 1.4-1.5 / Tillägg
Kvalitetsrutiner, Fyhr, F. 2011 / Uppdatering nya inventeringsrutiner,
Wijkmark, N. 2012. AquaBiota Water Research.

Korneliussen, R. J., and E. Ona. 2002. An operational system for processing and visual-izing multi-frequency acoustic data. ICES Journal of Marine Science, 59:291–313.

Korneliussen, R.J. and Ona, E. 2003. Synthetic echograms generated from the relative frequency response. ICES Journal of Marine Science, 60, 636-640.

Kullander, S. O., and B. Delling. 2012. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Ryggsträngsdjur: Strålfeniga fiskar : Chordata: Actinopterygii. Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A.V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C.A., Hornman, M., Kewler, V., Langedoen, T., Nilsson, L., Tomankova, I., Wahl, J. & Fox, A. D 2013. Rapid climate driven shifts in win-tering distributions of three common waterbird species. Global Change Biology 19: 2071 -2081.

Lindahl, U., Sundblad, G., Enhus, C., Wijkmark, N., Karlsson, J. 2014. Inventeringar av fiskyngel vid Blekingekusten och nordöstra Skånes kust 2008 – 2013. Rapport 2014:3, Länsstyrelsen Blekinge.

Marmefelt E., Sahlberg J., och Bergstrand M., 2007. HOME Vatten i södra Östersjöns vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar, SMHI Oceanografi nr. 87, ISSN 0283-7714, 77 sid.

Mauchline, J. 1980 The biology of mysids and euphausiids. Part one, the biology of mysids. In: JHS Blaxter, FS Russell, M Yonge (eds.). Advances in marine bi-ology. (Academic press, London), 18, 1-369.

- Naturvårdsverket. 2006. Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket. 2007a. Skydd av marina miljöer med höga naturvärden – vägledning. Rapport 5739. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket. 2007b. Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser. Rapport 5782.
- Naturvårdsverket. 2010. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Rapport 6376.
- Naturvårdsverket. Undersökningstyp: Yngelprovfiske med små undervattensdetektorer. Version 2013-02-14. Arbetsdokument.
- Nilsson, L. 1972. Habitat Selection, Food Choice and Feeding Habits of Diving Ducks in Coastal Waters of South Sweden during the Non-breeding Season. *Ornis Scandinavica* 3: 55-78.
- Nilsson, L. 1980. De övervintrande alfåglarnas *Clangula hyemalis* antal och utbredning längs den svenska kusten. *Vår Fågelvärld* 39:1-14.
- Nilsson, L. 2005. Forty years of midwinter counts of waterfowl along the coasts of Scania, south Sweden, 1964-2003. *Ornis Svecica* 15:127-148
- Nilsson, L. 2008. Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967 -2006. *Ornis Svecica* 18:135-226.
- Nilsson, L. 2012. Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish offshore waters. *Ornis Svecica* 22:39-59.
- Philipson, P., Hedvall, T., Strömbäck N. Satellitbaserade siktdjupskartor - Hanöbukten, Skåne, Skärgårdshavet och Stockholm. Leveransrapport. 2013-07-10.

- Sandman, A., Isaeus, M., Bergström, U. and Kautsky, H. (2008). "Spatial predictions of Baltic phytobenthic communities: Measuring robustness of Generalized Additive Models based on transect data." *Journal of Marine Systems* 74: 86-96.
- Wetlands International 2013. "Waterbird Population Estimates". Retrieved from wpe.wetlands.org on Monday 9 Dec 2013
- Wijkmark, N., Enhus, C., Isaeus, M., Hallberg, O., Lindahl, U., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Nyström Sandman, A., Näslund, J., Sundblad, G., Didrikas, T. "Marin inventering och modellering i Blekinge Län och Hanöbukten". Länsstyrelsen Blekinge. In prep.
- Wijkmark N & Isaeus M 2010. Wave Exposure calculations for the Baltic Sea. http://aquabiota.se/PublikationerSvEng/pdf/ABWR_Report_2010_02_BaltExp.pdf
- Wilson, J.P. & Gallant, J.C. 2000. *Terrain Analysis - Principles and Applications*. John Wiley & Sons. 479 sidor
- Yao D, Yang J, Zhan X, 2013. An Improved Random Forest Algorithm for Class-Imbalanced Data Classification and its Application in PAD Risk Factors Analysis. *The Open Electrical & Electronic Engineering Journal*, 2013, 7 (Supple 1: M7) 62-70.

Bilaga 1 – Kartor över miljövariabler

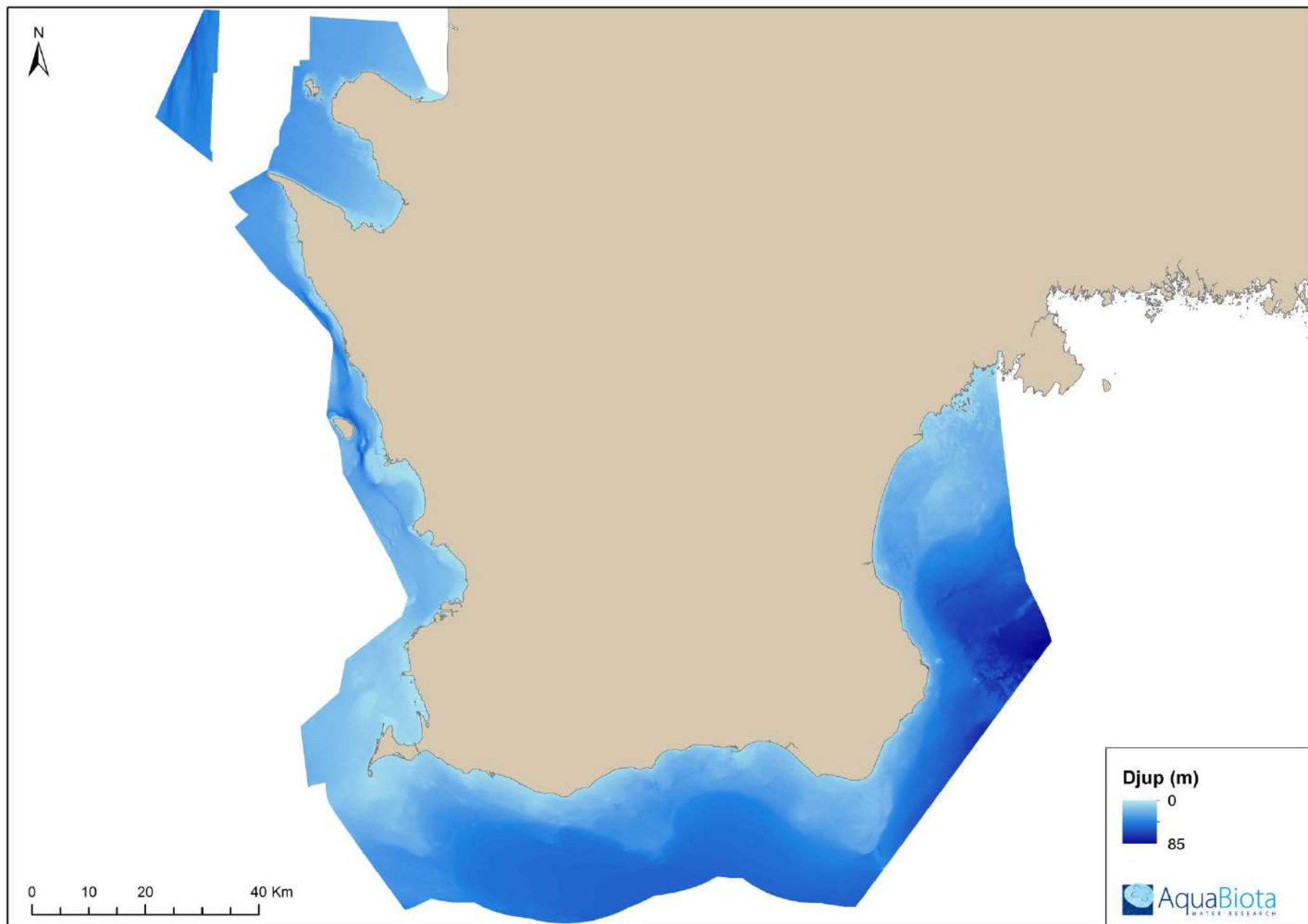
Denna bilaga innehåller kartor över miljövariabler som skapats eller sammanställts inom projektet för användning i modeller och prediktioner.

	Fig.	Beskrivning	Filnamn*
Djup och djupderivat	1	Djup	djup
	2	Lutning	lutning
	3	Lutningsriktning	lutriktn (grader), sydnord (syd,/nord/ingen)
	4	Kurvatur	kurv
	5	Landformer	landformer
Hydrografiska miljövariabler	6	Temperatur nära botten (HIROMB)	hb_tembsmn (medel)
	7	Temperatur nära botten (HOME)	hm_tembm (medel), hm_tembm10 (min), hm_tembm90 (max)
	8	Temperatur vid ytan (HIROMB)	hb_temsmn (medel)
	9	Temperatur vid ytan (HOME)	hm_temsmn (medel), hm_temsm10 (min), hm_temsm90 (max)
	10	Salthalt nära botten (HIROMB)	hb_tembsm10 (min)
	11	Salthalt nära botten (HOME)	hm_salbm (medel), hm_salbm10 (min), hm_salbm90 (max)
	12	Syrehalt nära botten (HOME)	hm_oxybm10 (min), hm_oxyb_mn (medel)
	13	Totalkväve nära botten (HOME)	hm_tonbm (medel)
	14	Totalfosfor nära botten (HOME)	hm_topbm (medel)
Bottensubstrat, siktdjup m.m.	15	Integrerade klorofyllvärden (HOME)	hm_chlimn (medel), hm_chlim10 (min), hm_chlim90 (max)
	16	Bottensubstrat i två olika detaljgrader	SGU_substrat_1_100.shp SGU_substrat_1_500.shp
	17	Siktdjup	secchi_dpt
Antropogena påverkanslager	18	Vågexponering	swm_wh
	19	Tätbebyggda områden	tatbebygg
	20	Potentiellt förorenade områden	pfo_avst
	21	Marin yrkestrafik	traf

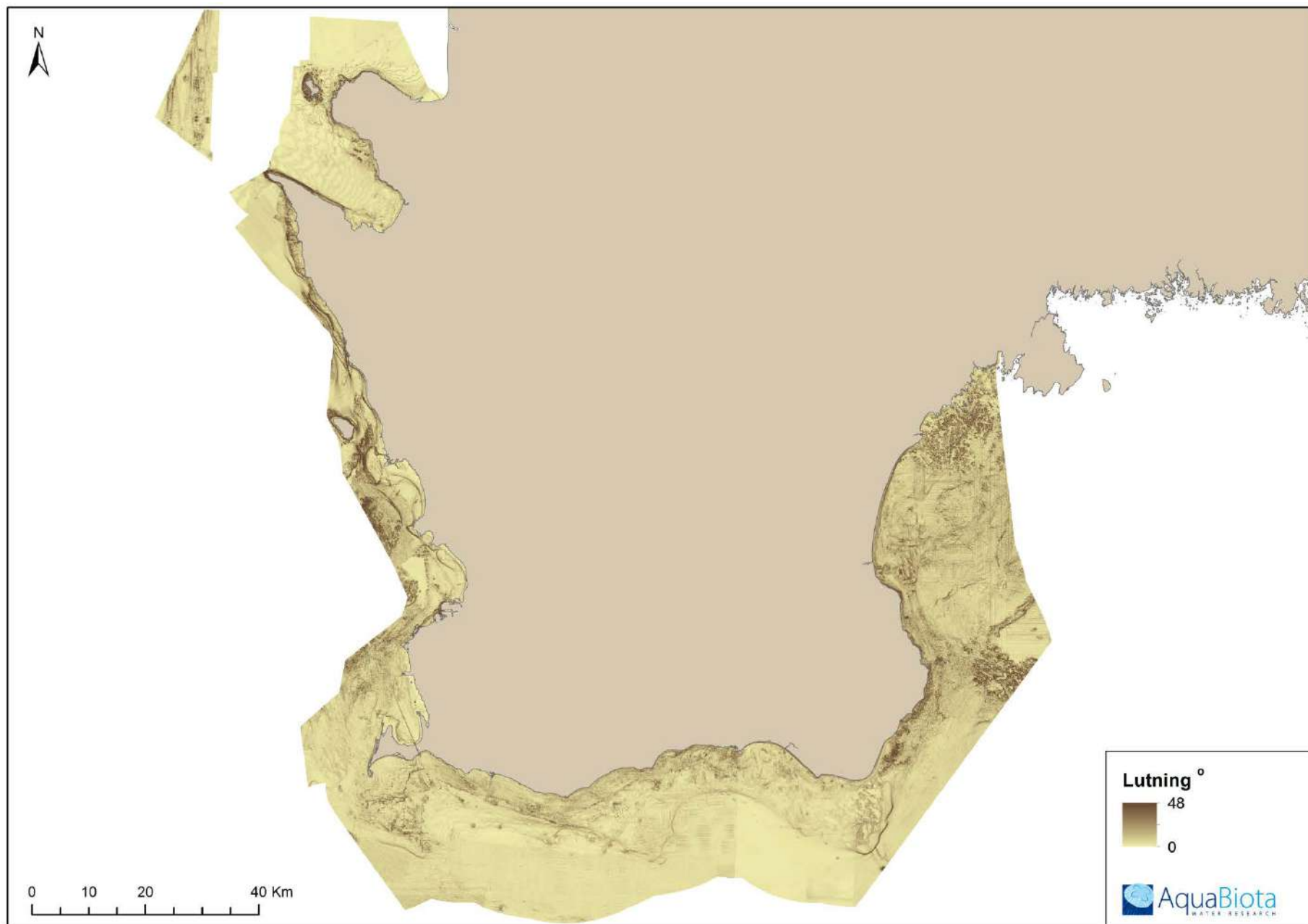
*Fria att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (referens 13-02136)

Djup och djupderivat

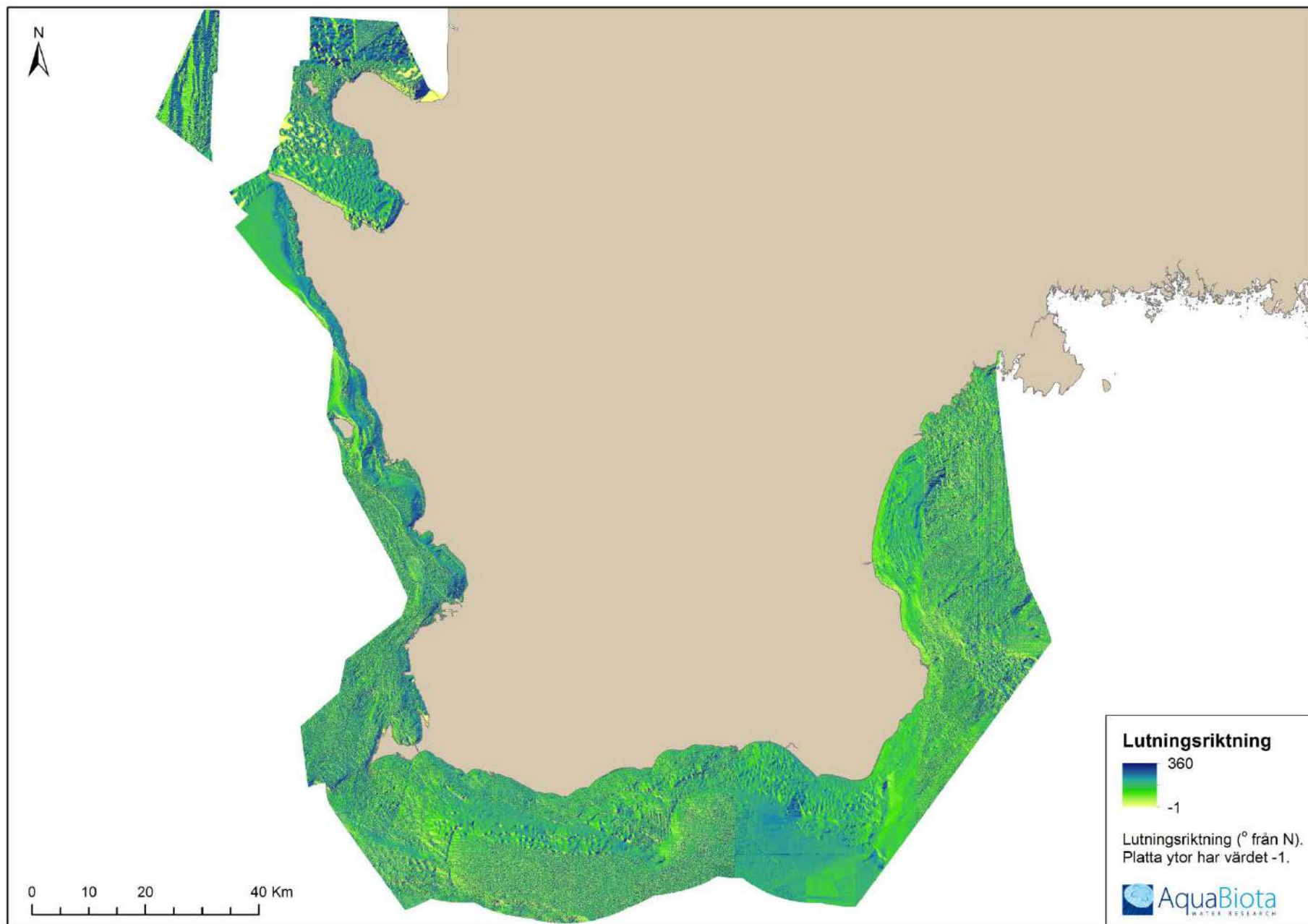
Här presenteras kartor över djup och de djupderivat som skapats från djupgridden.



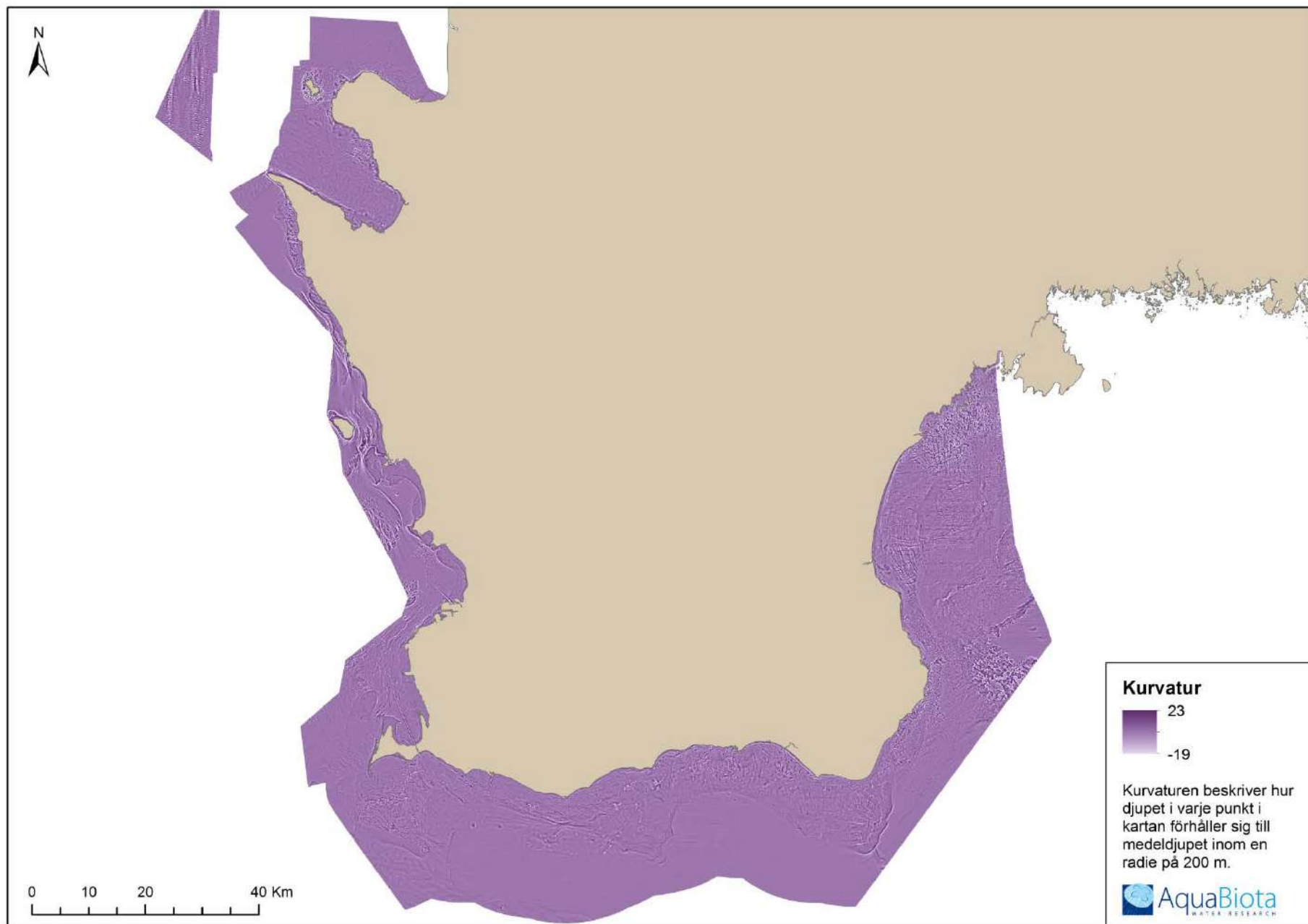
Figur 1. Interpolerad djupgrid skapad av djupdata från Sjöfartsverkets databas.



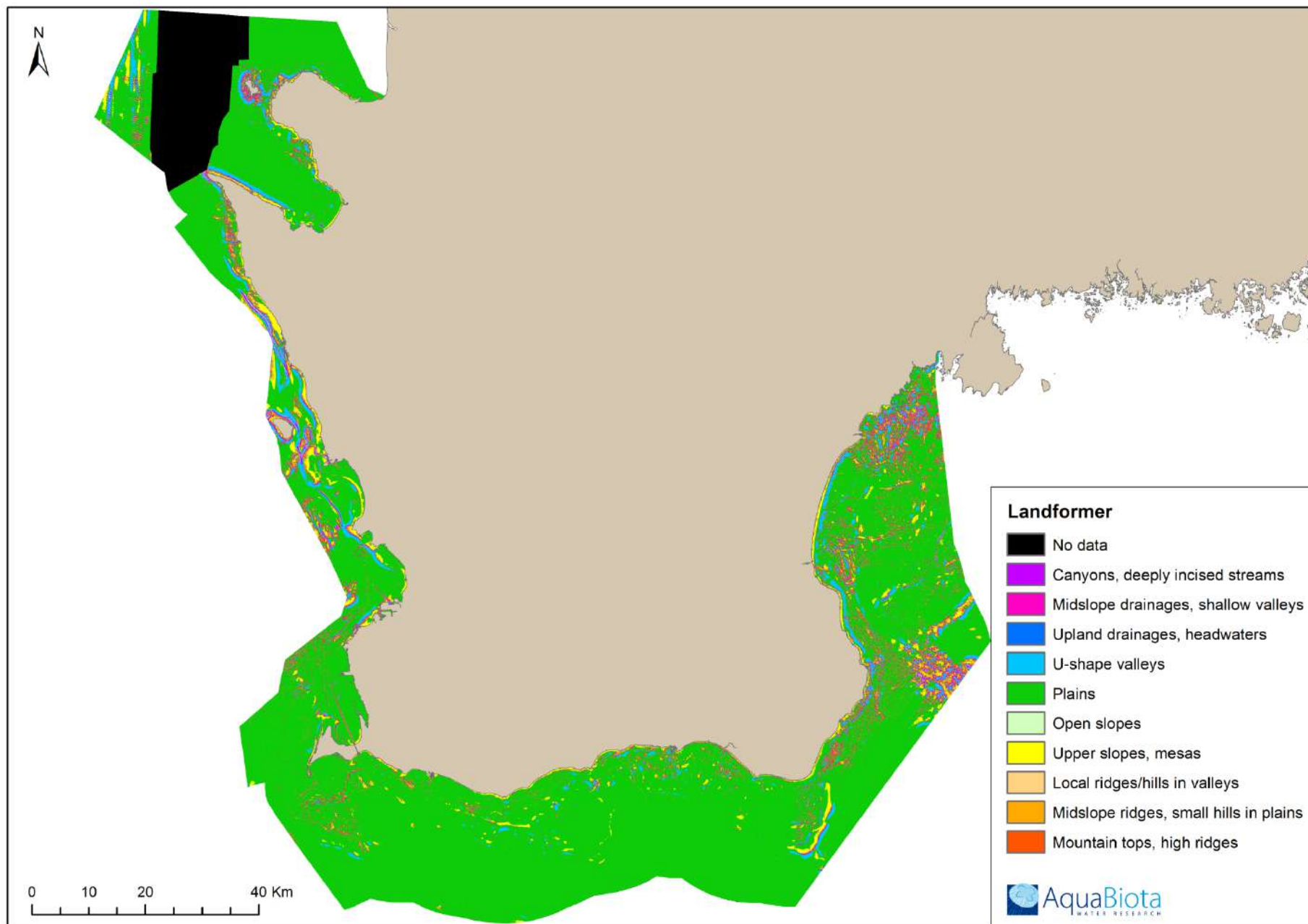
Figur 2. Bottnens lutning beräknad från den interpolerade djupgriddan. Noll grader betecknar en helt vågrät yta och 90 grader en lodrät yta.



Figur 3. Bottnens lutningsriktning/vinkel i grader från norr, beräknad från den interpolerade djupgriddan.



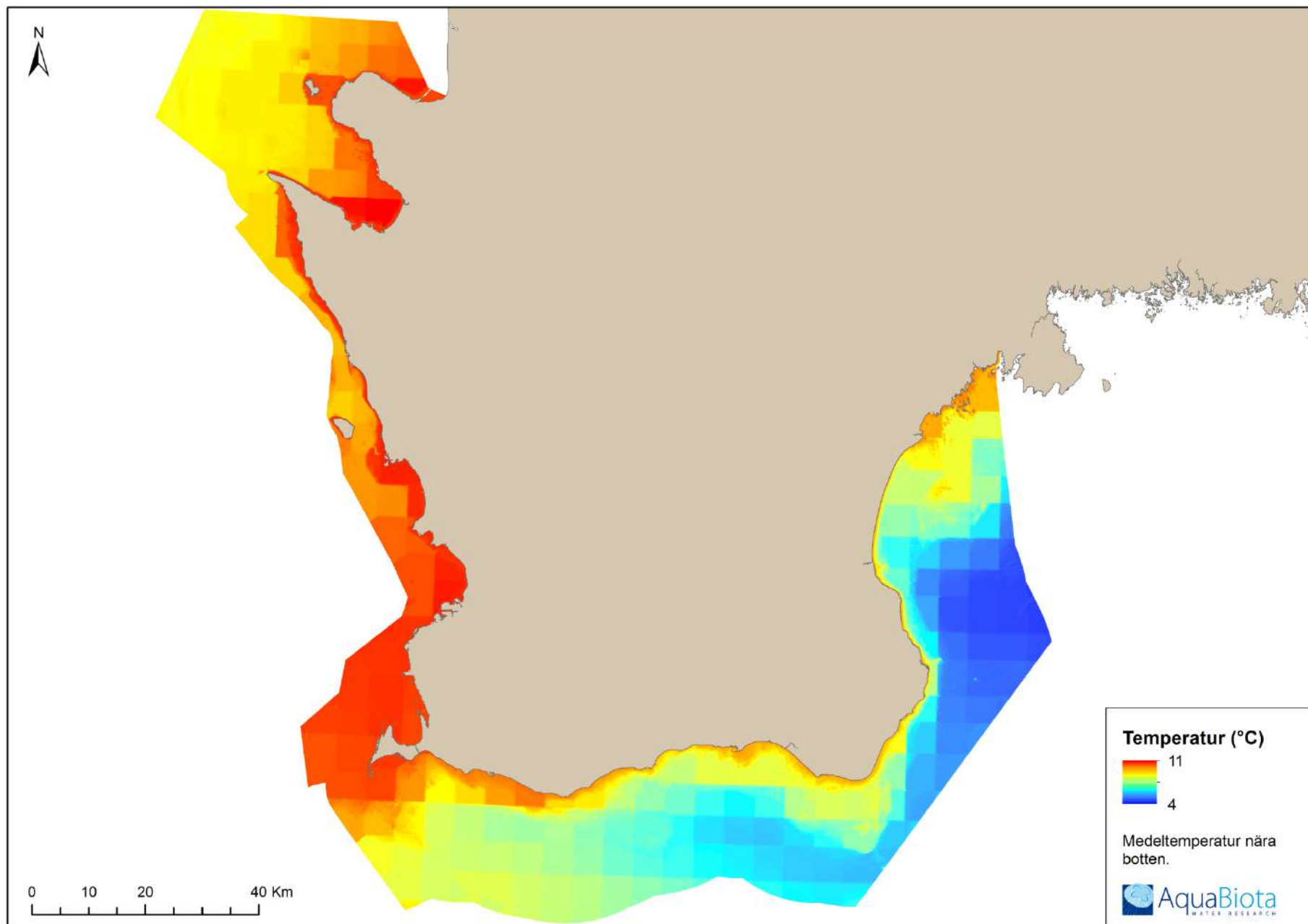
Figur 4. Kurvatur beräknad från den interpolerade djupgriddan. Negativa värden är sänkor och positiva är kullar.



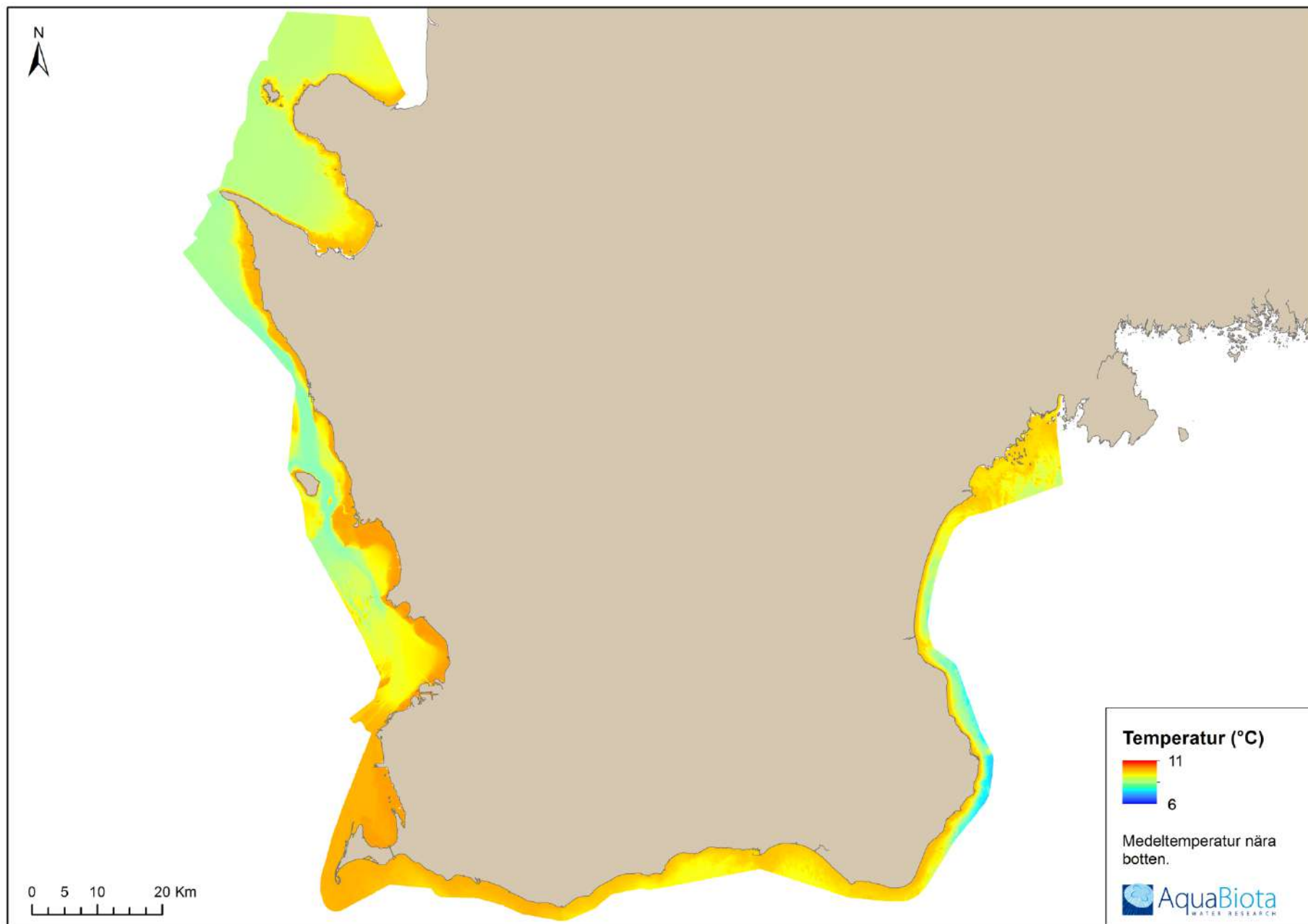
Figur 5. Landformsklassning baserad på djupgridden.

Hydrografiska miljövariabler

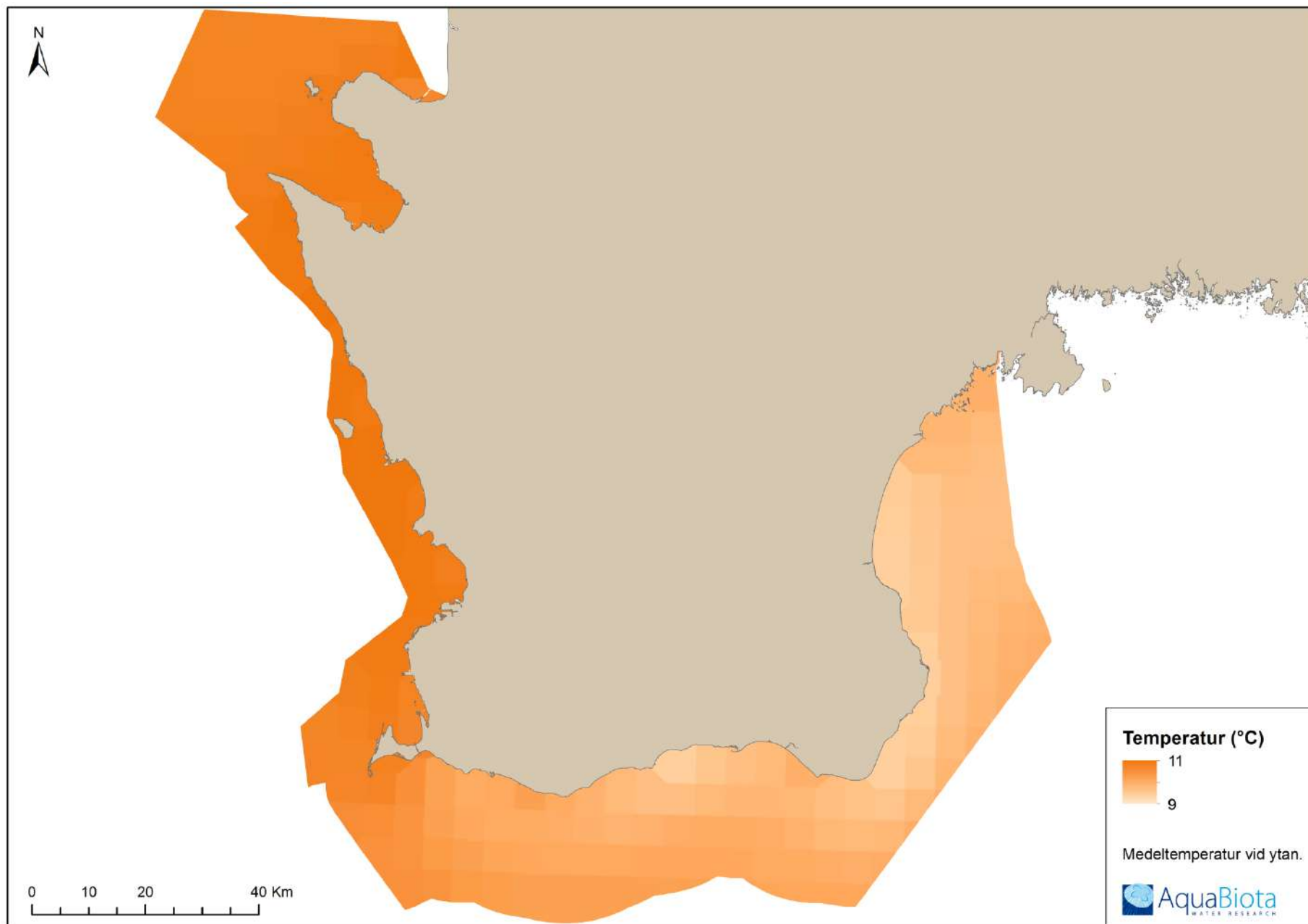
Här presenteras kartor över hydrografiska miljövariabler såsom temperatur och syrehalt. De oceanografiska variablerna baseras på modeller för vattenflöden som sedan interpolerats till kontinuerliga skikt med hjälp av djupinformationen. Den oceanografiska modellen är en modellnod per delbassäng för skärgården (HOME - täcker kustnära områden, högre upplösning), medan i utsjön ligger noderna med ca 1 km avstånd (HIROMB – även utsjön, lägre upplösning).



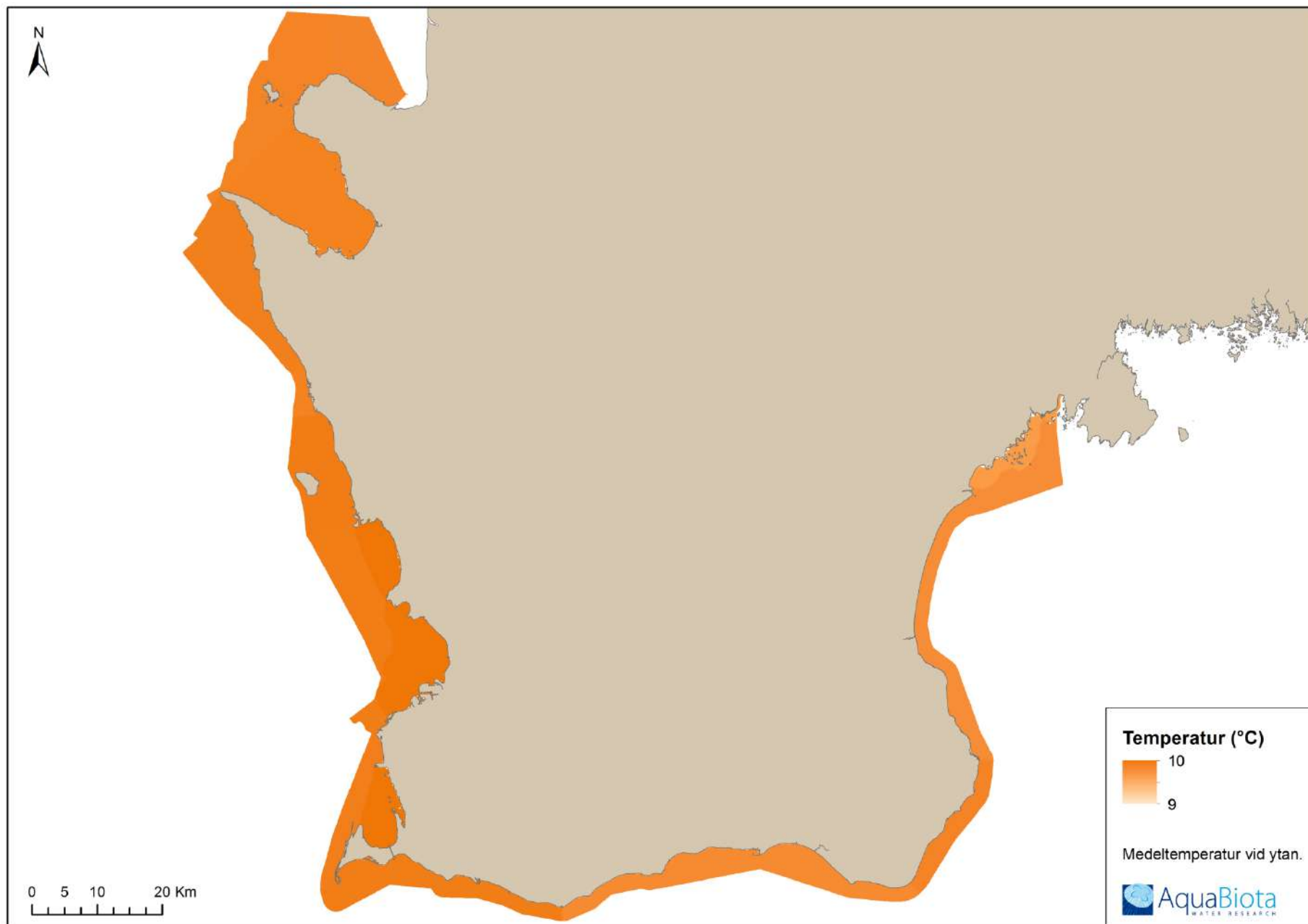
Figur 6. Medeltemperatur nära botten från HIROMB-modellen.



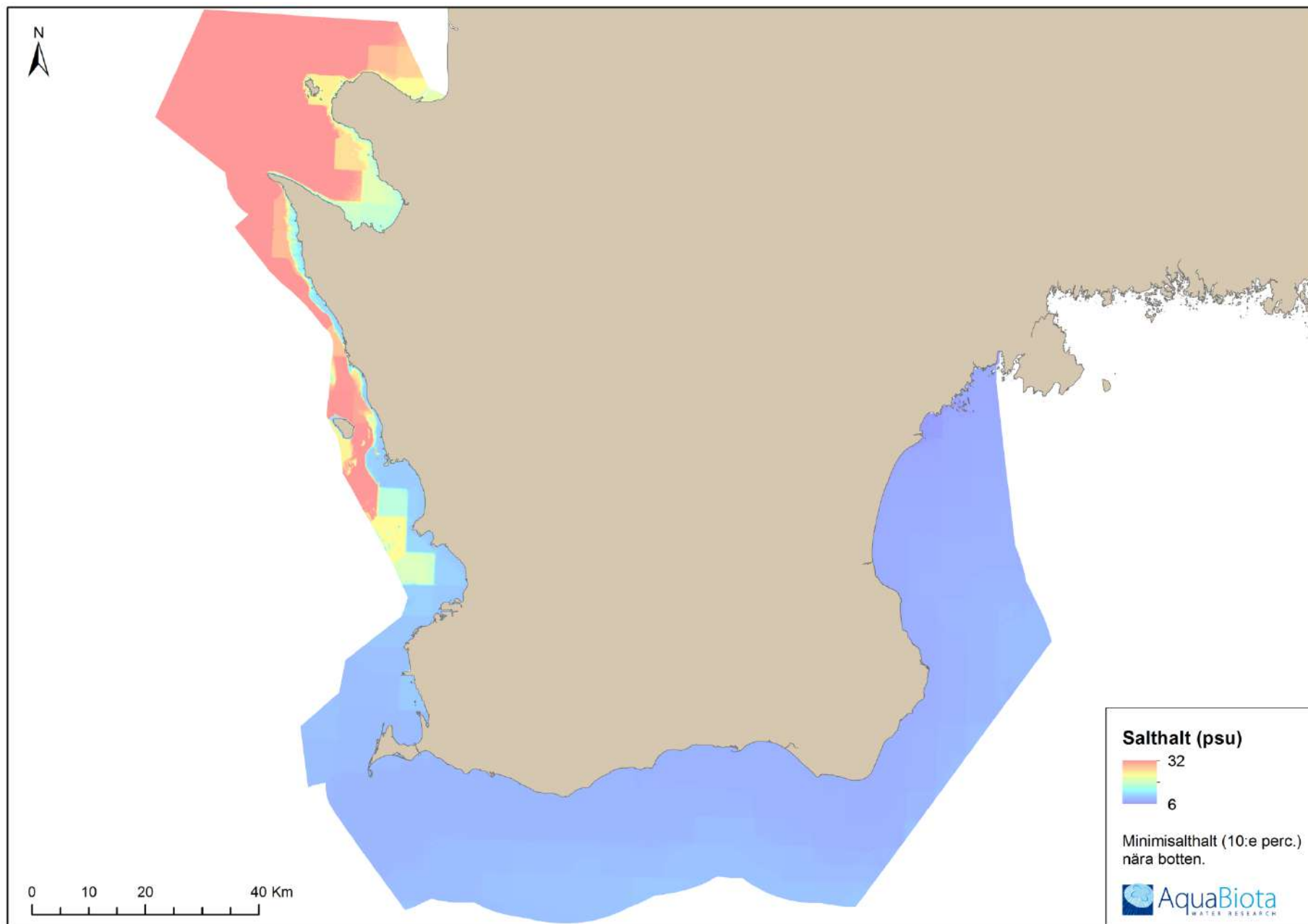
Figur 7. Exempel på temperatur vid botten från HOME-modellen; medelvärde.



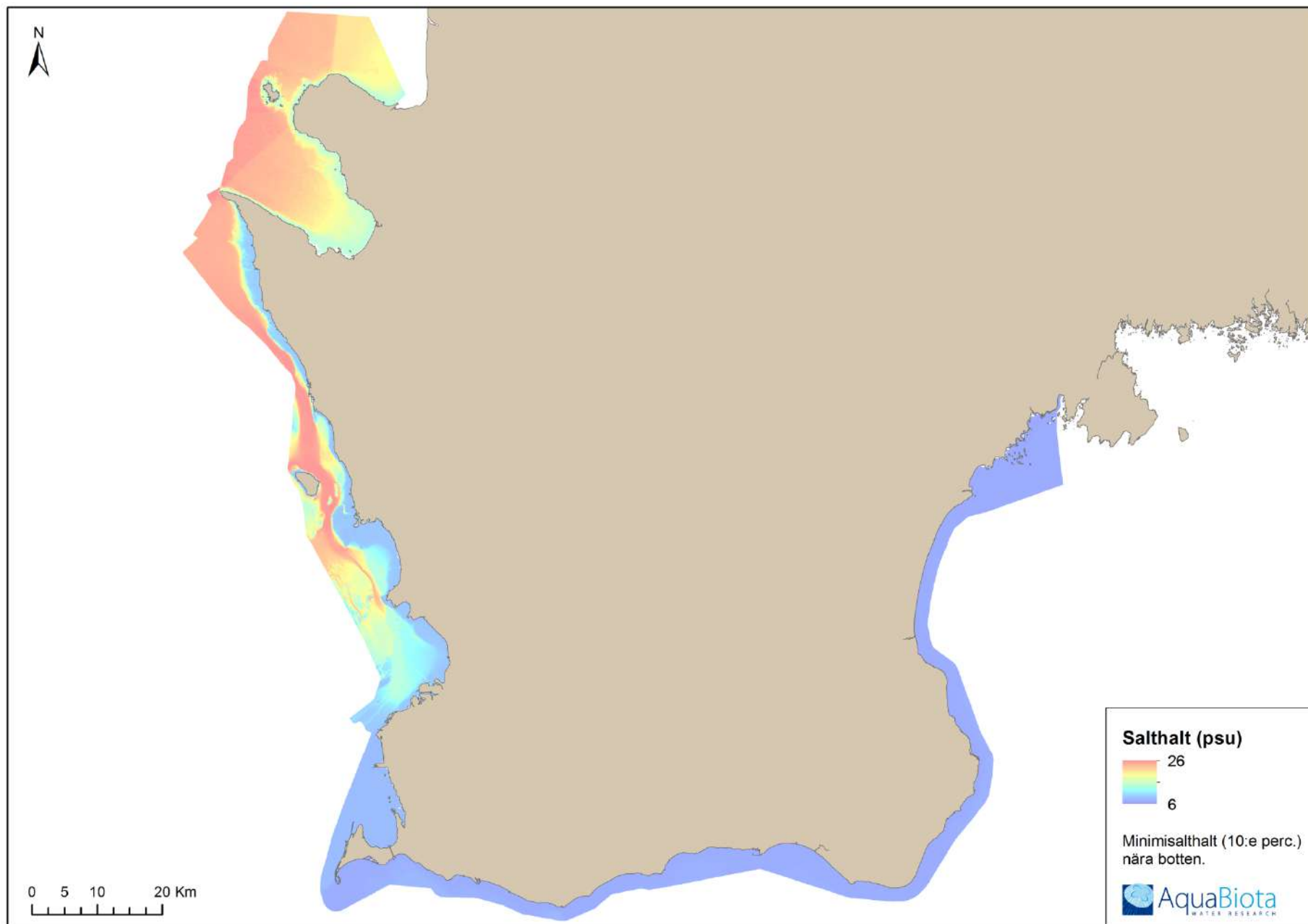
Figur 8. Medeltemperatur vid ytan från HIROMB-modellen.



Figur 9. Exempel på temperatur vid ytan från HOME-modellen; medelvärde.



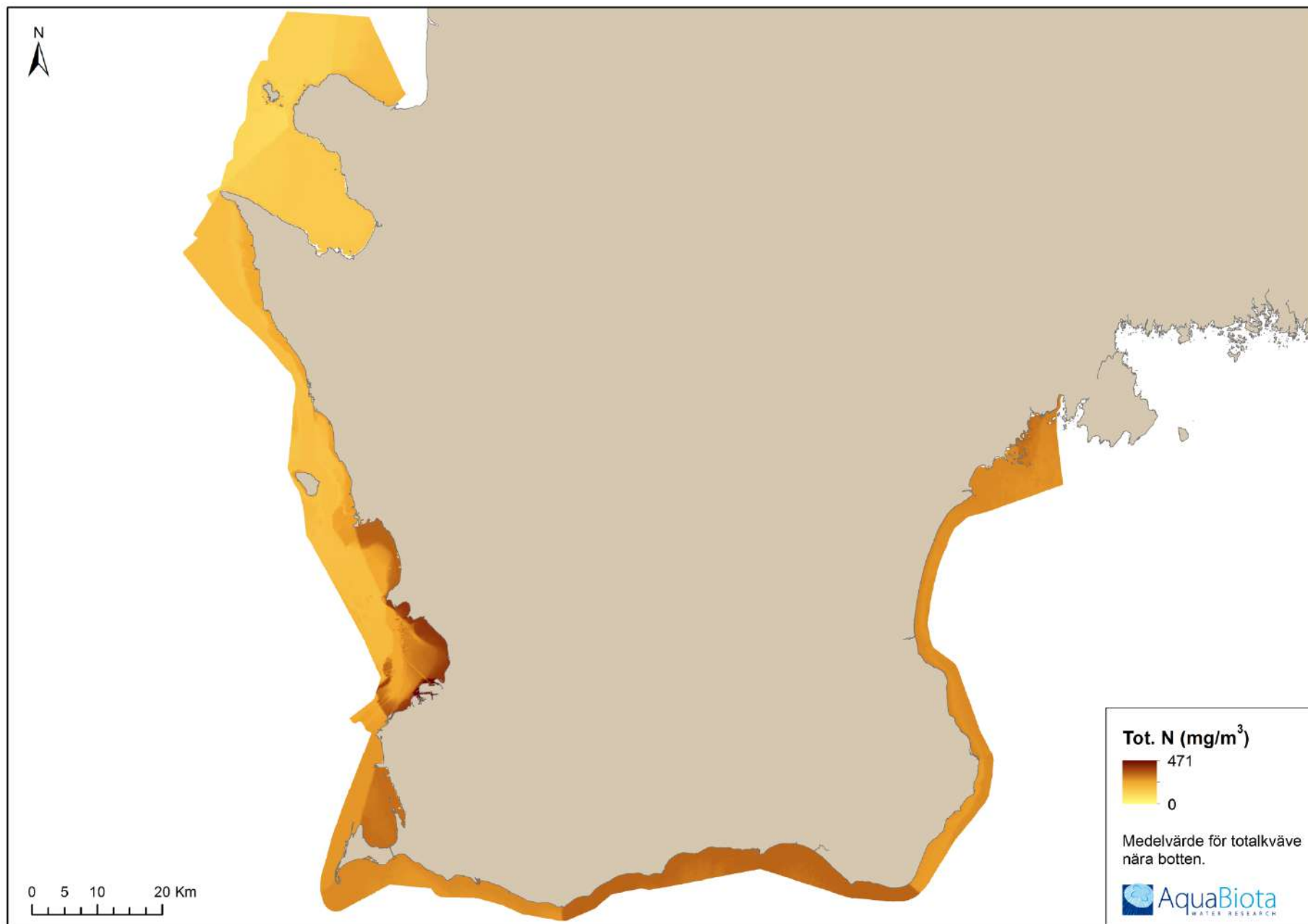
Figur 10. Minimisalthalt (10:e percentilen) nära botten från HIROMB-modellen.



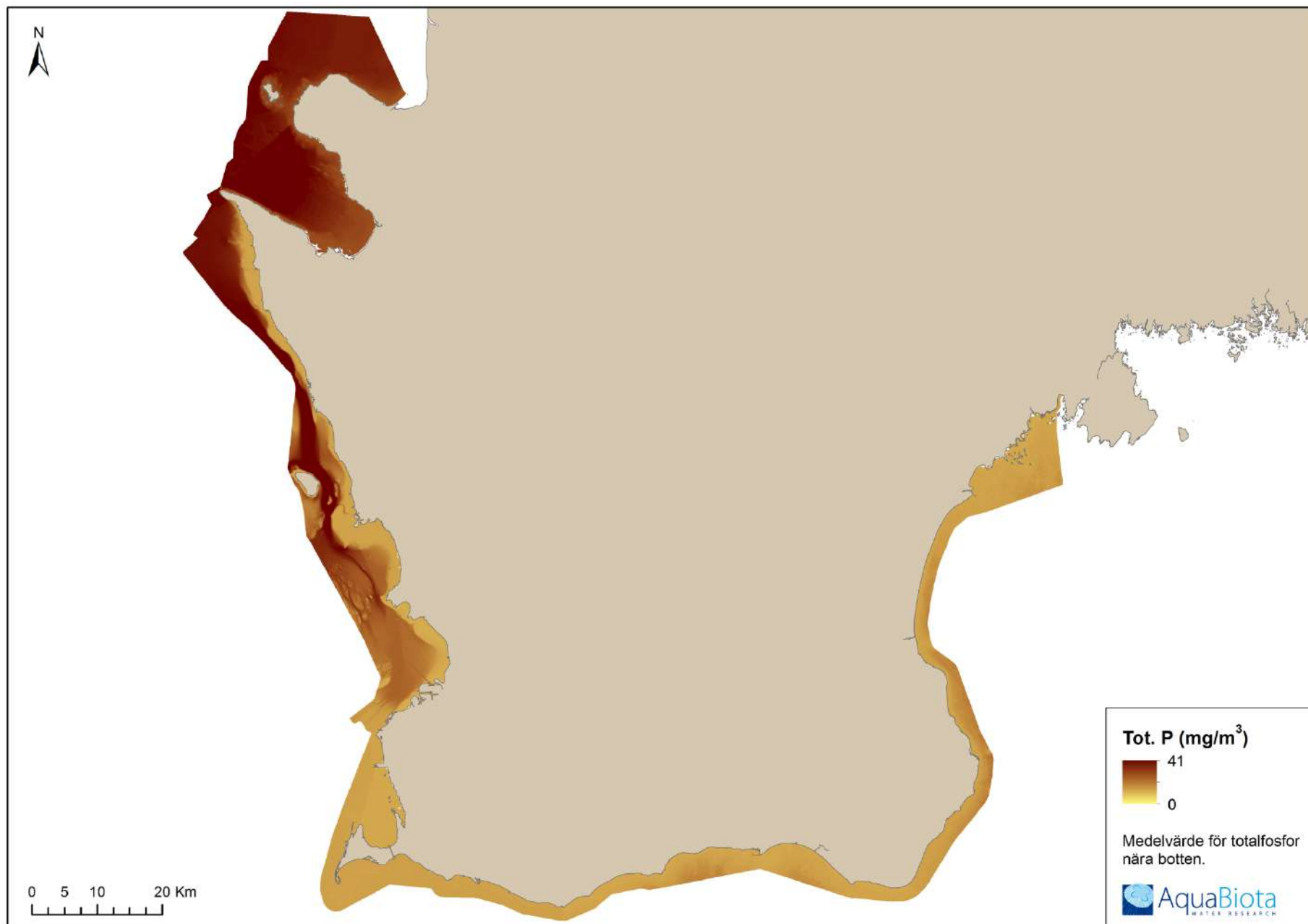
Figur 11. Exempel på salthalt nära botten från HOME-modellen; minimisalthalt (10:e percentilen).



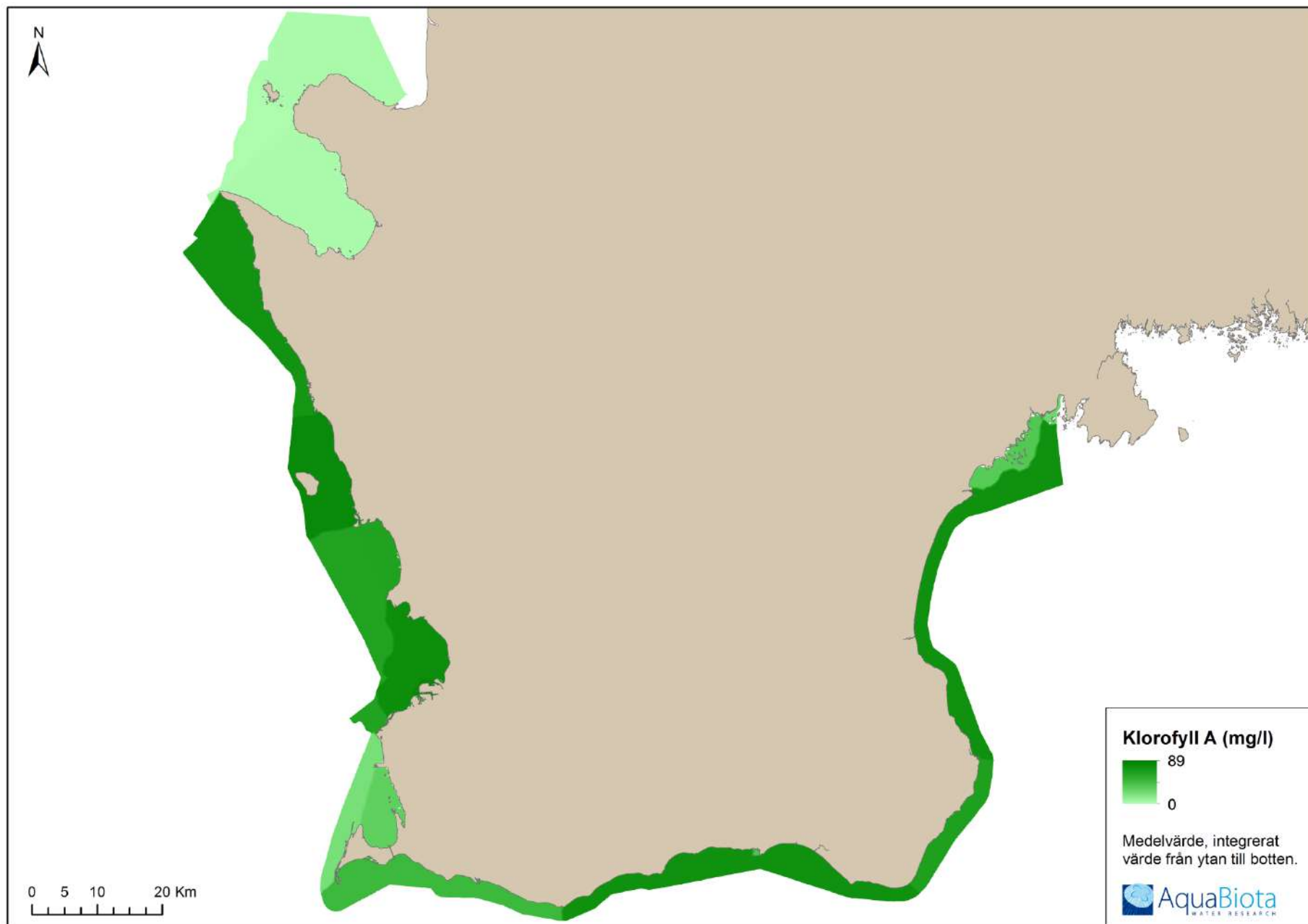
Figur 12. Exempel på salthalt nära botten från HOME-modellen; minimisyrehalt (10:e percentilen).



Figur 13. Medelvärde för totalkväve nära botten från HOME-modellen.

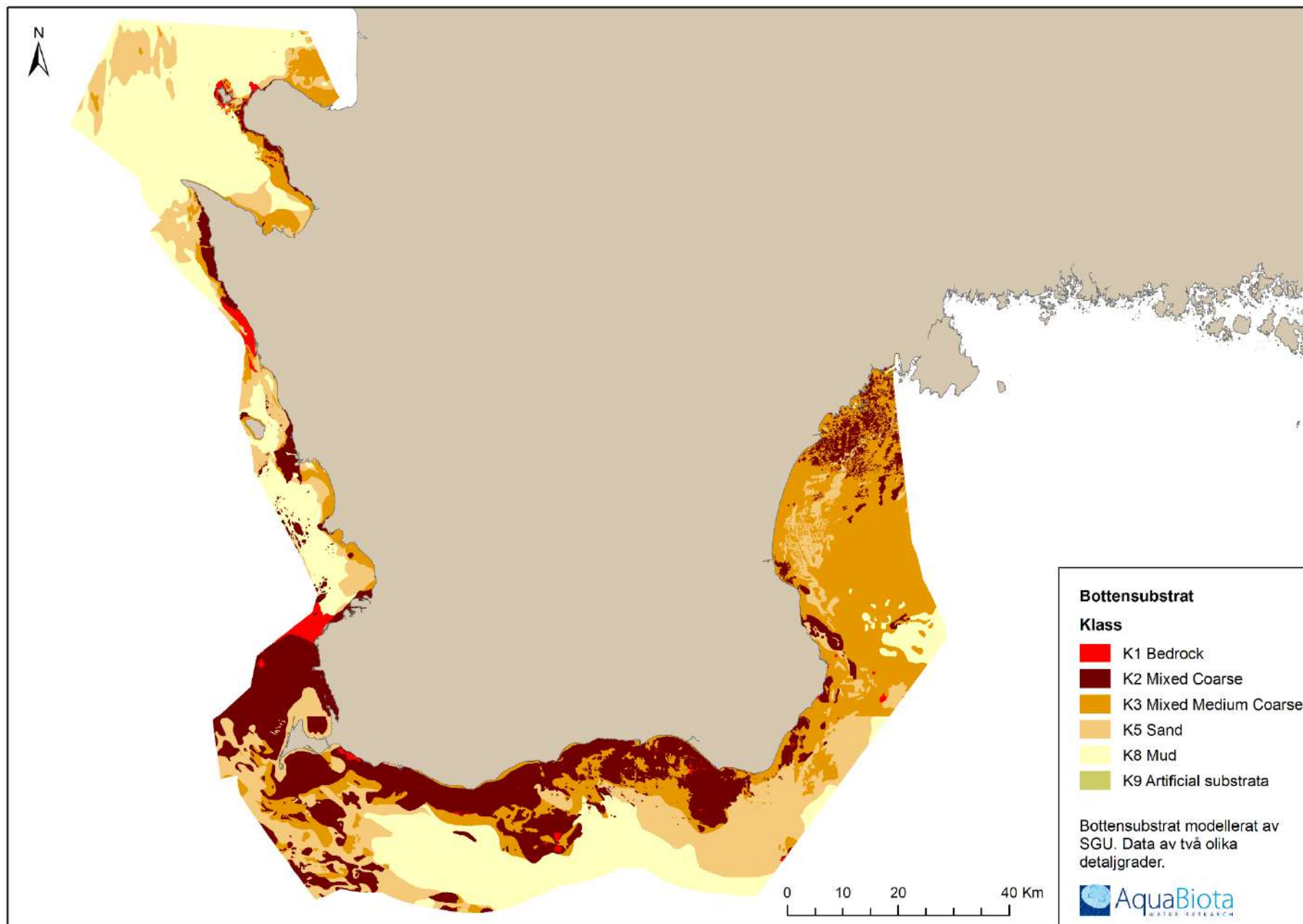


Figur 14. Medelvärde för totalfosfor nära botten från HOME-modellen.

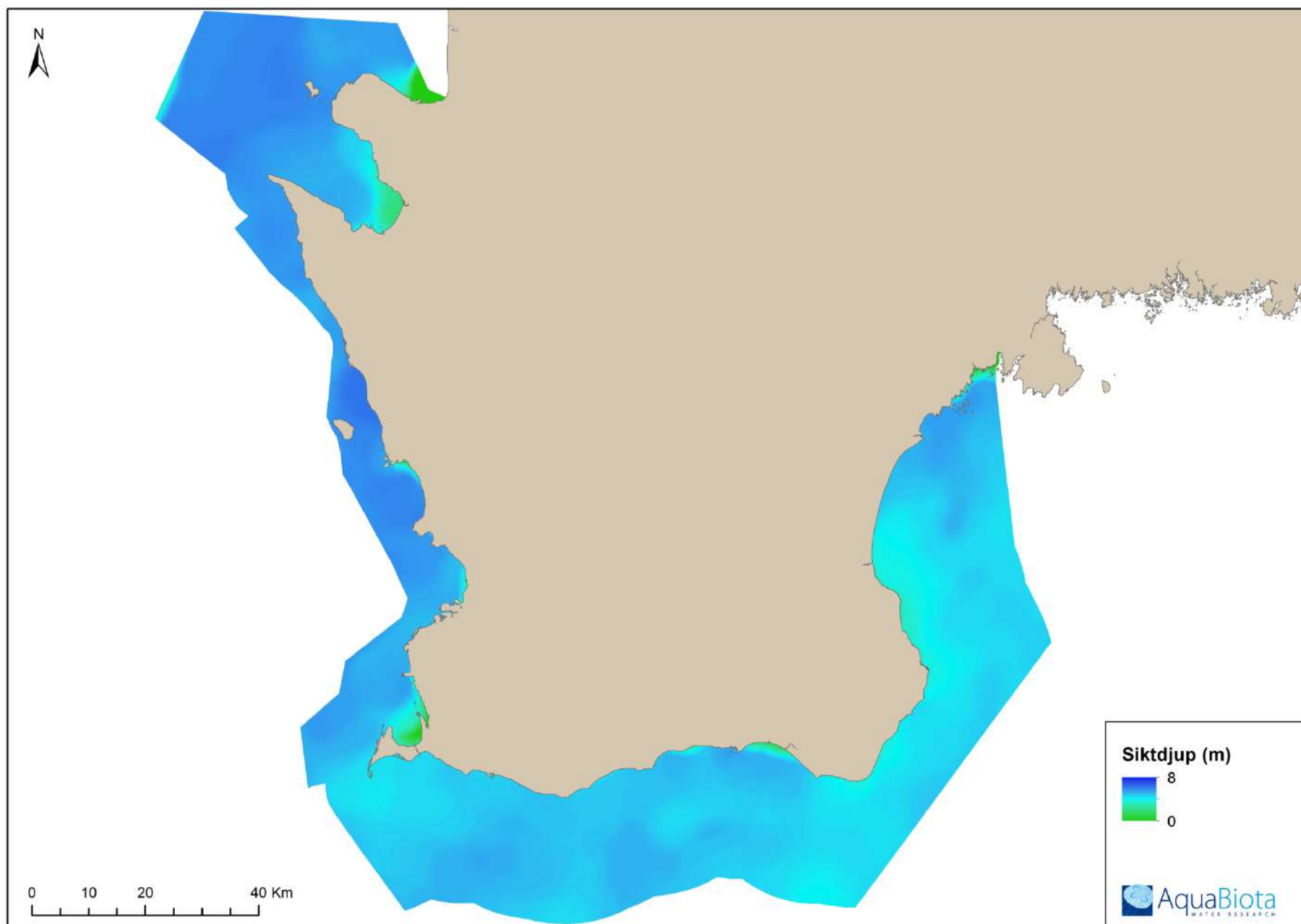


Figur 15. Exempel på klorofyll a, integrerat över hela vattenkolumnen från HOME-modellen; medelvärde.

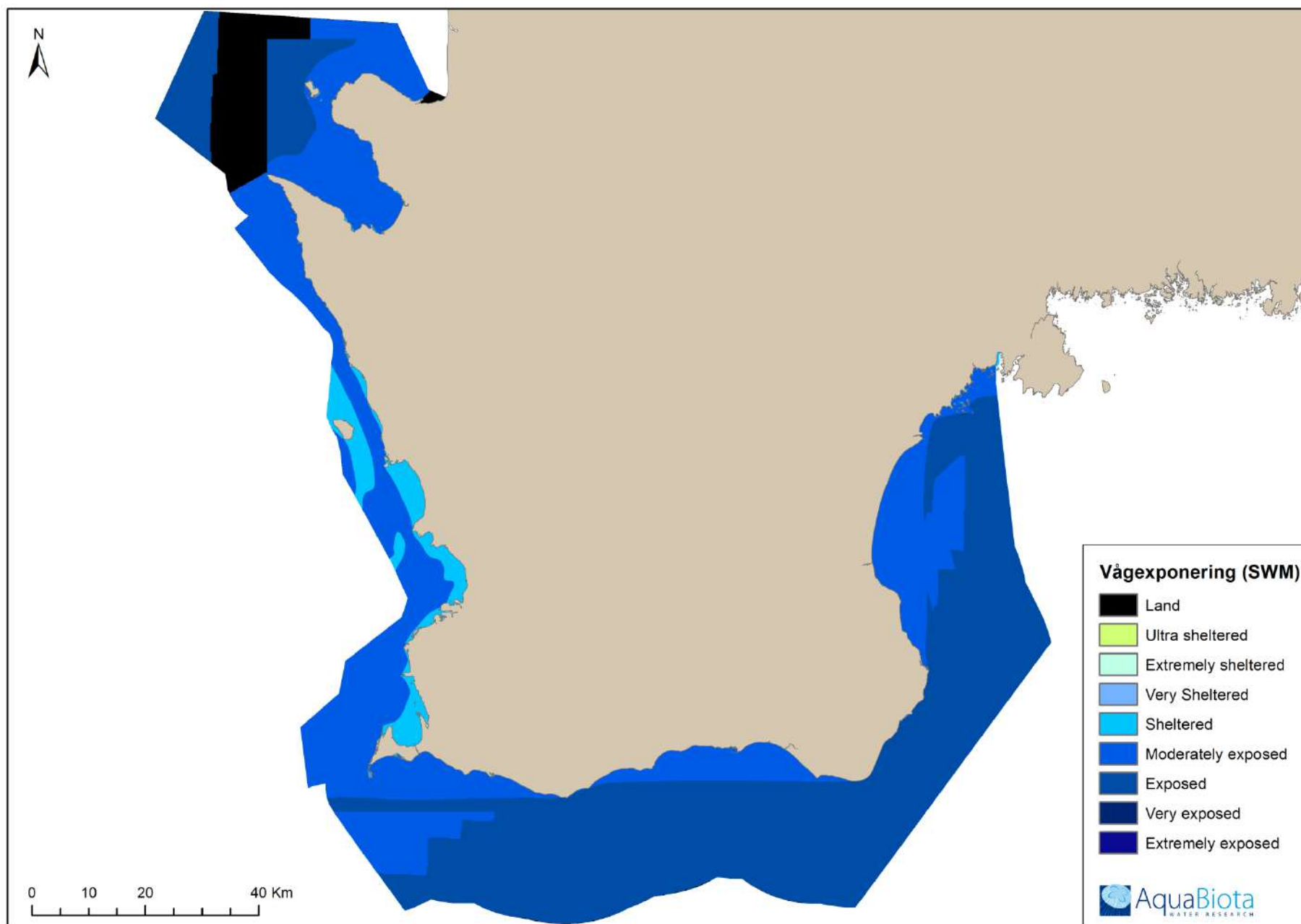
Bottensubstrat, siktdjup och vågexponering



Figur 16. Bottensubstrat från SGU. Observera att bottensubstratet är karterat i två olika detaljgrader, varav högst för Skånes ostkust.



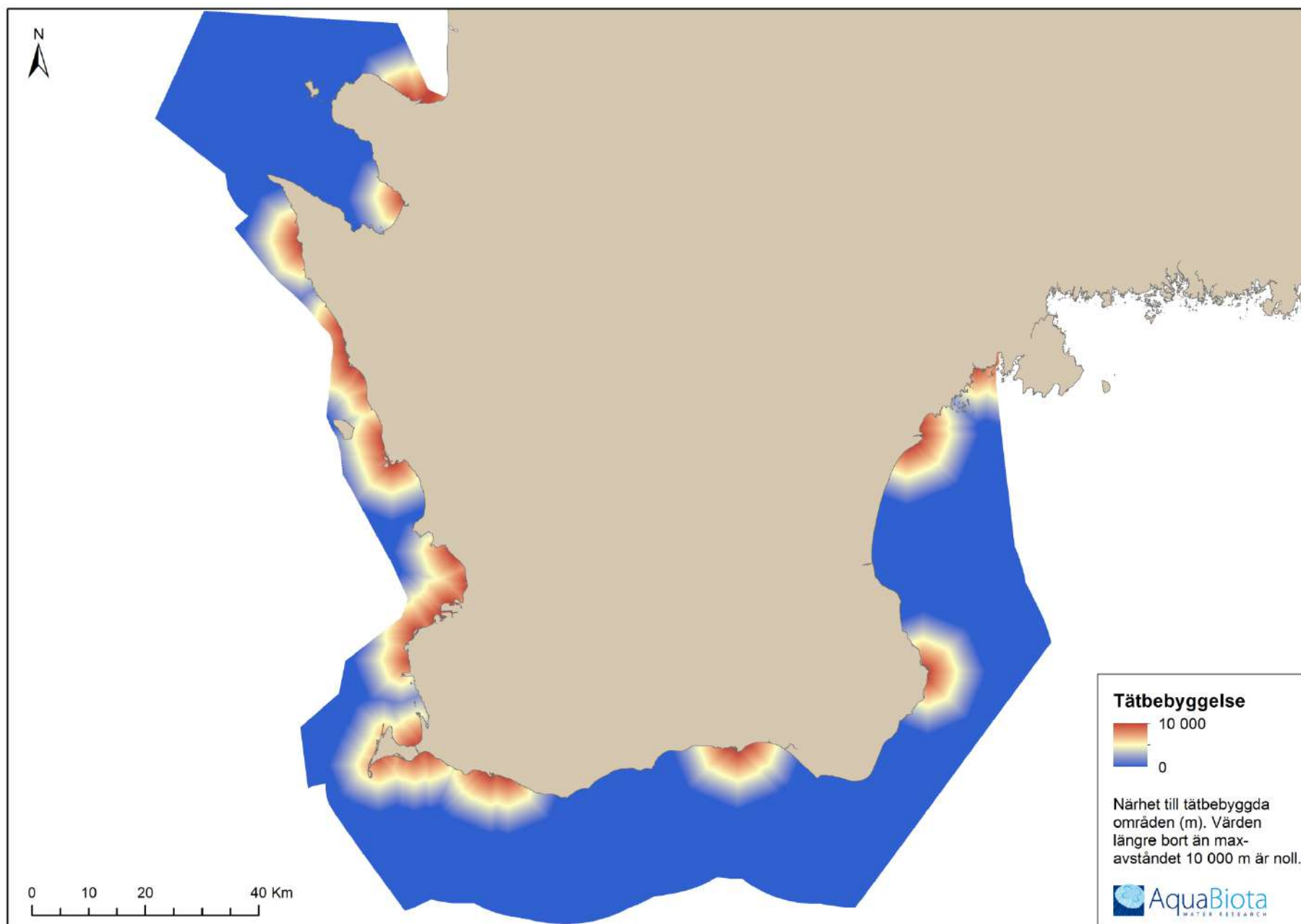
Figur 17. Siktdjup presenterat som Secchi-djup (m) från satellitdata efter medelfiltrering och interpolering.



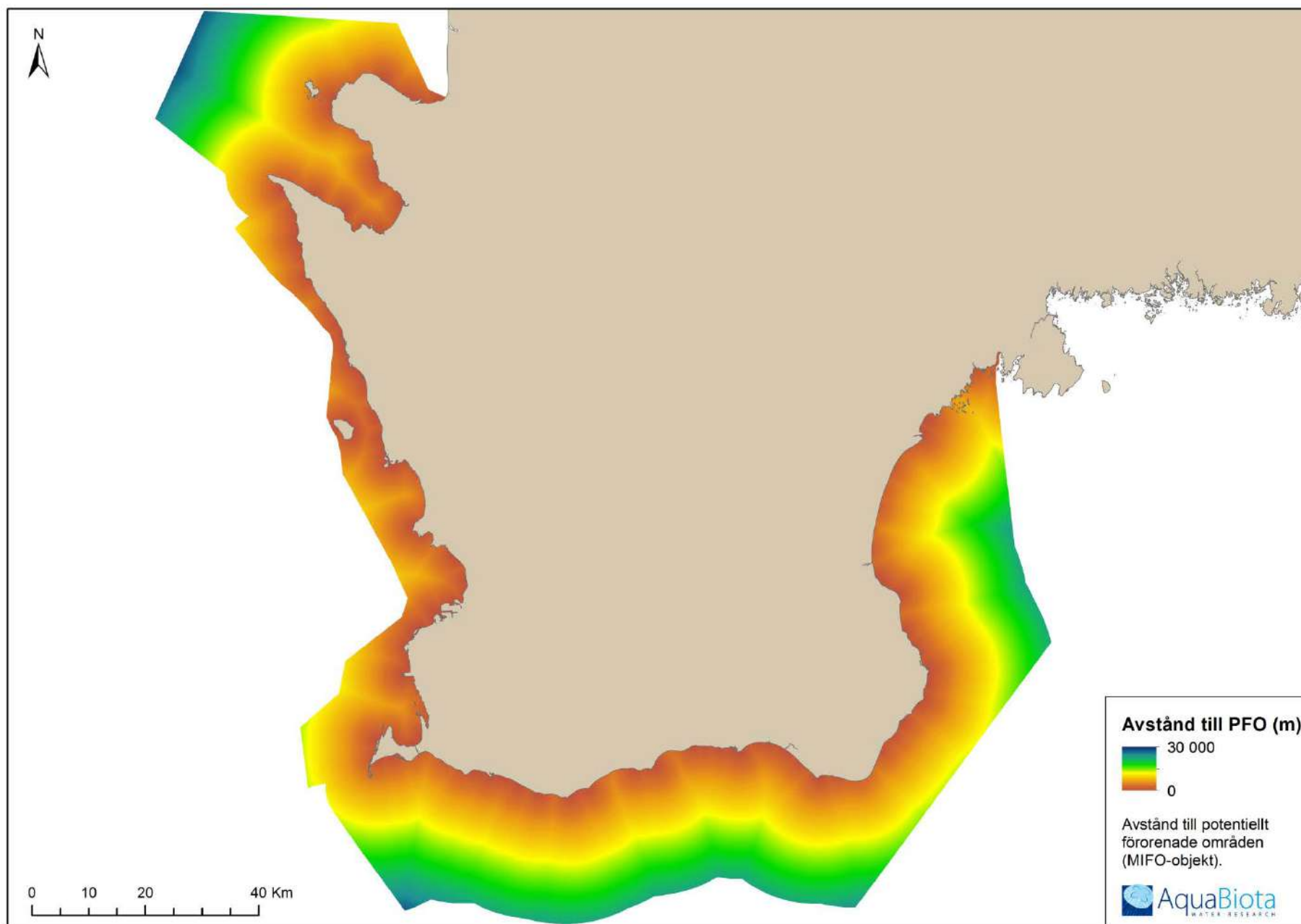
Figur 18. Vågexponering (Simplified Wave Model - SWM).

Antropogena påverkanslager

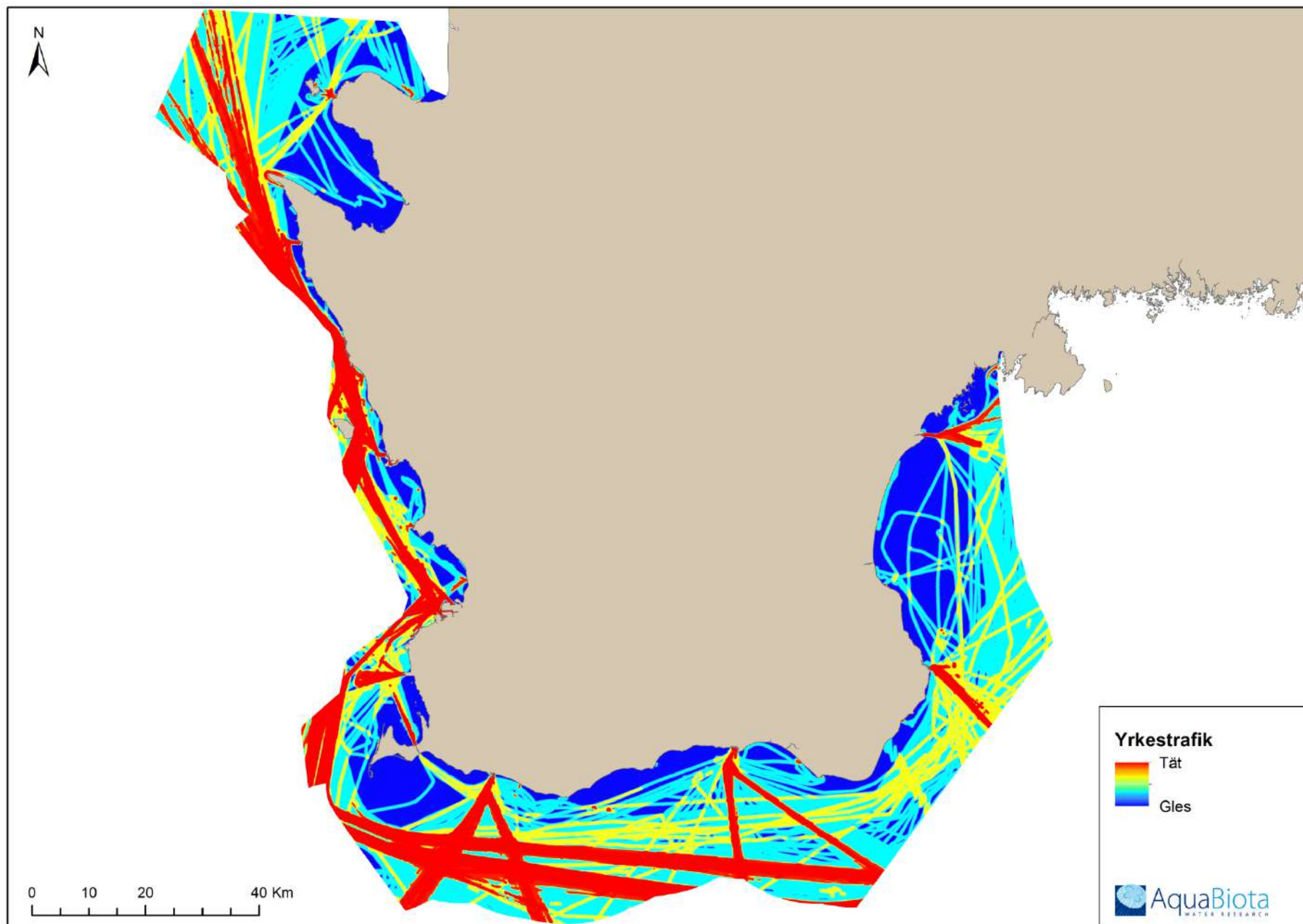
Här presenteras kartor över mänskliga aktiviteter såsom närhet till bebyggelse och potentiellt förorenade områden, samt yrkestrafik.



Figur 19. Närhet till tätbebyggda områden.



Figur 20. Avstånd till potentiellt förorenade områden (PFO).



Figur 21. Marin yrkestrafik.

Bilaga 2 – Predikterade kartor

Denna bilaga innehåller kartor som skapats genom rumslig modellering av bottenlevande växter och djur.

Redaktör för denna bilaga: Carolina Enhus

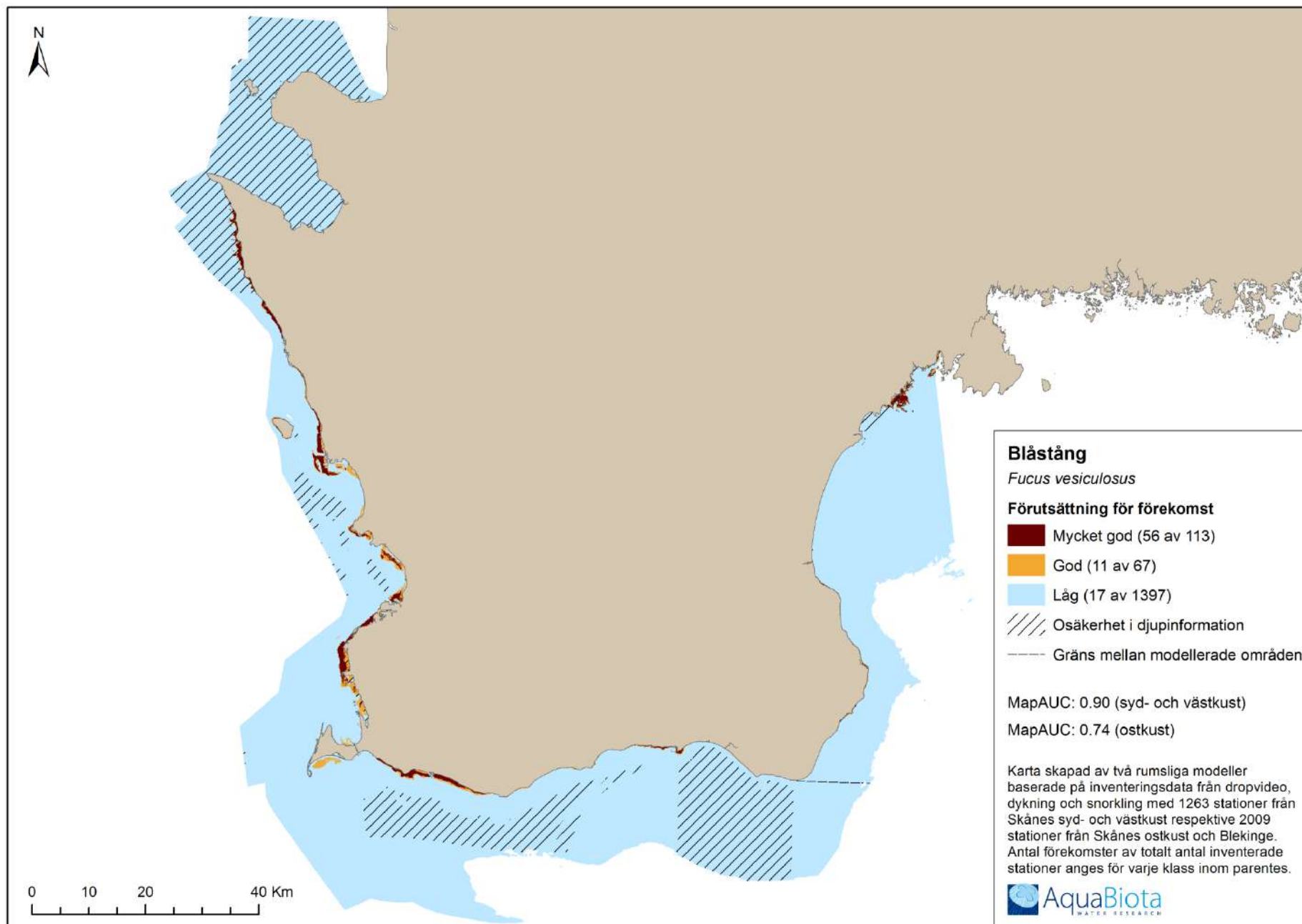
Bottenlevande växter, samt blåmussla

Kartor över predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande växter presenteras för makroalger och kärlväxter, samt för blåmussla, sandmask och vanlig sjöstjärna.

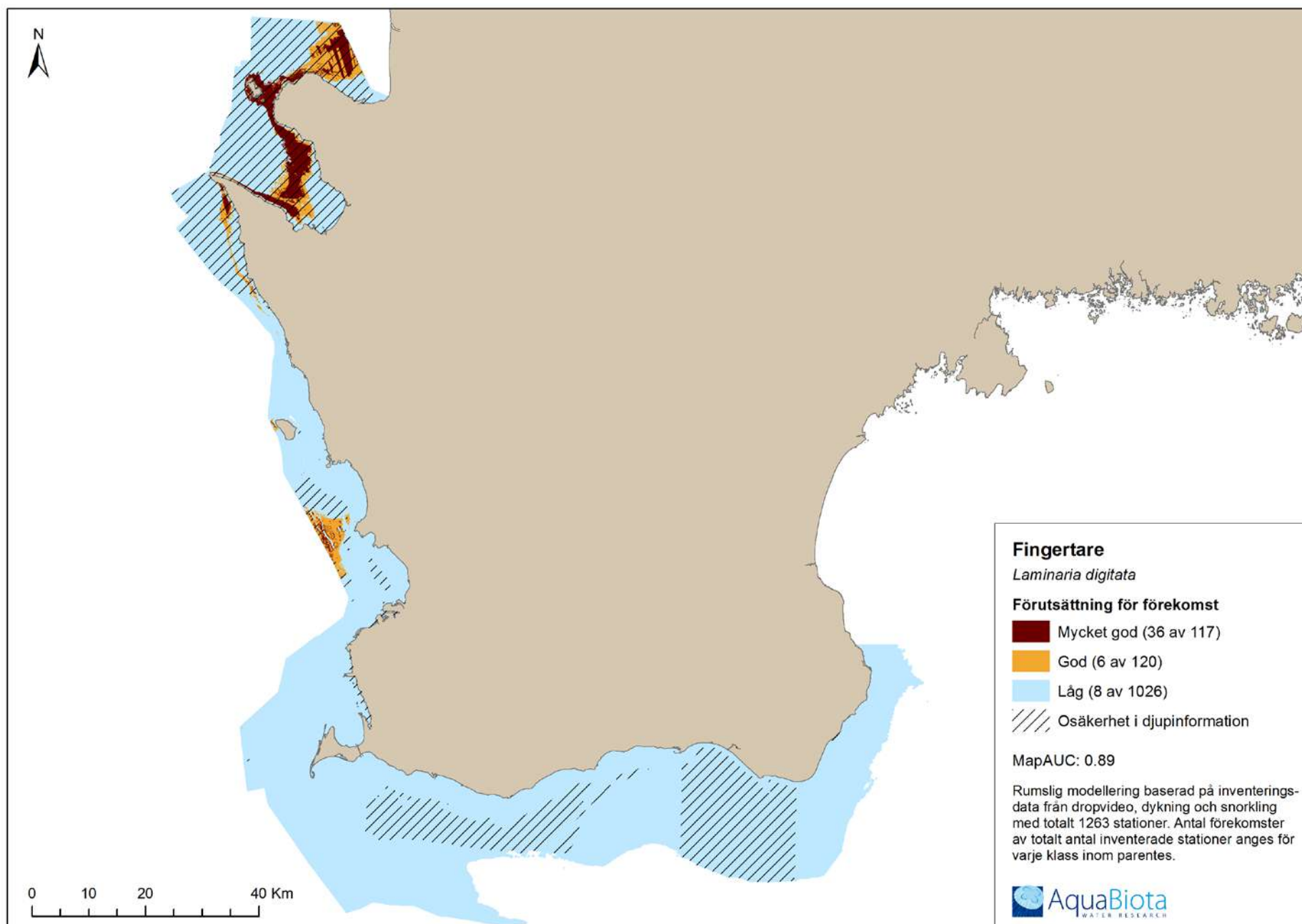
	Figur	Svenskt namn	Latinskt namn	Täcknings- grad %	Filnamn*
Brunalger	1	Blåstång	<i>Fucus vesiculosus</i>	> 0	AqB_hela_M_Fucus_vesiculosus_PA
	2	Fingertare	<i>Laminaria digitata</i>	> 0	AqB_M_Laminaria_digitata_PA
	3	Skräppetare	<i>Saccharina latissima</i>	> 0	AqB_M_Saccharina_latissima_PA
	4	Skräppetare	<i>Saccharina latissima</i>	≥ 10	AqB_M_Saccharina_latissima_PA10
	5	Skräppetare	<i>Saccharina latissima</i>	≥ 25	AqB_M_Saccharina_latissima_PA25
	6	Sudare	<i>Chorda filum</i>	> 0	AqB_hela_M_Chorda_filum_PA
	7	Sågtång	<i>Fucus serratus</i>	> 0	AqB_hela_M_Fucus_serratus_PA
	8	Sågtång	<i>Fucus serratus</i>	≥ 10	AqB_M_Fucus_serratus_PA10
	9	Sågtång	<i>Fucus serratus</i>	≥ 25	AqB_M_Fucus_serratus_PA25
	10	Trådslick/molnslick	<i>Ectocarpus siliculosus</i> / <i>Pylaiella littoralis</i>	> 0	AqB_hela_M_Ectocarpus_Pylaiella_PA
Rödalger	11	Ekblading	<i>Phycodrys rubens</i>	> 0	AqB_M_Phycodrys_rubens_PA
	12	Fintrådiga rödalger		> 0	AqB_hela_M_Filamentous_red_algae_PA
	13	Fintrådiga rödalger		≥ 10	AqB_M_Filamentous_red_algae_PA
	14	Fintrådiga rödalger		≥ 25	AqB_M_Filamentous_red_algae_PA
	15	Gaffelnervblad	<i>Membranoptera alata</i>	> 0	AqB_M_Membranoptera_alata_PA
	16	Havsrör	<i>Ahnfeltia plicata</i>		AqB_M_Ahnfeltia_plicata_PA
	17	Icke-fintrådiga perenna rödalger		> 0	AqB_M_Nonfilamentous_perennial_red_algae_PA
	18	Icke-fintrådiga perenna rödalger		≥ 10	AqB_M_Nonfilamentous_perennial_red_algae_PA10
	19	Icke-fintrådiga perenna rödalger		≥ 25	AqB_M_Nonfilamentous_perennial_red_algae_PA25
	20	Kräkel	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	> 0	AqB_hela_M_Furcellaria_lumbricalis_PA
	21	Kräkel	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	≥ 10	AqB_hela_M_Furcellaria_lumbricalis_PA10
	22	Kräkel	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	≥ 25	AqB_hela_M_Furcellaria_lumbricalis_PA25
	23	Ribbeblad	<i>Delesseria sanguinea</i>	> 0	AqB_M_Delesseria_sanguinea_PA
	24	Rödblad	<i>Coccotylus truncatus</i> / <i>Phyllophora pseudoceranoidea</i>	> 0	AqB_hela_M_Coccotylus_Phyllophora_PA
	25	Rödlickar	<i>Polysiphonia</i> spp.	> 0	AqB_M_Polysiphonia_spp_PA
	26	Släken	<i>Ceramium</i> spp.	> 0	AqB_M_Ceramium_spp_PA
Grönalg	34	Bergborsting	<i>Cladophora rupestris</i>	> 0	AqB_M_Cladophora_rupestris_PA

	Figur	Svenskt namn	Latinskt namn	Täcknings- grad %	Filnamn*
Makroalger	27	Epifytiska fintrådiga alger		> 0	AqB _M_Filamentous_algae_epiphytic_PA
	28	Icke-fintrådiga perenna makroalger		> 0	AqB _M_Nonfilamentous_perennial_macroalgae_PA
	29	Icke-fintrådiga perenna makroalger		≥ 10	AqB _M_Nonfilamentous_perennial_macroalgae_PA10
	30	Icke-fintrådiga perenna makroalger		≥ 25	AqB _M_Nonfilamentous_perennial_macroalgae_PA25
	31	Perenna makroalger		> 0	AqB_hela_M_Perennial_macroalgae_PA
	32	Perenna makroalger		≥ 10	AqB _M_Perennial_macroalgae_PA10
	33	Perenna makroalger		≥ 25	AqB _M_Perennial_macroalgae_PA25
Kärlväxter	35	Borstnate	<i>Stuckenia pectinata</i>	≥ 10	AqB_hela_M_Stuckenia_pectinata_PA
	36	Höga undervattenskärlväxter		> 0	AqB_hela_M_High_submerged_vascular_plants_PA
	37	Höga undervattenskärlväxter		≥ 10	AqB_hela_M_High_submerged_vascular_plants_PA10
	38	Höga undervattenskärlväxter		≥ 25	AqB_hela_M_High_submerged_vascular_plants_PA25
	39	Undervattenskärlväxter		> 0	AqB _M_Submerged_vascular_plants_PA
	40	Ålgräs	<i>Zostera marina</i>	> 0	AqB_hela_M_Zostera_marina_PA
	41	Ålgräs	<i>Zostera marina</i>	≥ 10	AqB_hela_M_Zostera_marina_PA10
Blåmussla	42	Ålgräs	<i>Zostera marina</i>	≥ 25	AqB_hela_M_Zostera_marina_PA25
	43	Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	> 0	AqB_hela_M_Mytilus_edulis_PA
	44	Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	≥ 10	AqB_hela_M_Mytilus_edulis_PA10
Övriga	45	Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i>	≥ 25	AqB_hela_M_Mytilus_edulis_PA25
	46	Havstulpaner	<i>Balanidae</i>	> 0	AqB _M_Balanidae_PA
	47	Sandmask	<i>Arenicola marina</i>	> 0	AqB _M_Arenicola_marina_PA
	48	Vanlig sjöstjärna	<i>Asterias rubens</i>	> 0	AqB _M_Asterias_rubens_PA

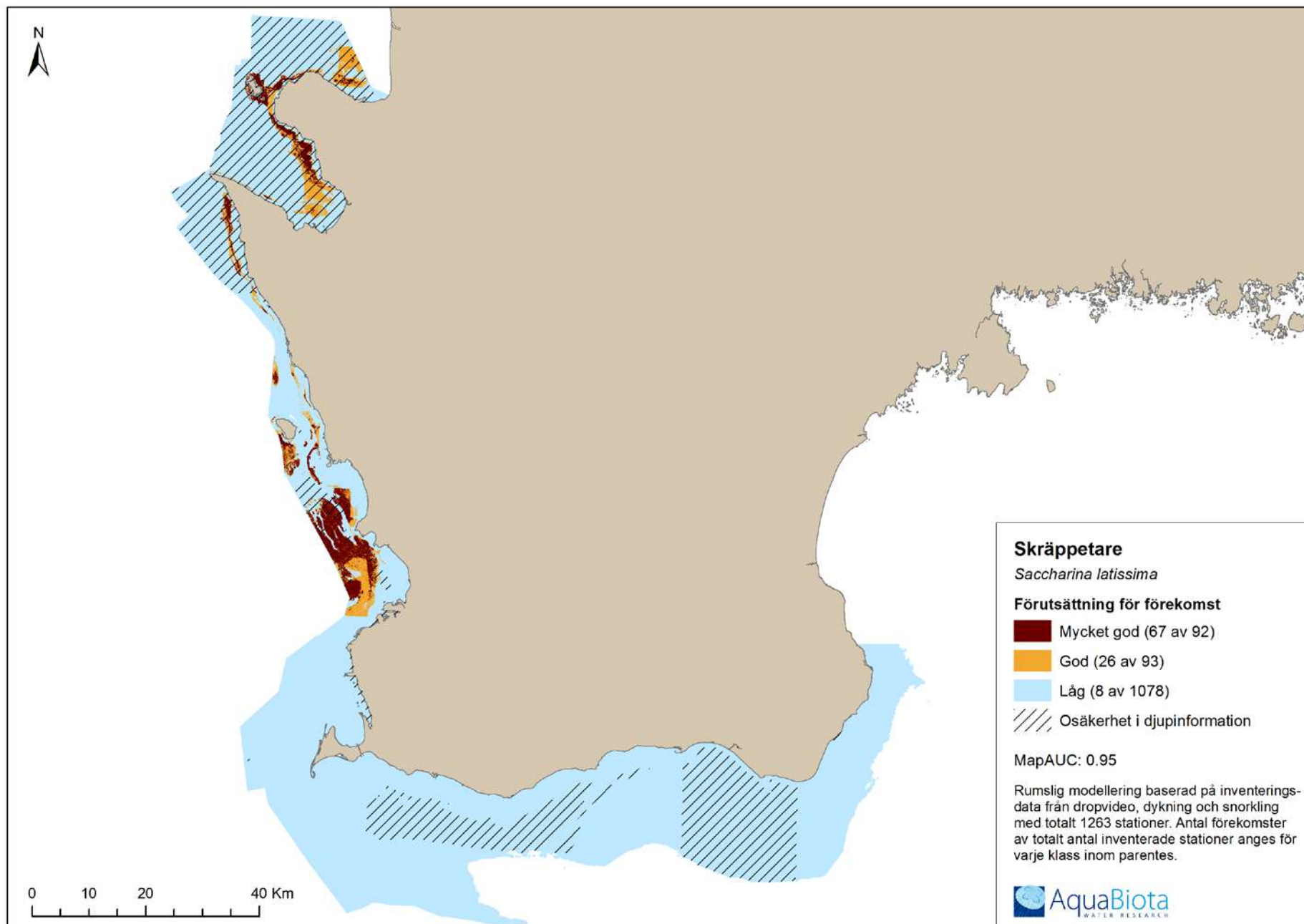
*Fria att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 14-01373)



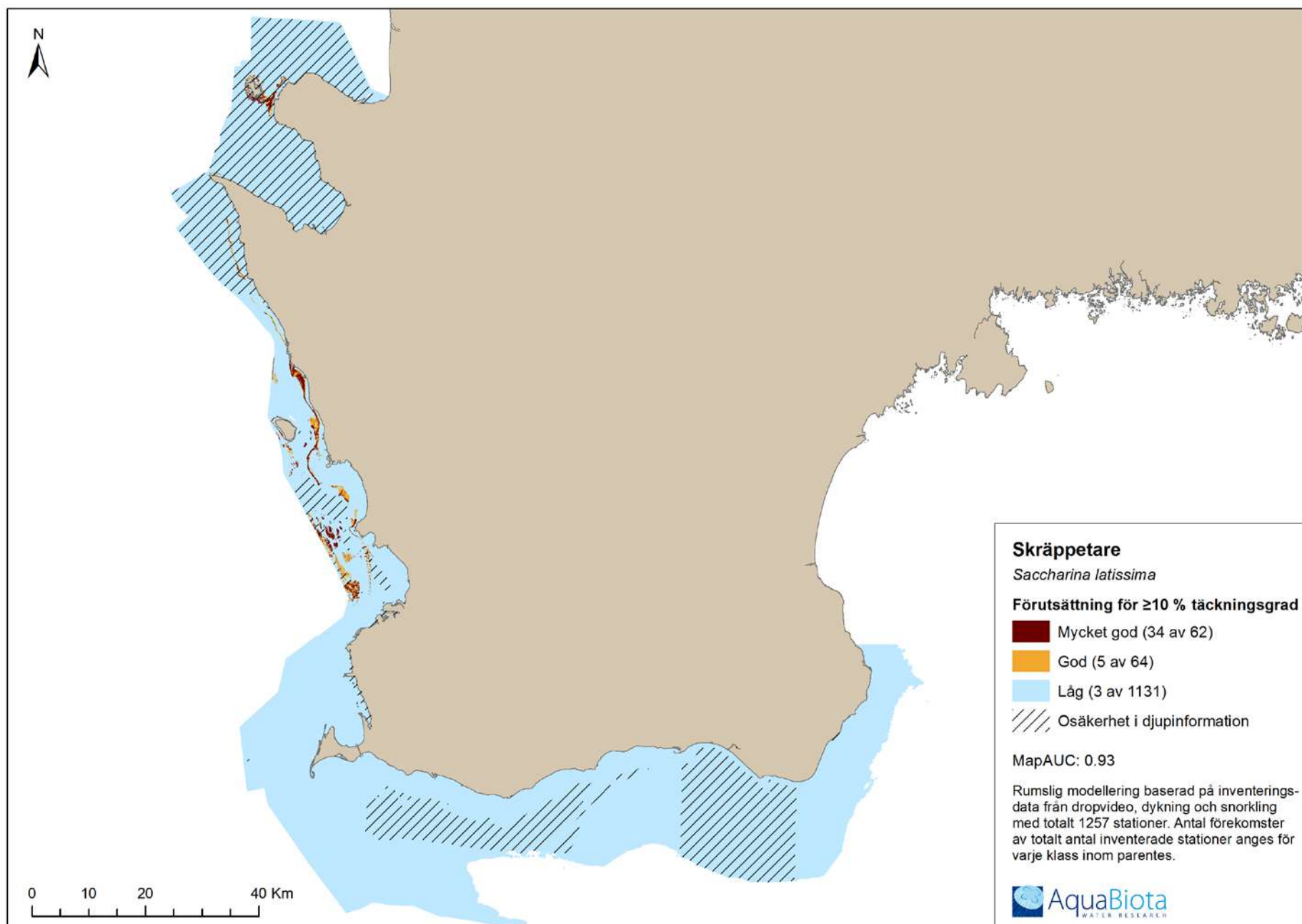
Figur 1. Predikterad förutsättning för förekomst av blåstång (*Fucus vesiculosus*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



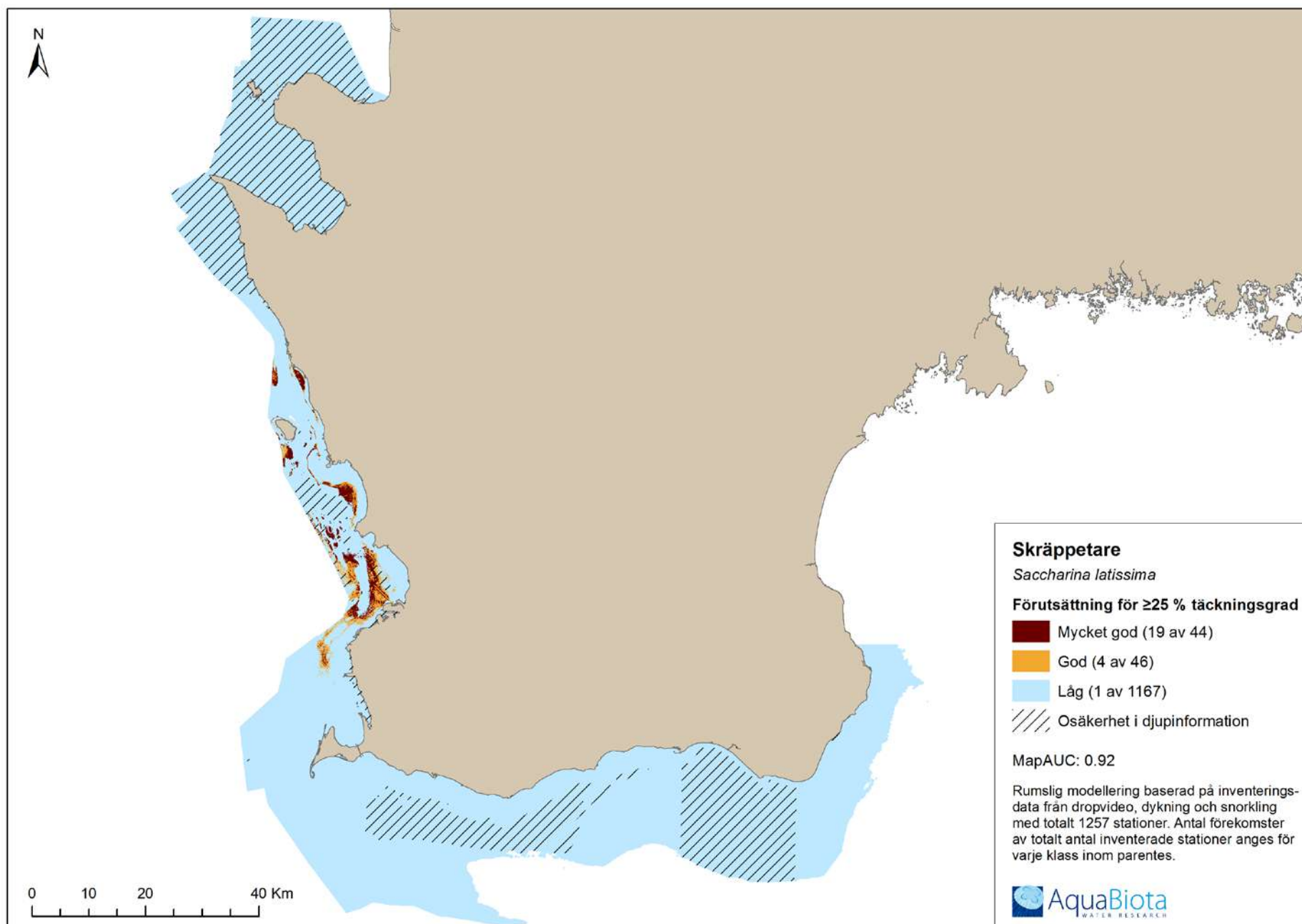
Figur 2. Predikterad förutsättning för förekomst av fingertare (*Laminaria digitata*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



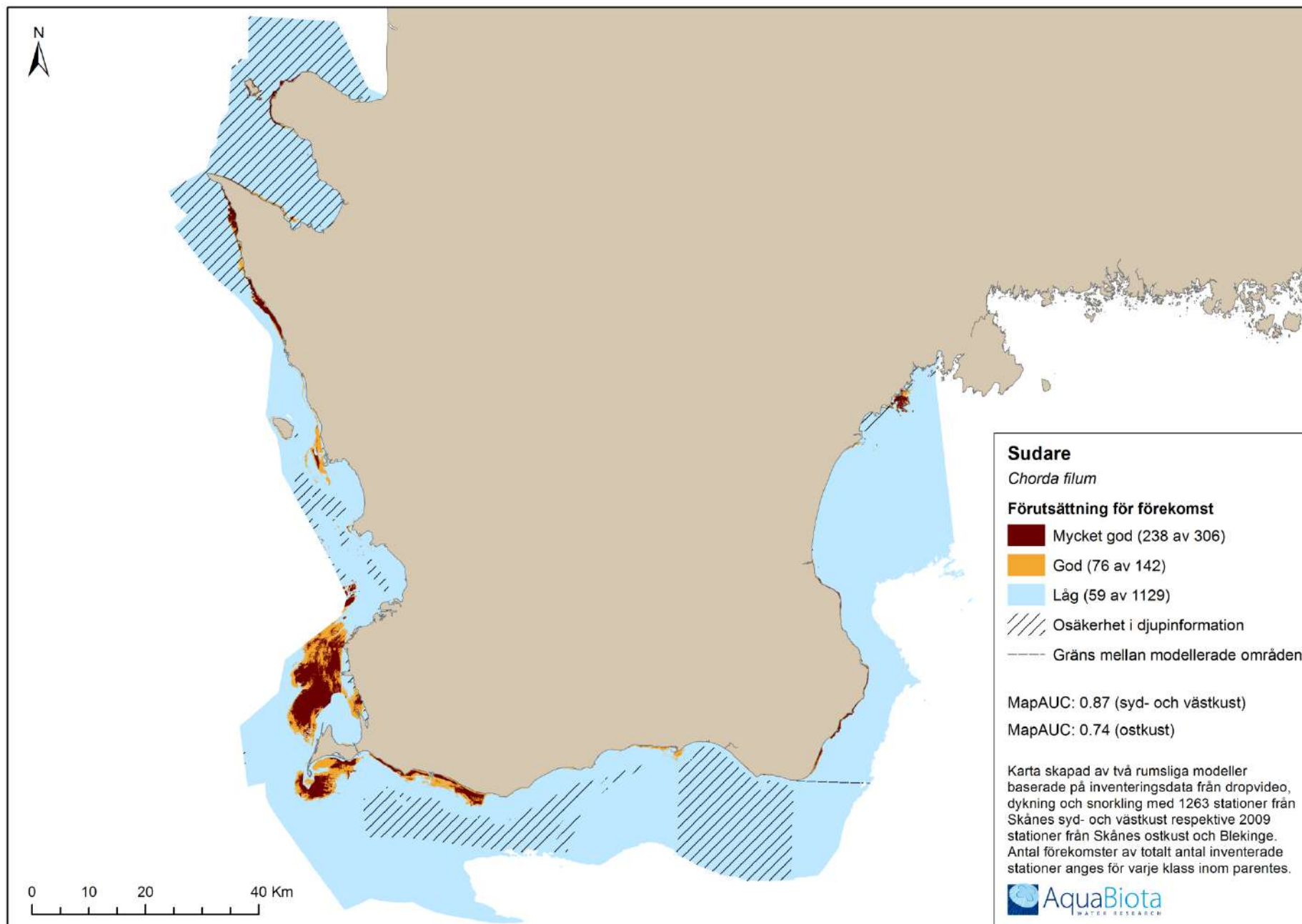
Figur 3. Predikterad förutsättning för förekomst av skräppetare (*Saccharina latissima*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



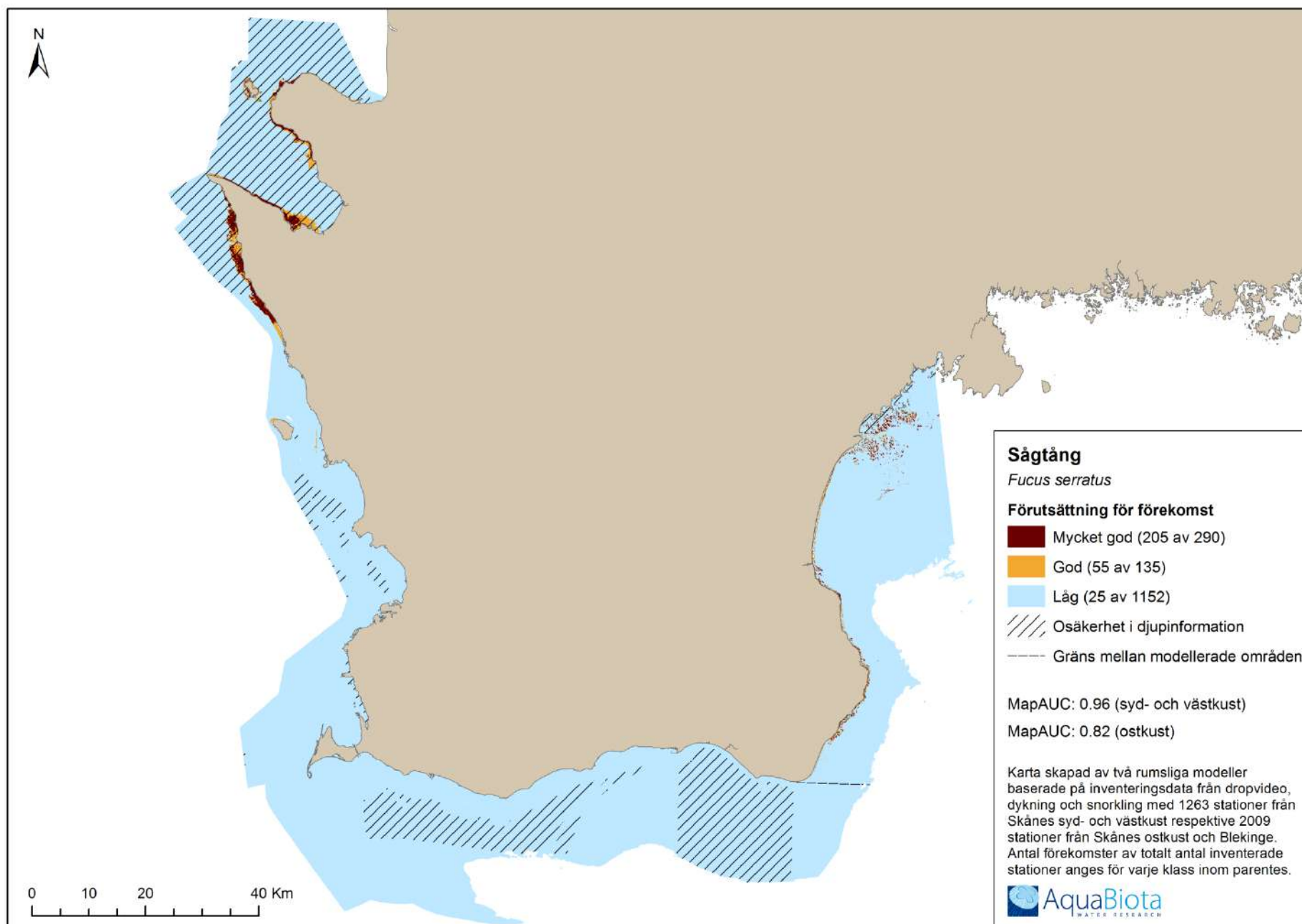
Figur 4. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av skräppetare (*Saccharina latissima*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



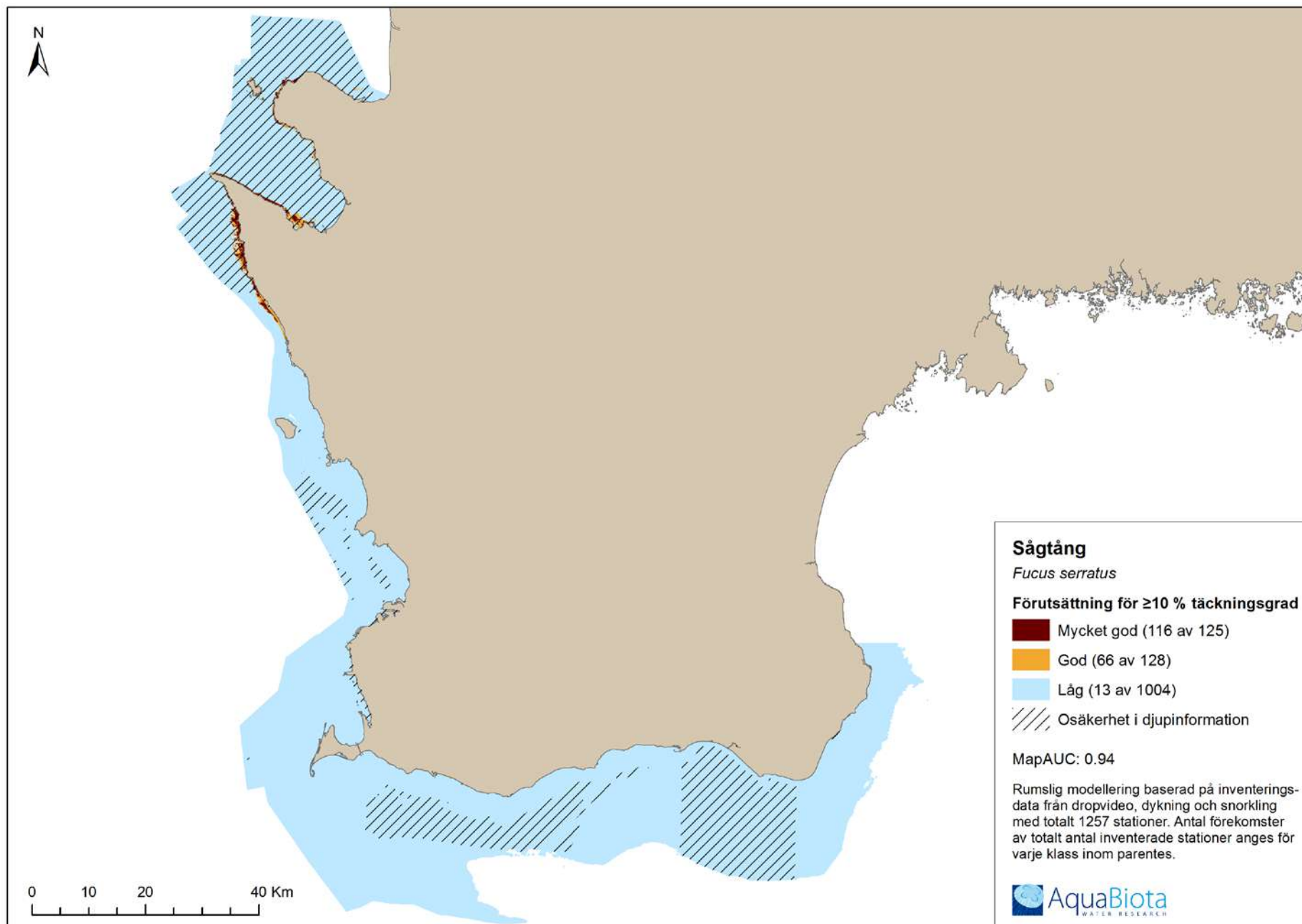
Figur 5. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av skräppetare (*Saccharina latissima*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



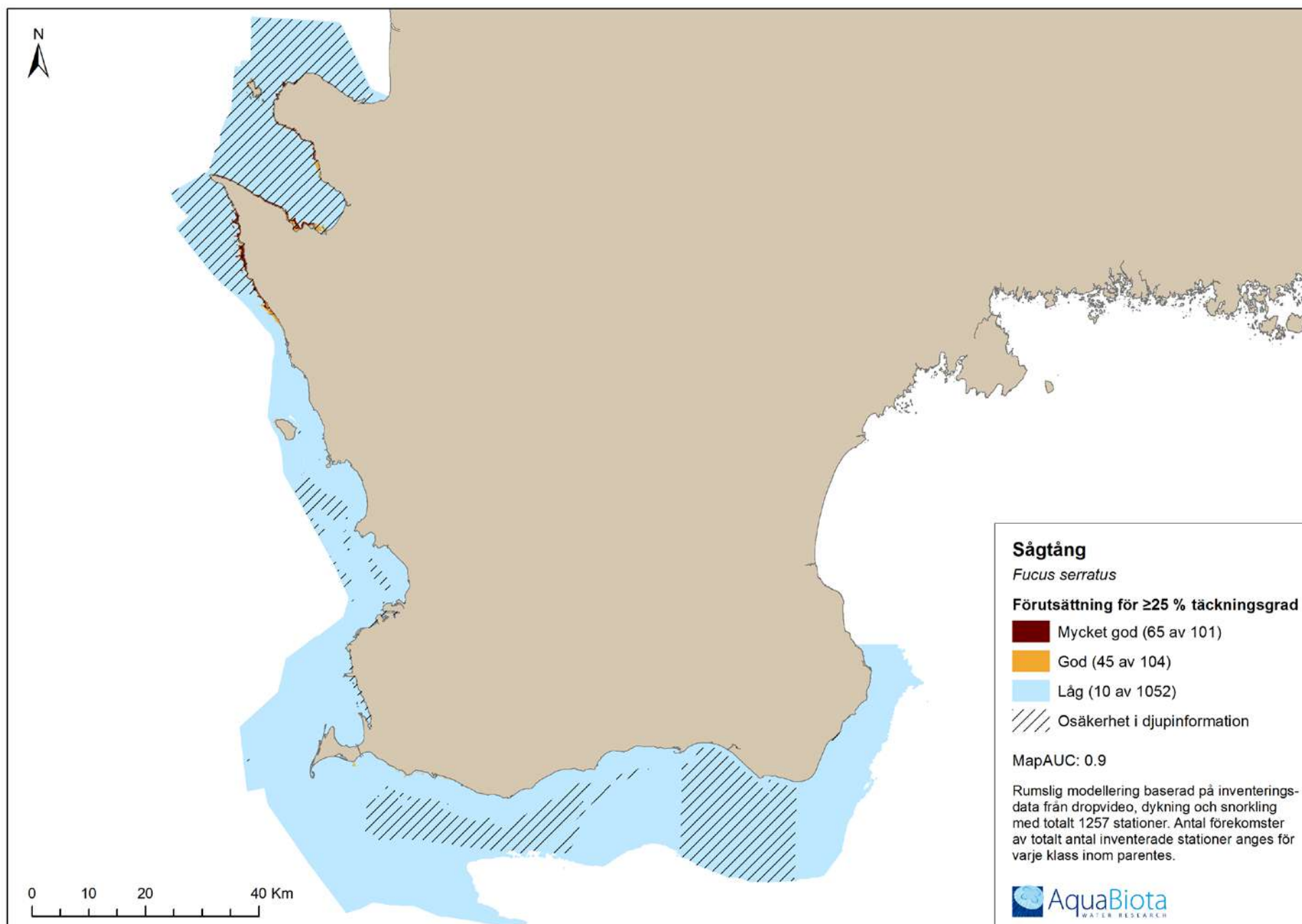
Figur 6. Predikterad förutsättning för förekomst av sudare (*Chorda filum*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



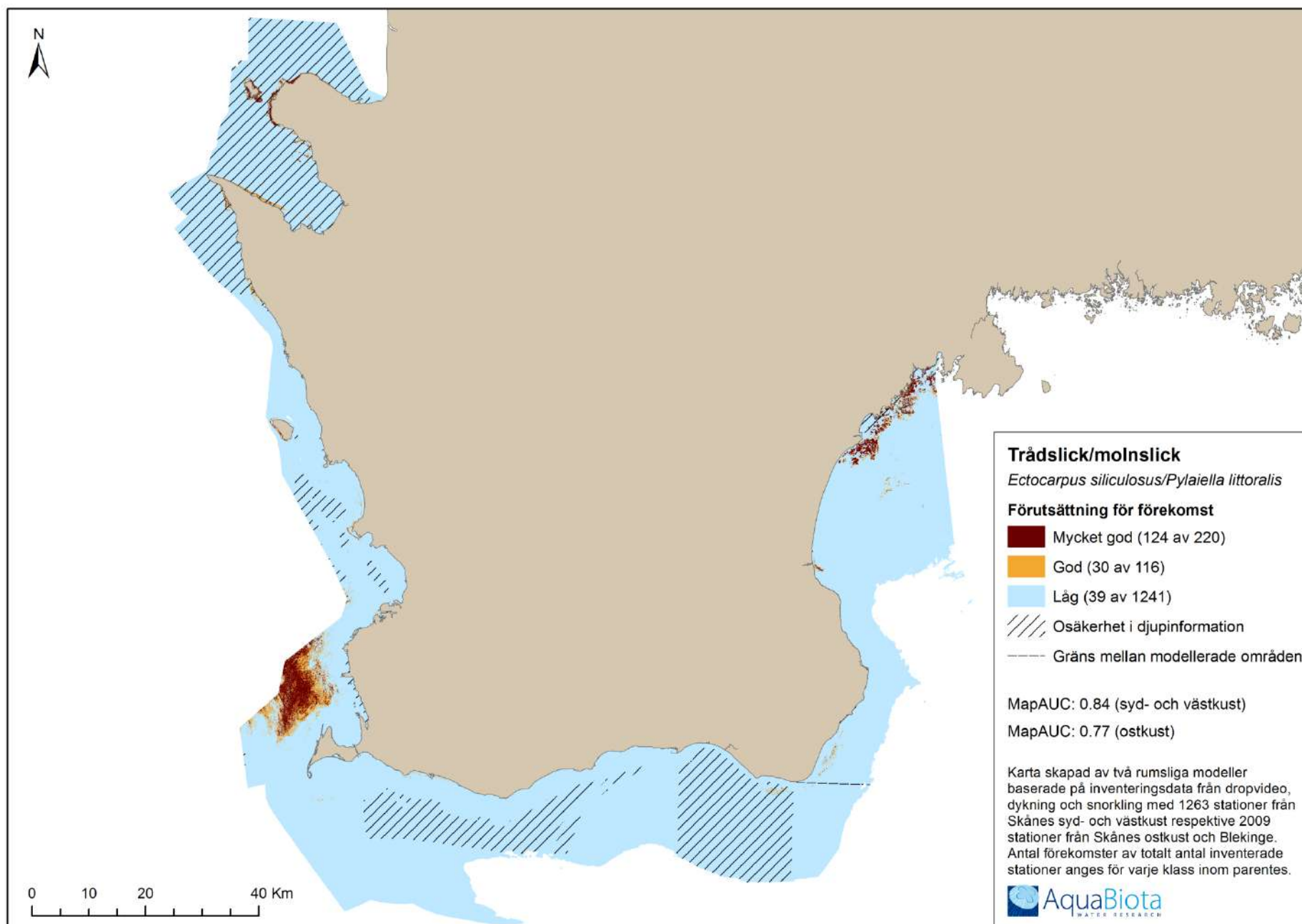
Figur 7. Predikterad förutsättning för förekomst av sågtång (*Fucus serratus*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



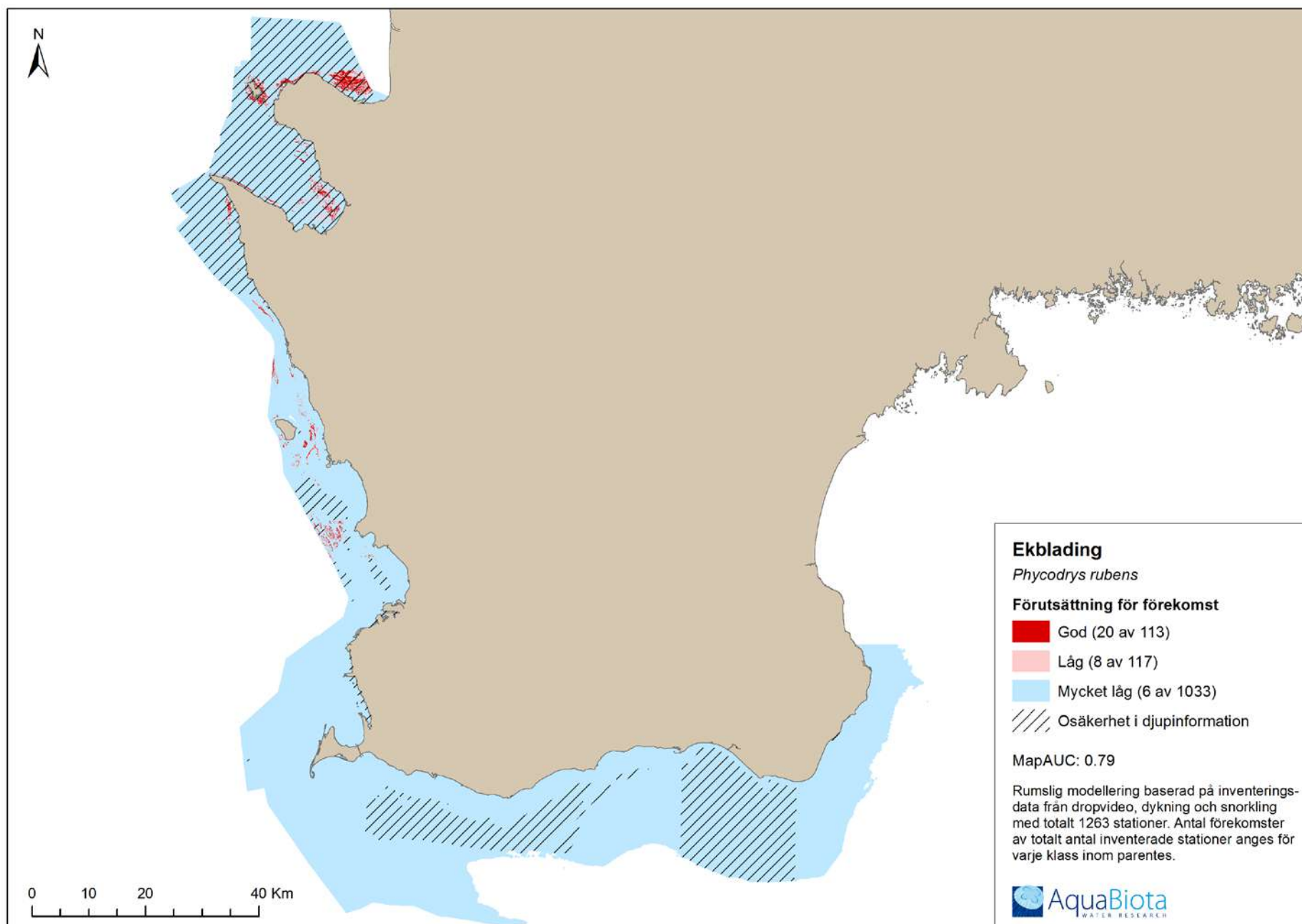
Figur 8. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av sågtång (*Fucus serratus*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



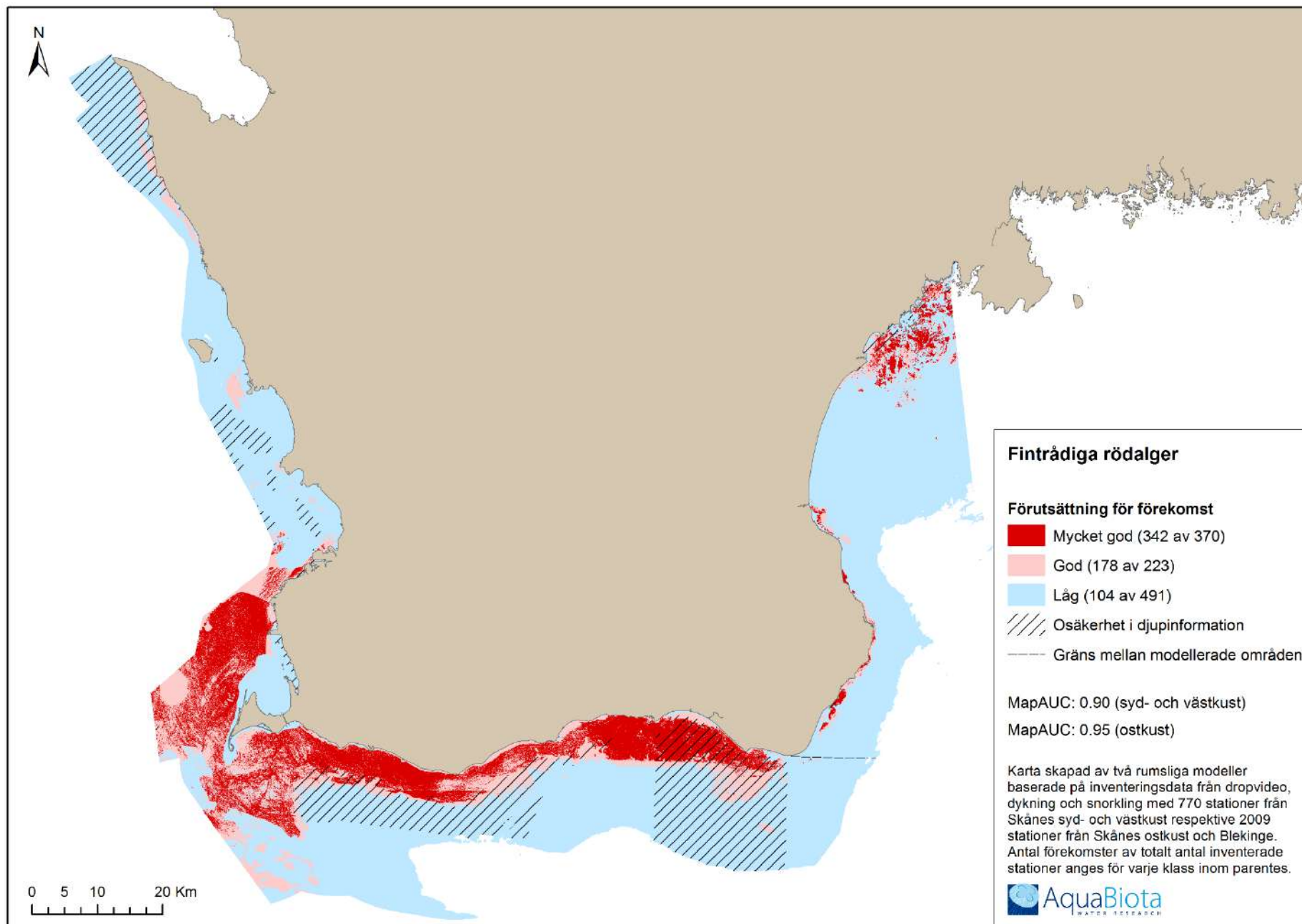
Figur 9. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av sågtång (*Fucus serratus*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



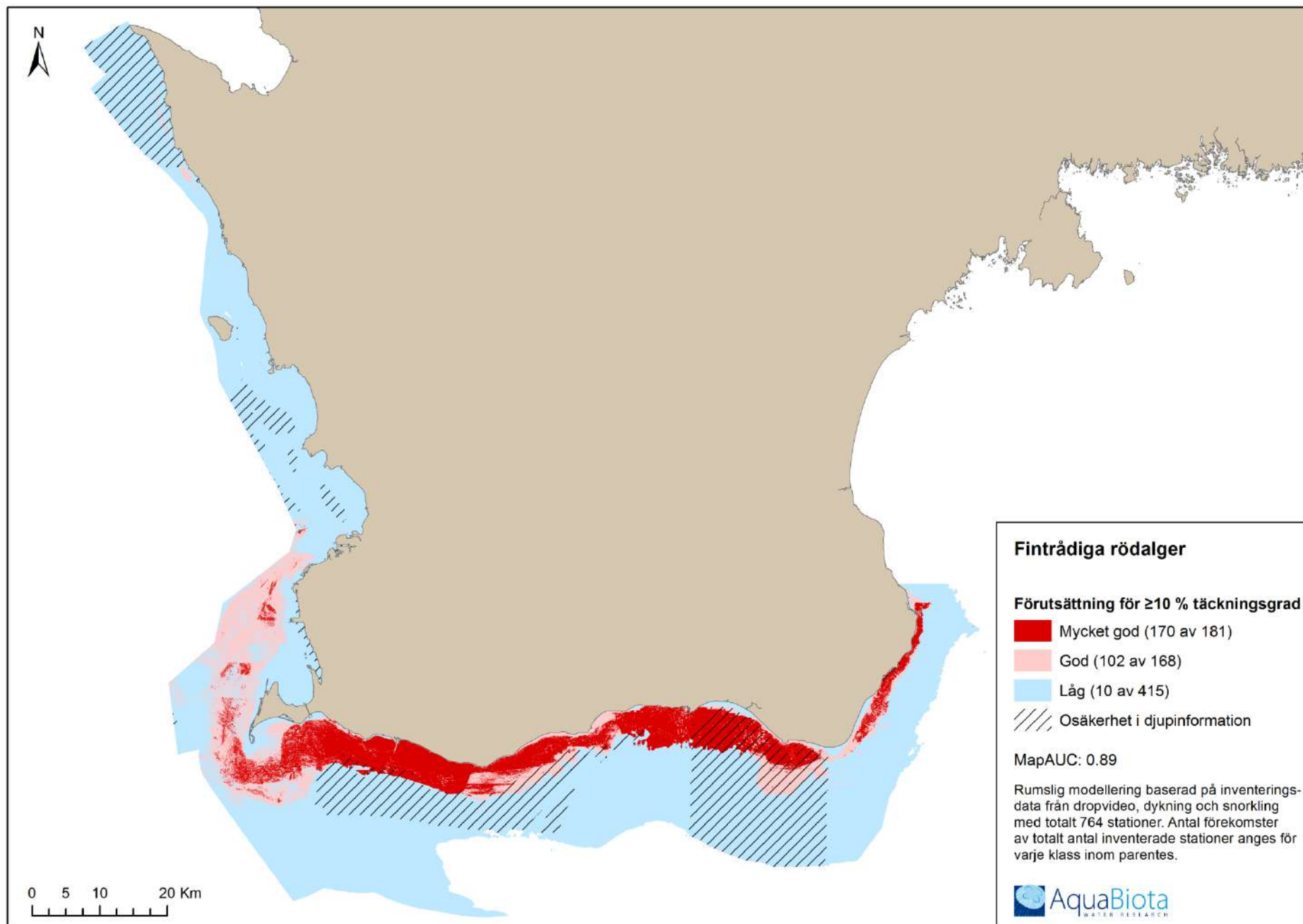
Figur 10. Predikterad förutsättning för förekomst av artparet trådslick/molnslick (*Ectocarpus siliculosus*/*Pylaiella littoralis*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



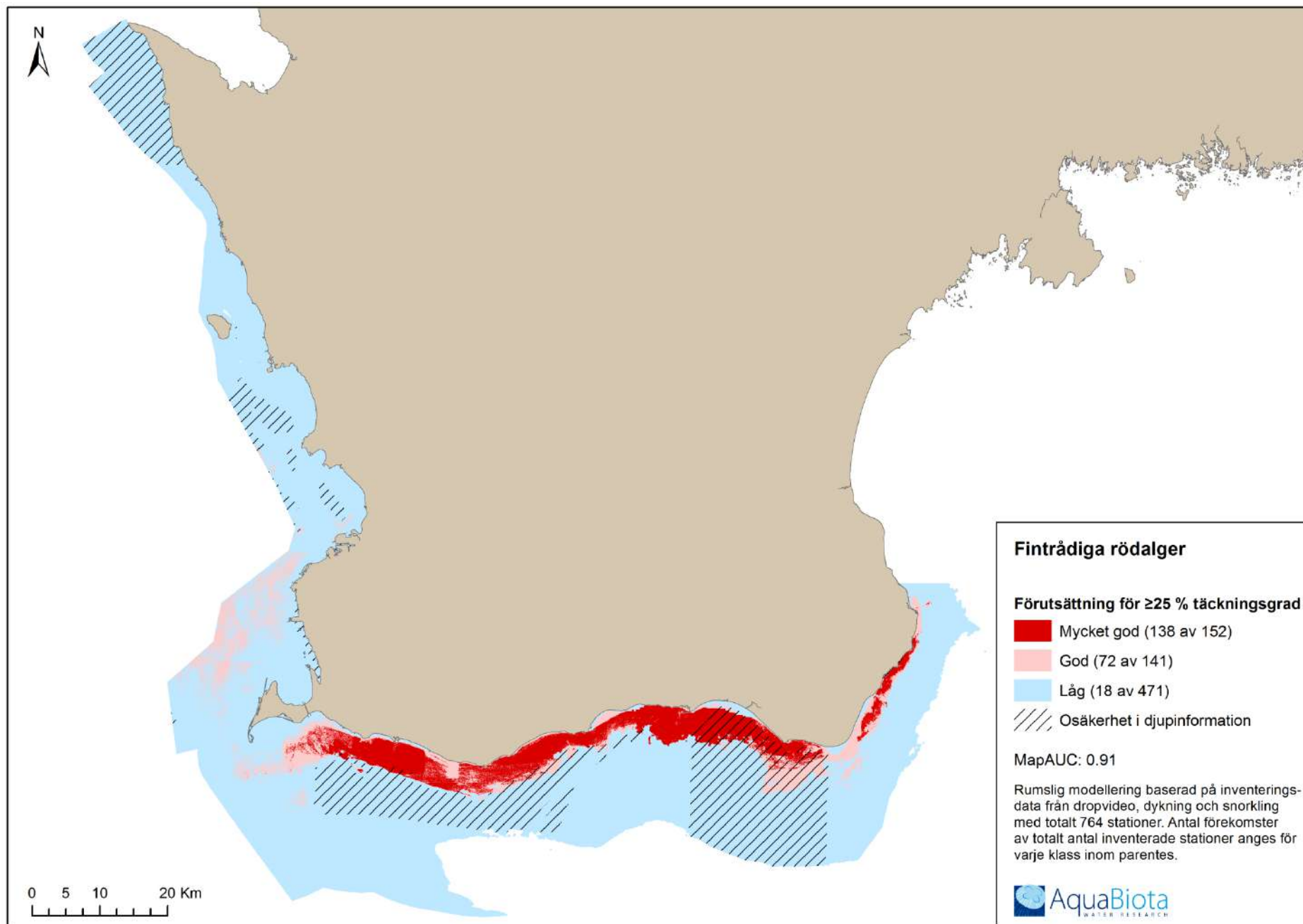
Figur 11. Predikterad förutsättning för förekomst av eklading (*Phycodrys rubens*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



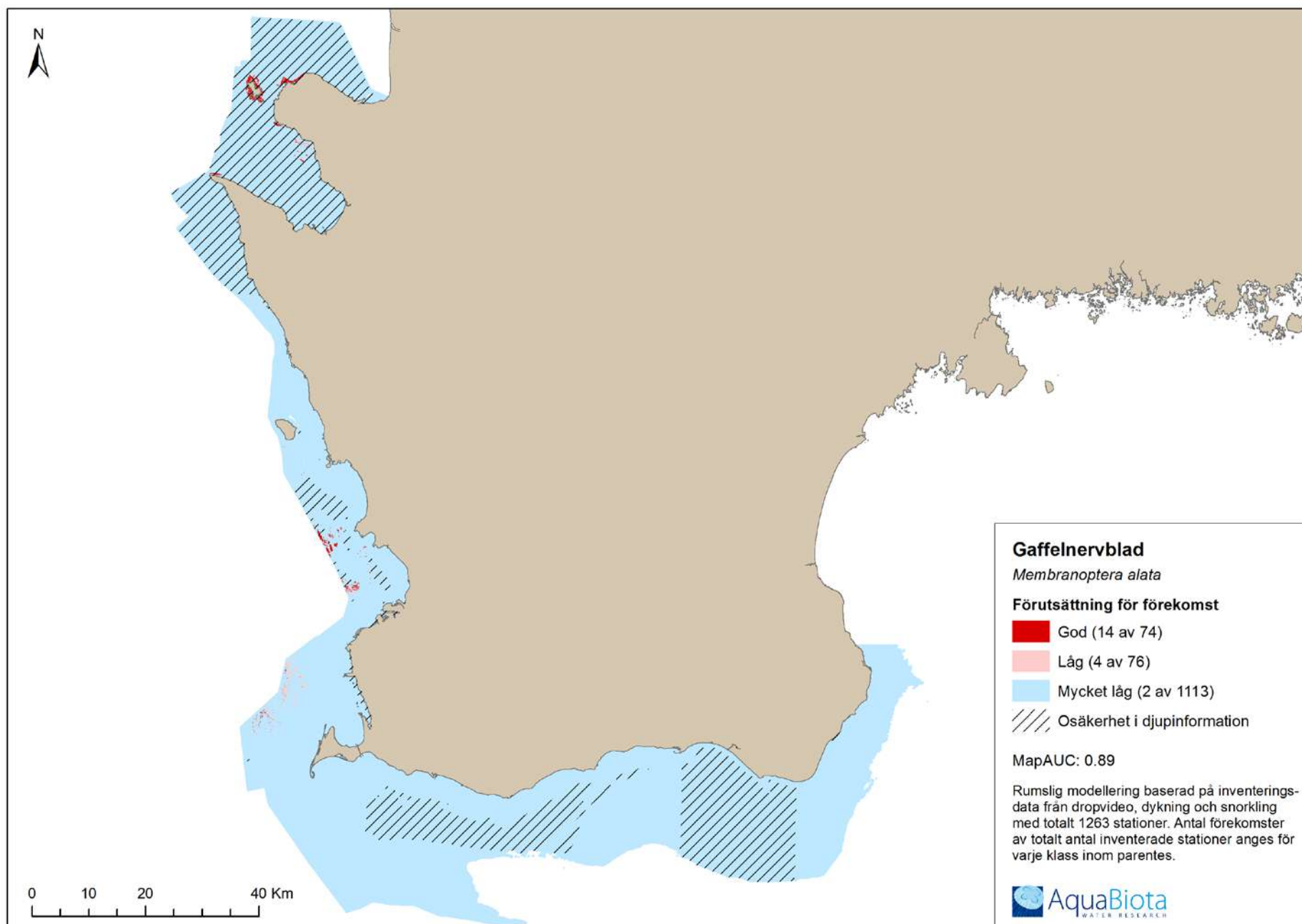
Figur 12. Predikterad förutsättning för förekomst av fintrådiga rödalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



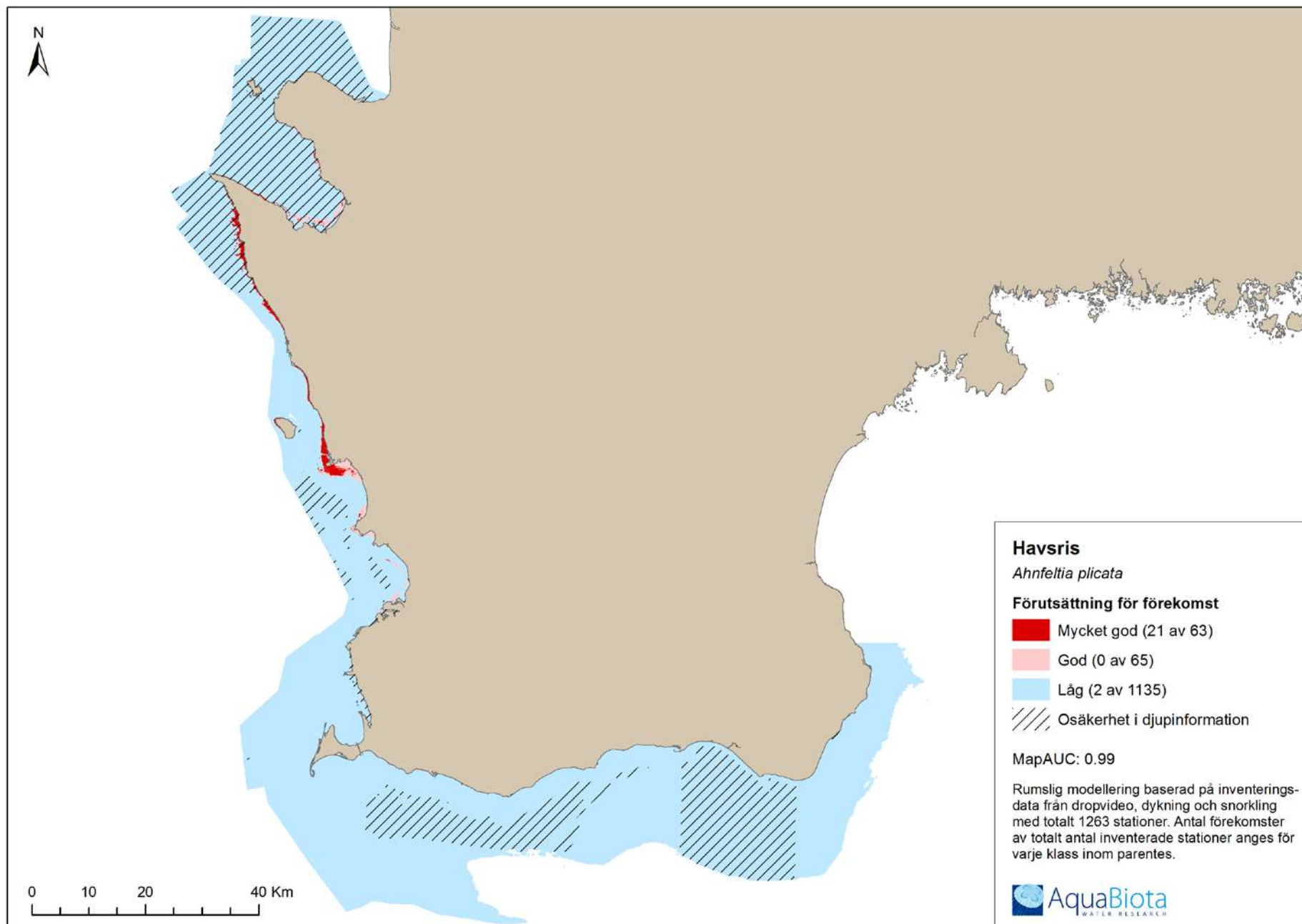
Figur 13. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av fintrådiga rödalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



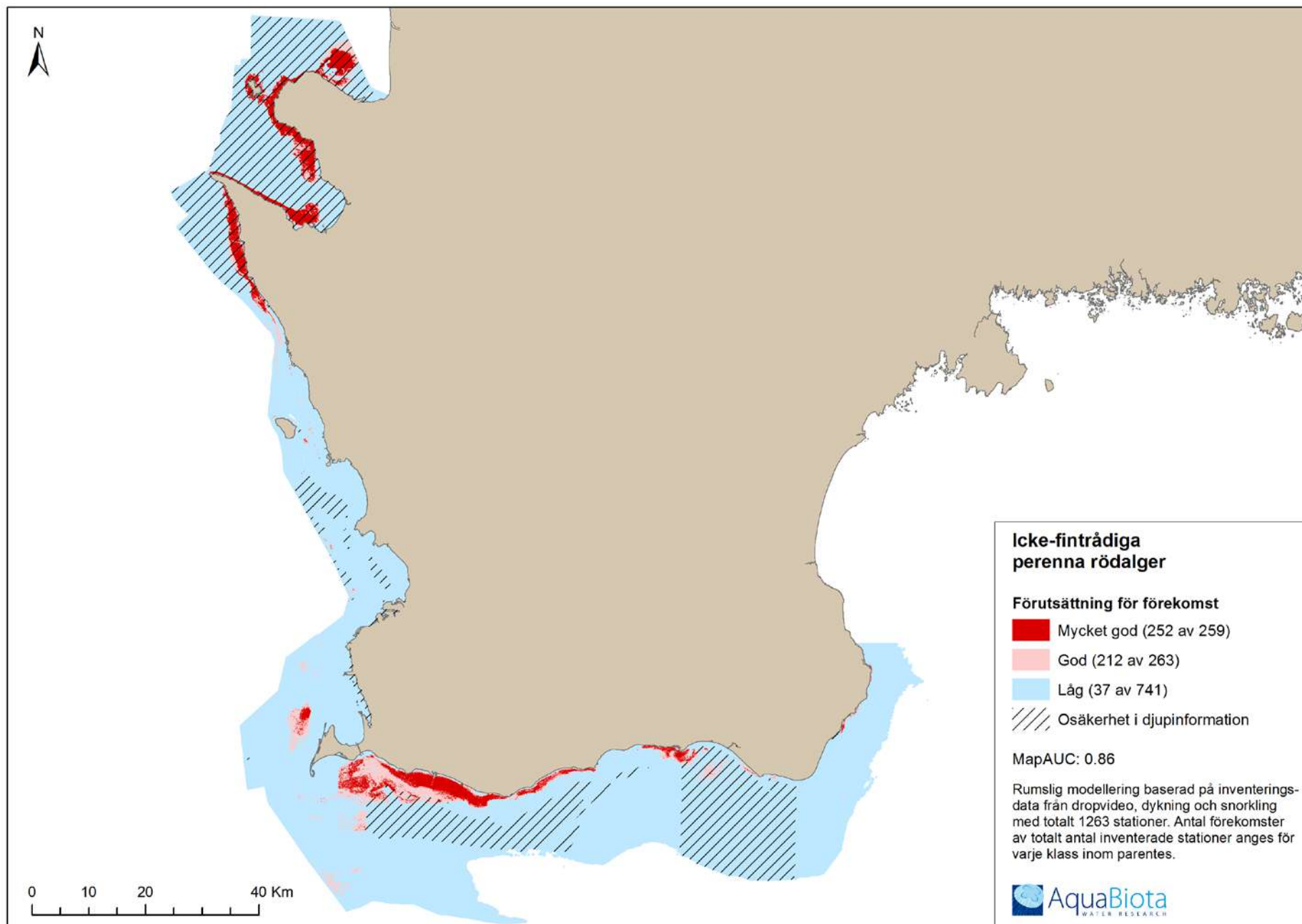
Figur 14. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av fintrådiga rödalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



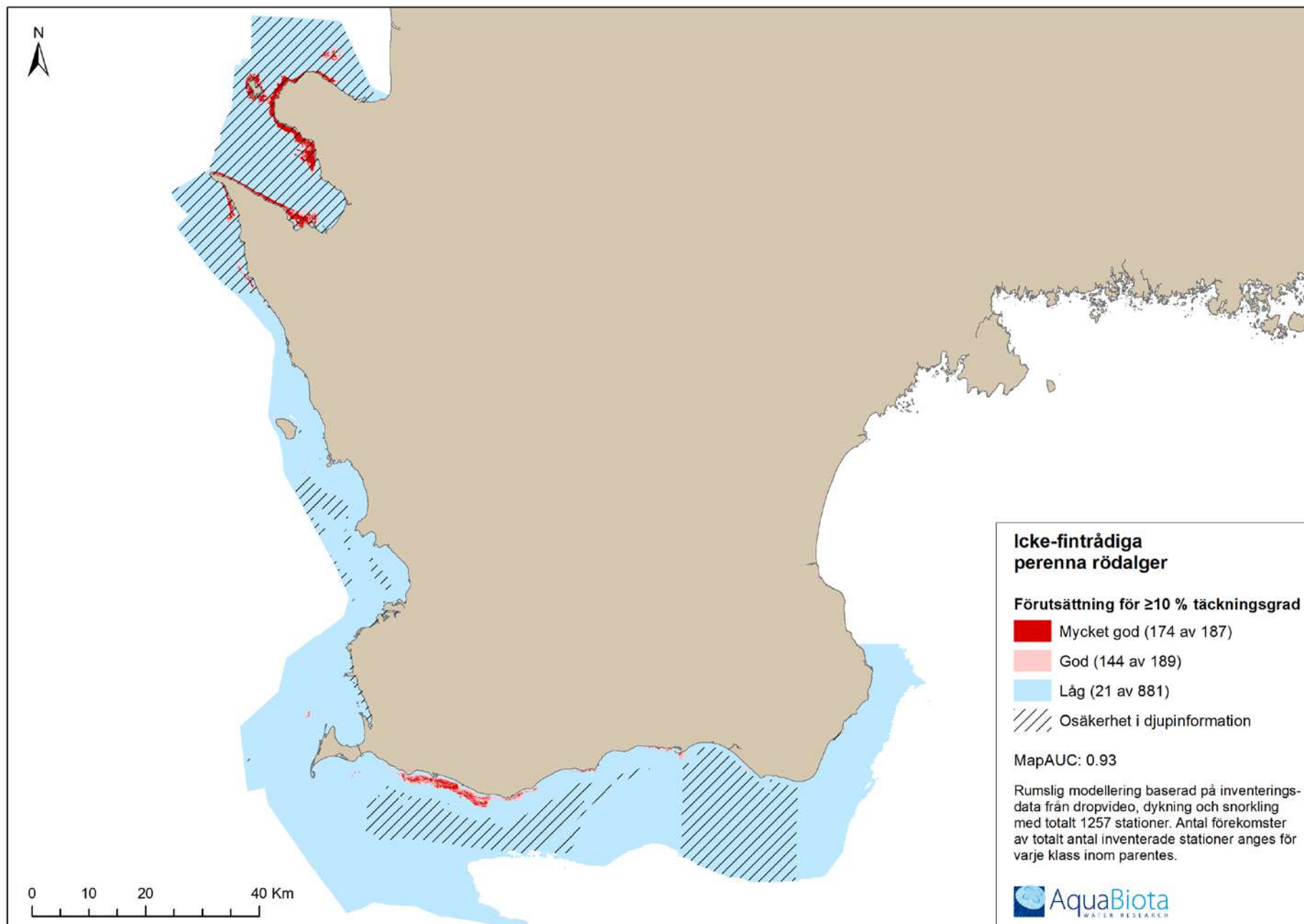
Figur 15. Predikterad förutsättning för förekomst av gaffelnervblad (*Membranoptera alata*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



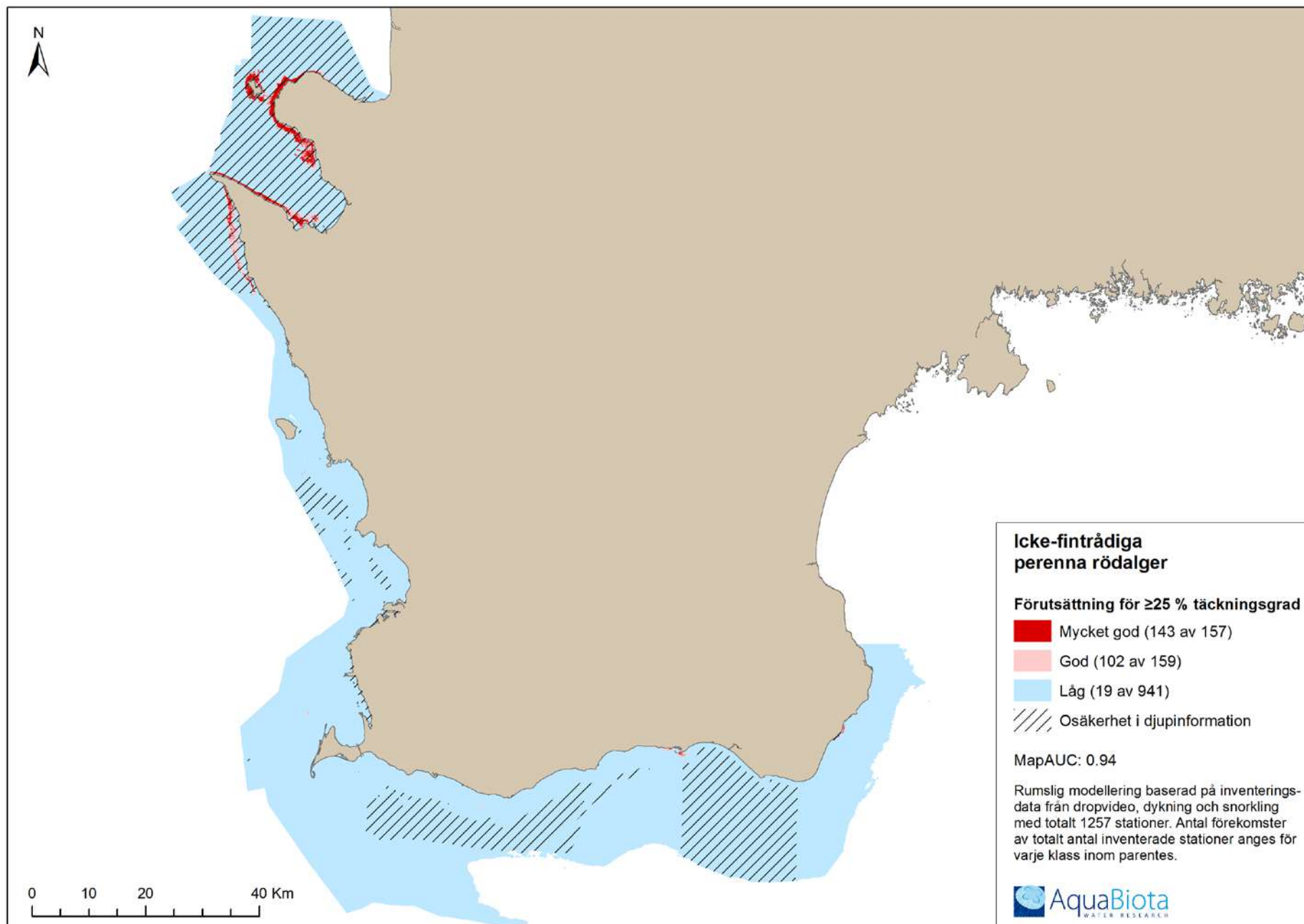
Figur 16. Predikterad förutsättning för förekomst av havsrís (*Ahnfeltia plicata*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



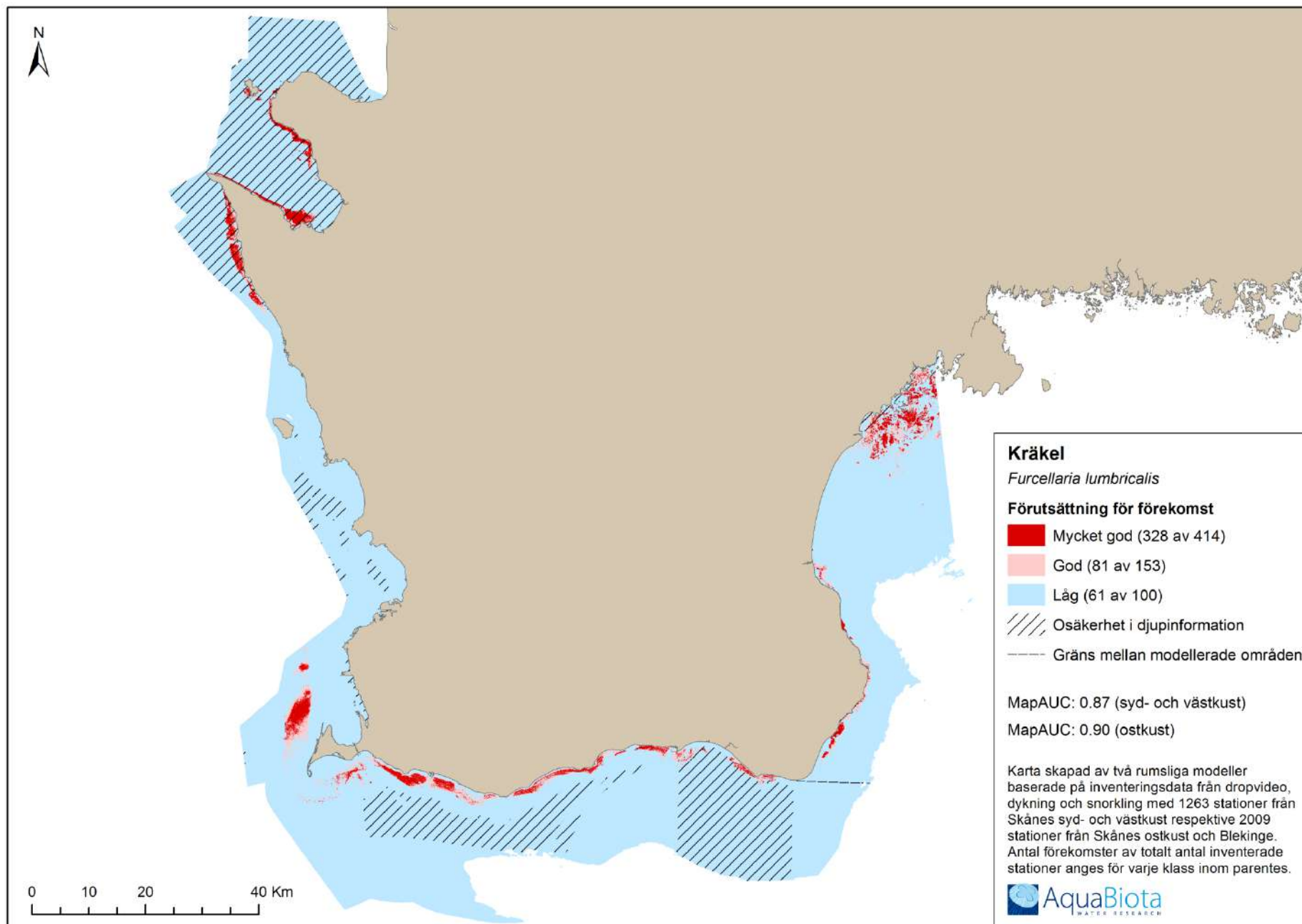
Figur 17. Predikterad förutsättning för förekomst av icke-fintrådiga perenna rödalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



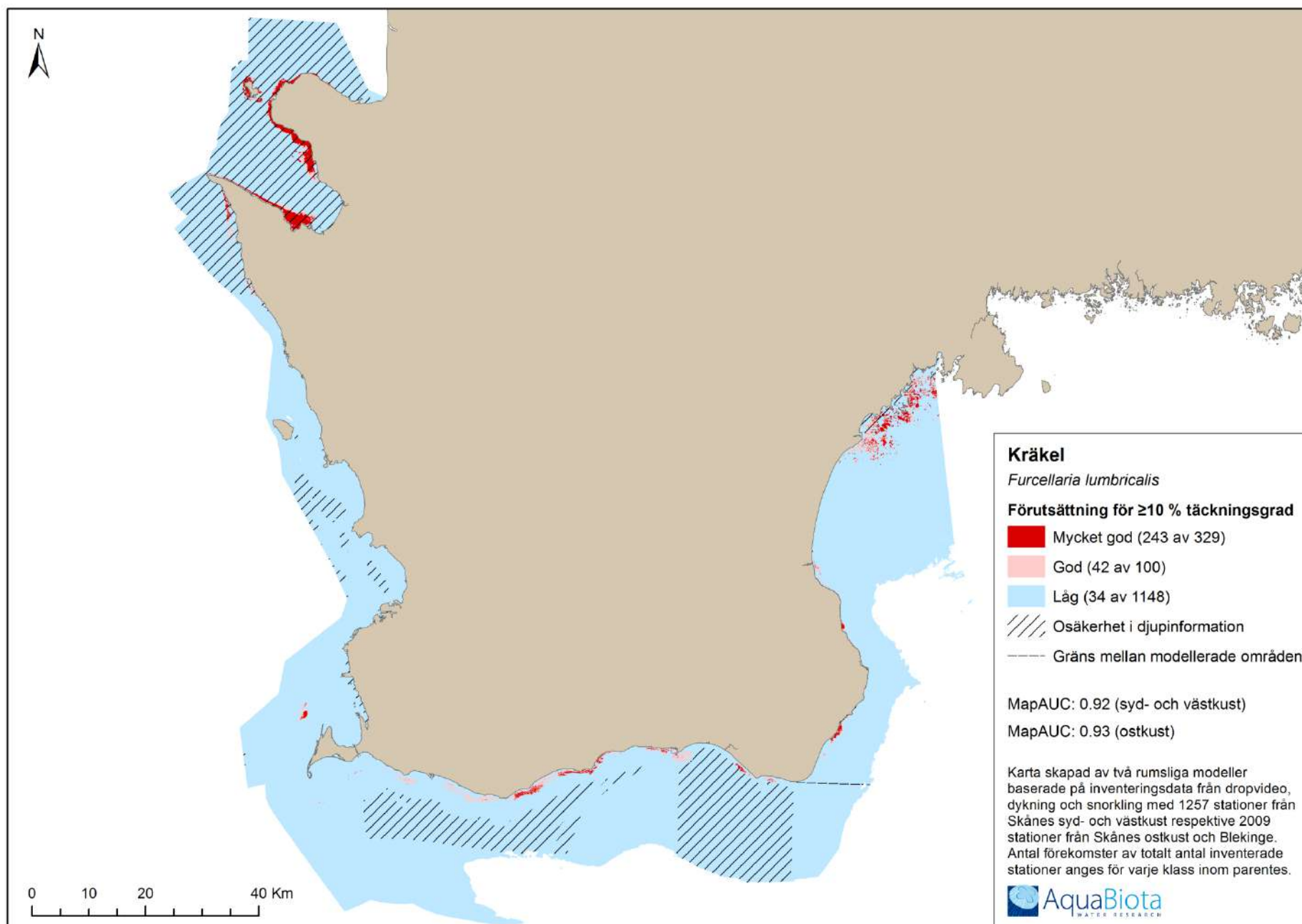
Figur 18. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av icke-fintrådiga perenna rödalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



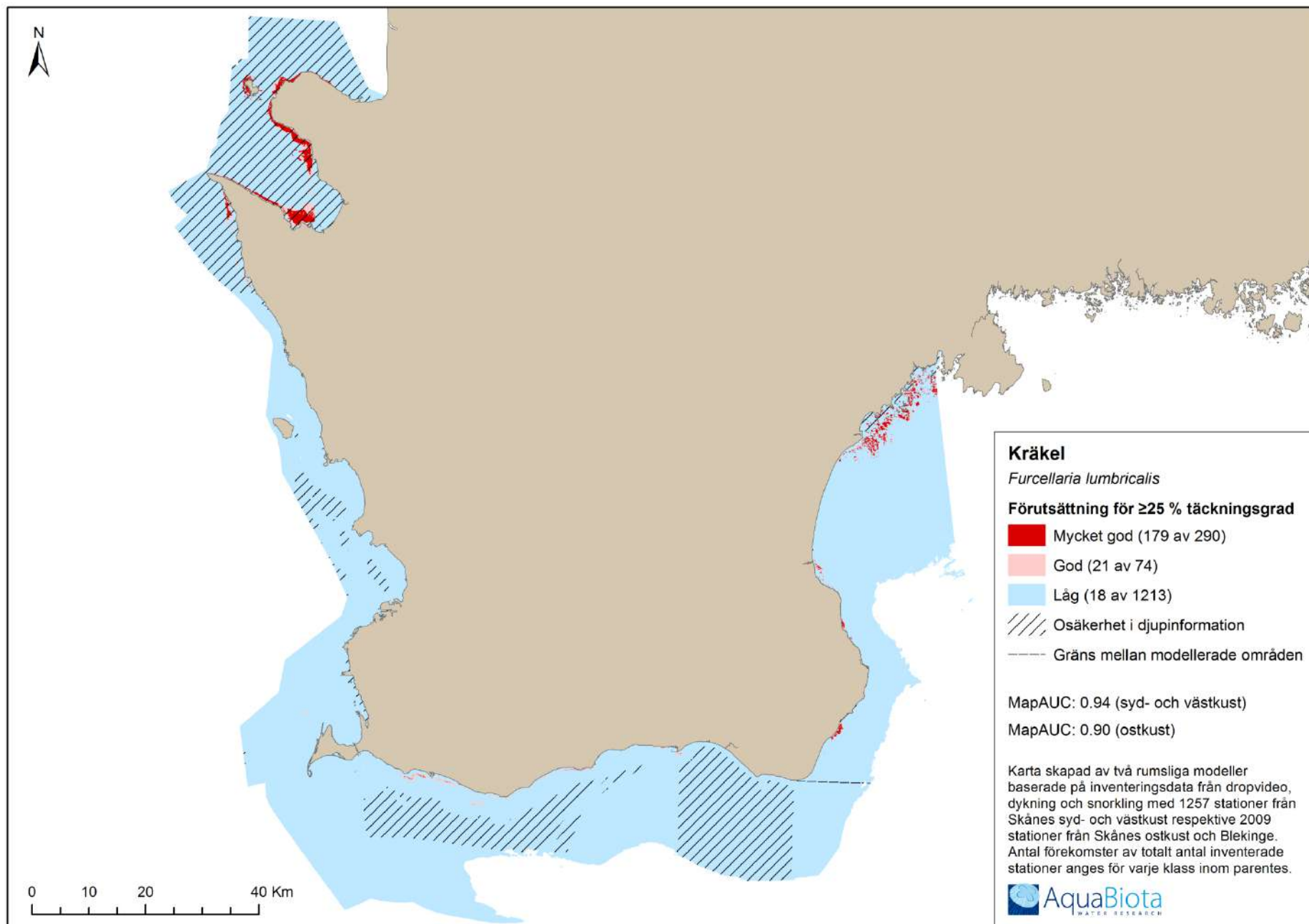
Figur 19. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av icke-fintrådiga perenna rödalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



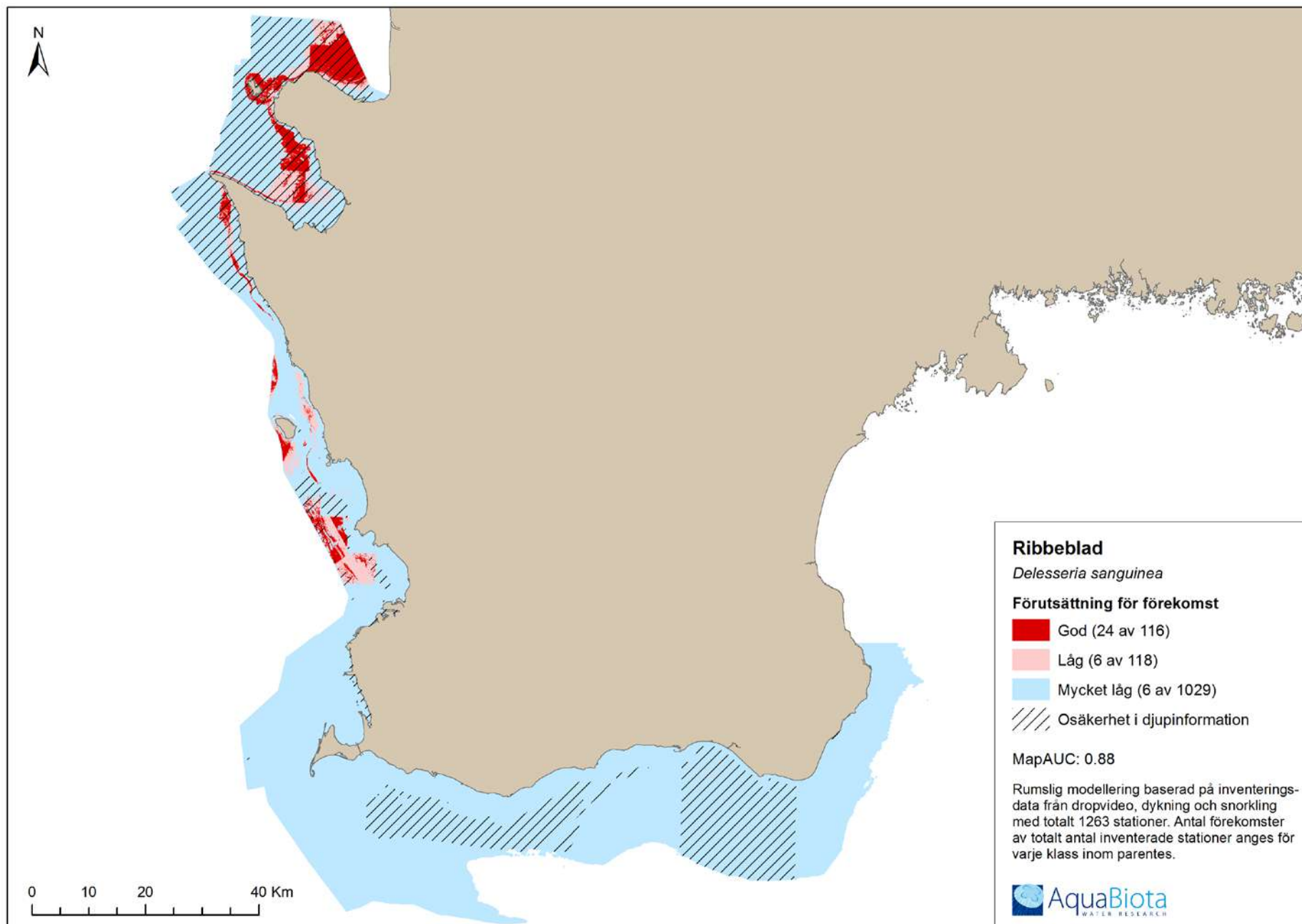
Figur 20. Predikterad förutsättning för förekomst av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



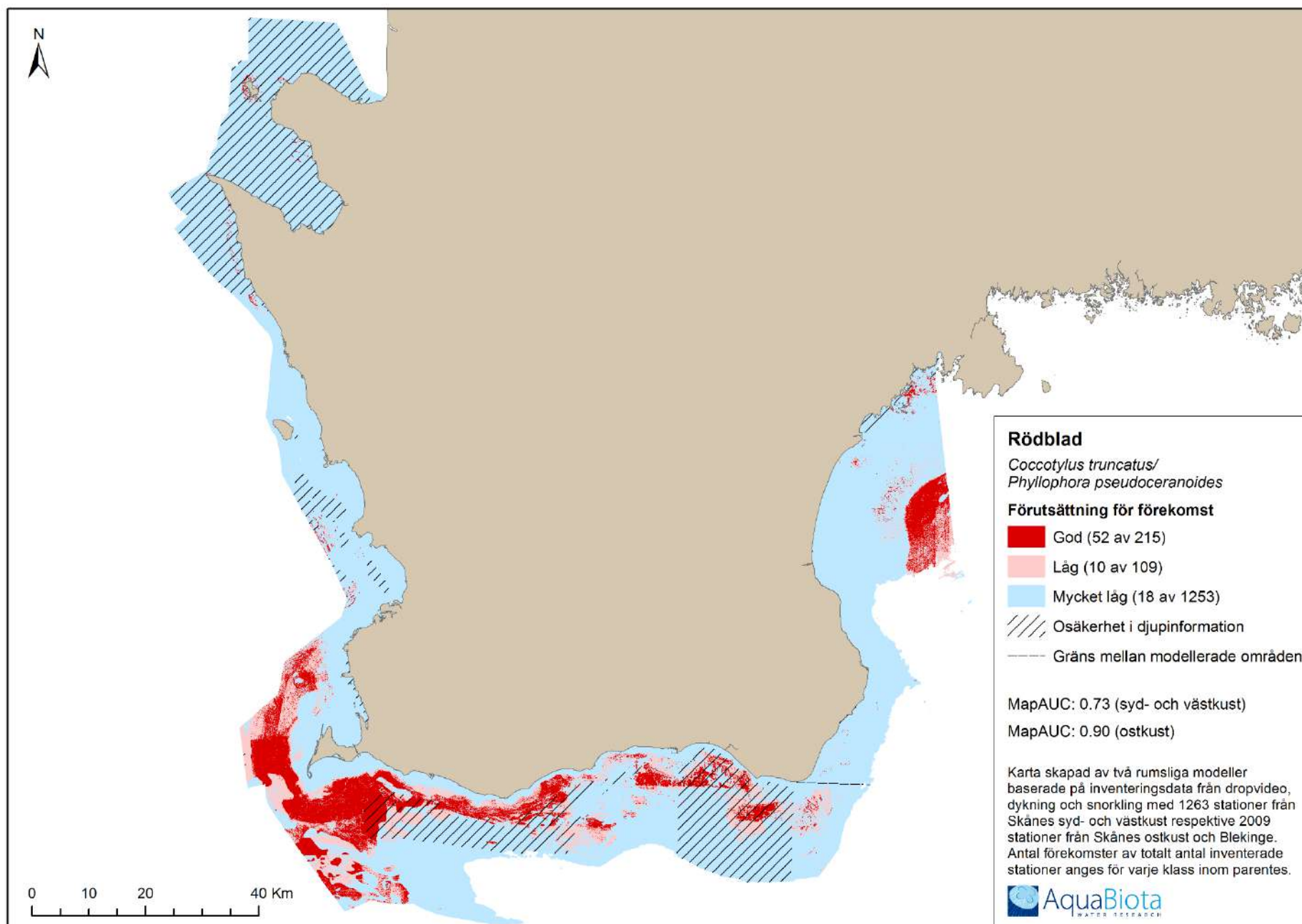
Figur 21. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



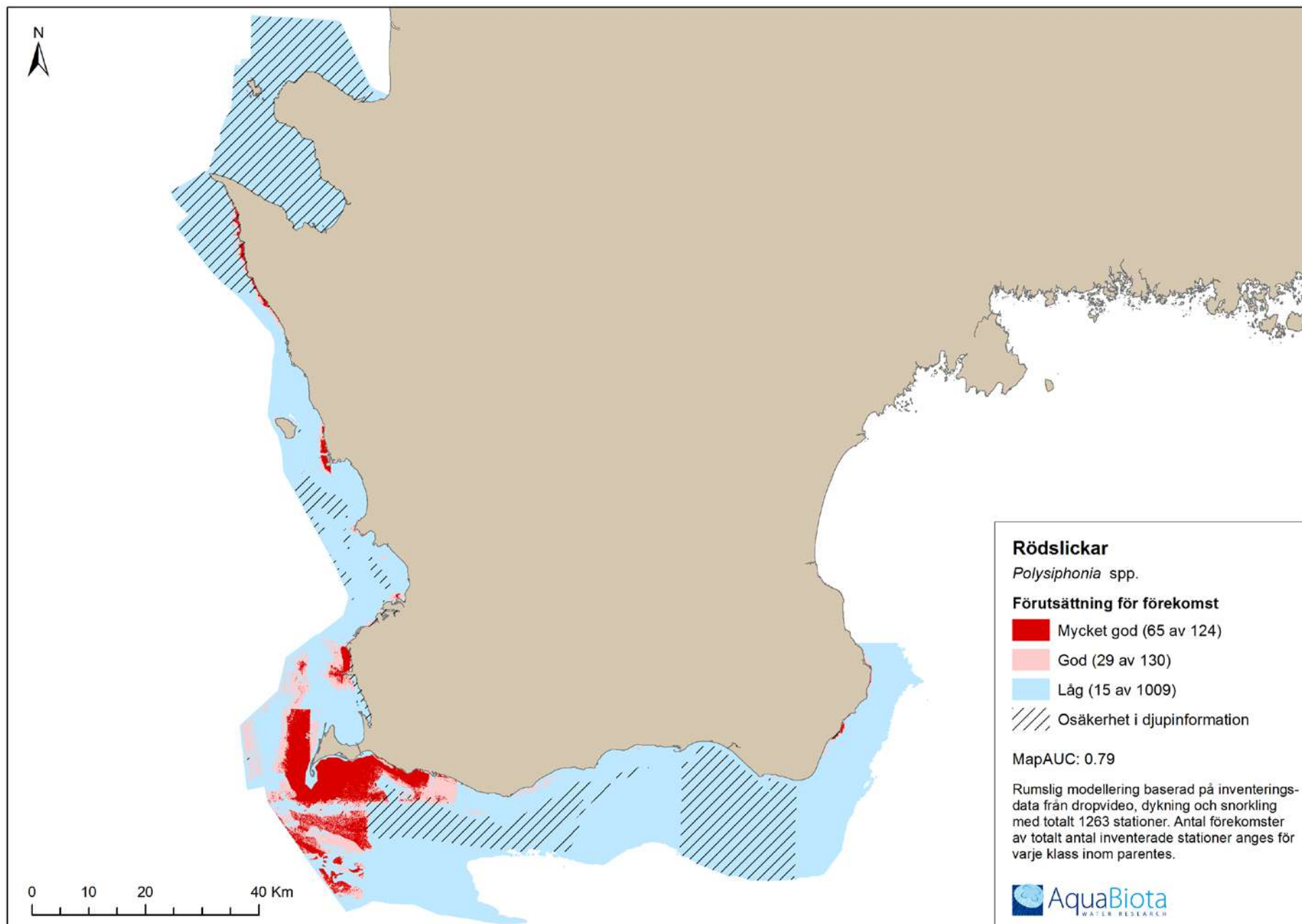
Figur 22. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



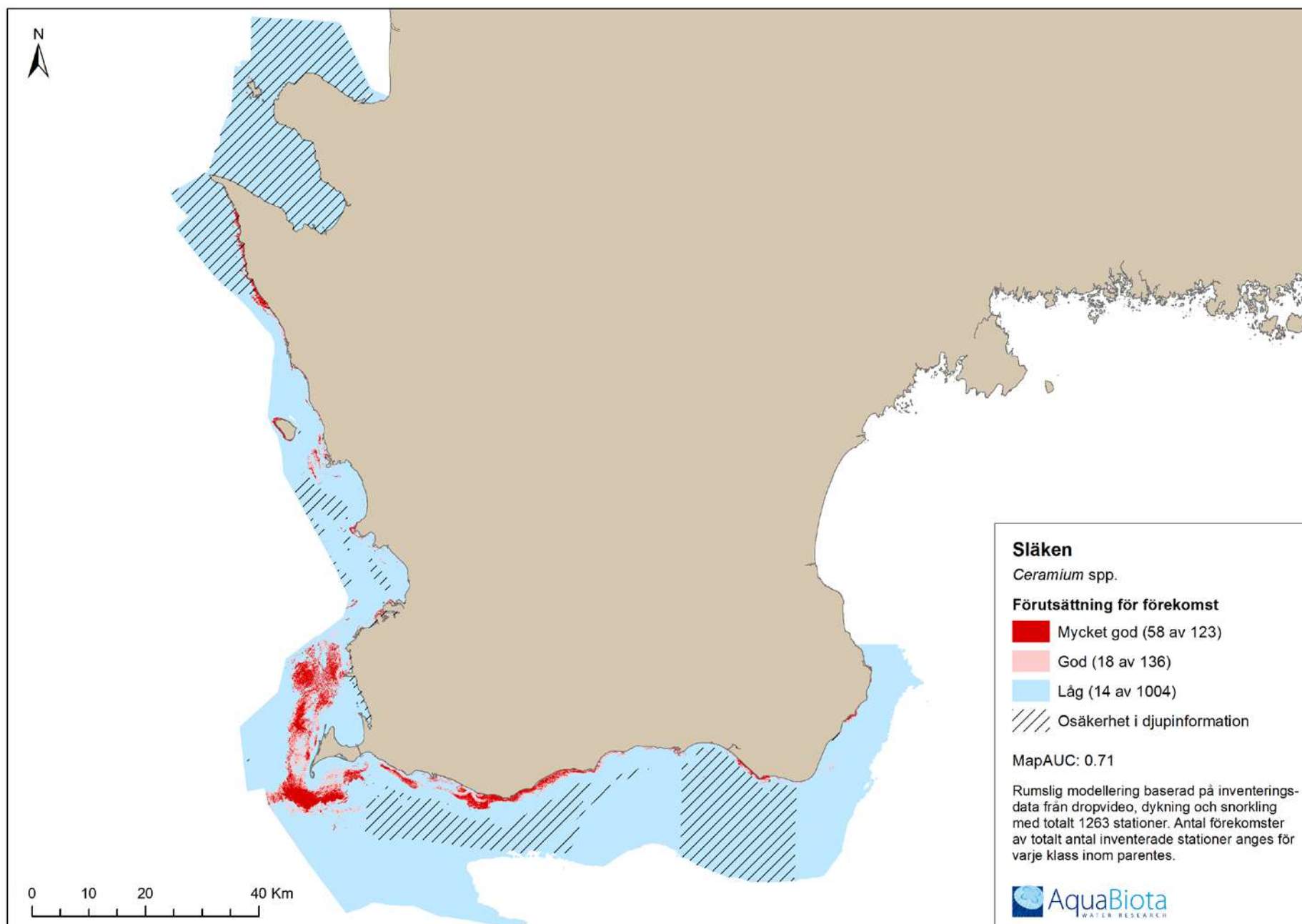
Figur 23. Predikterad förutsättning för förekomst av ribbeblad (*Delesseria sanguinea*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



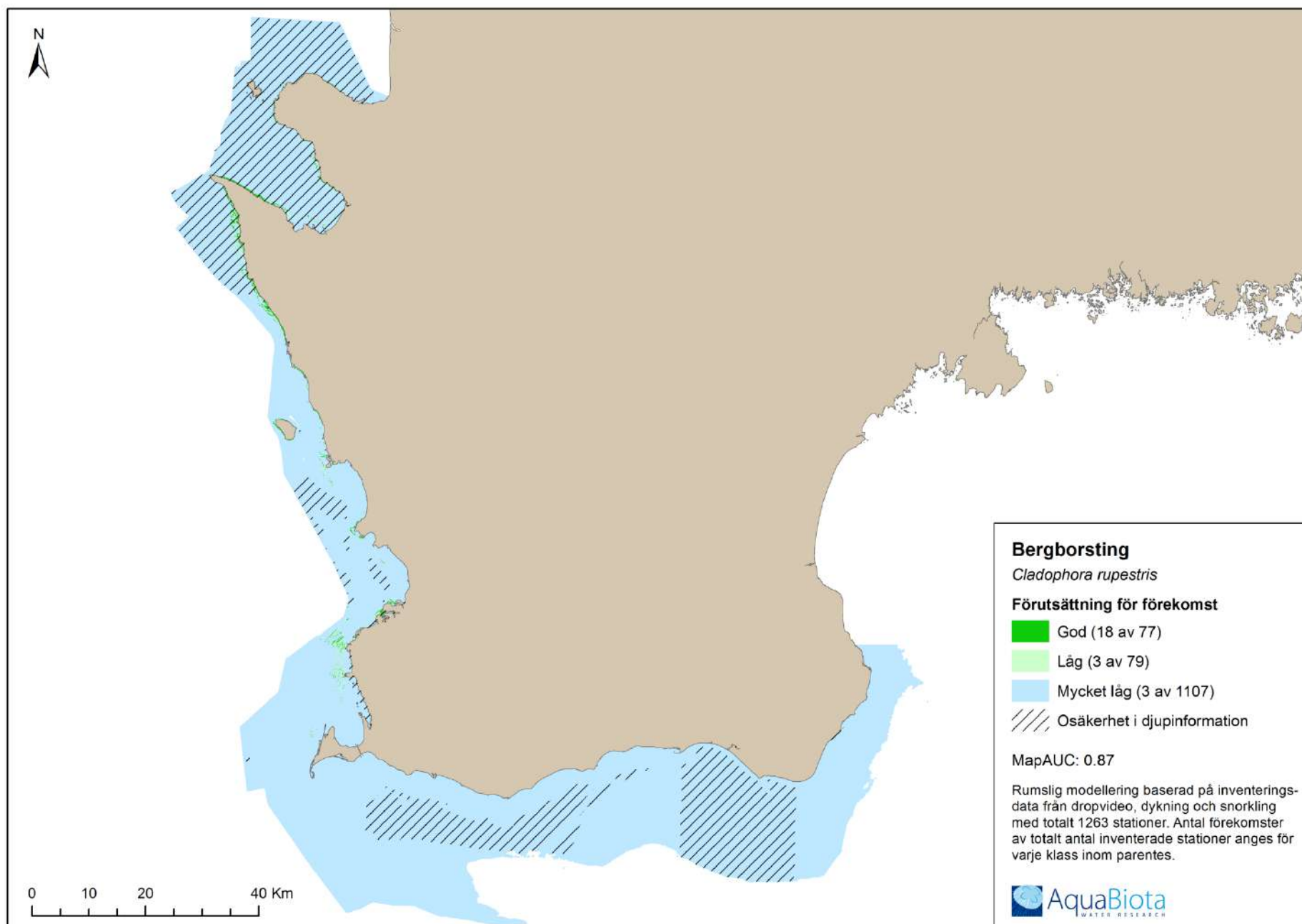
Figur 24. Predikterad förutsättning för förekomst av rödblåd (*Coccolithus truncatus*/*Phyllophora pseudoceranoides*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



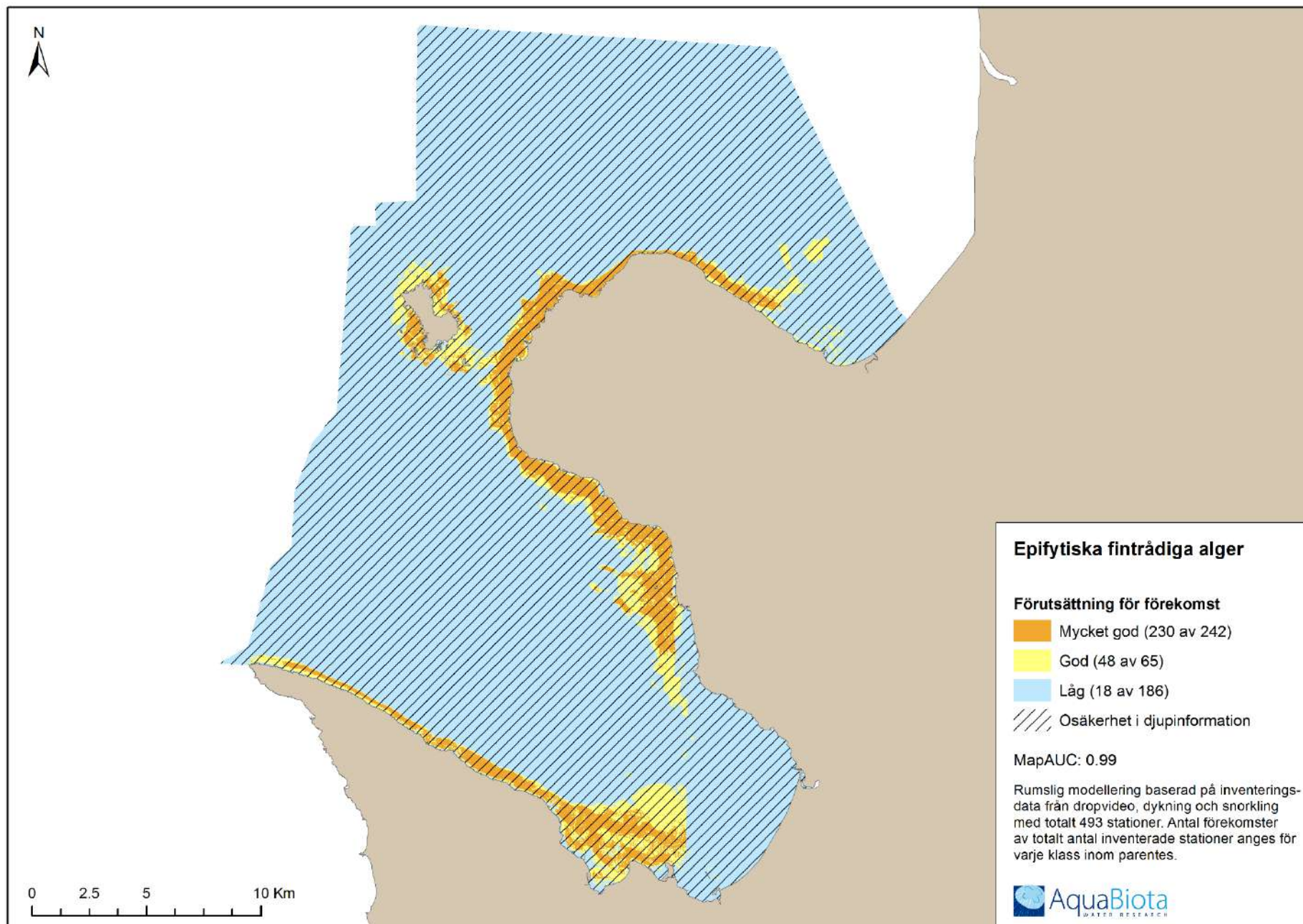
Figur 25. Predikterad förutsättning för förekomst av rödslickar (*Polysiphonia* spp.). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



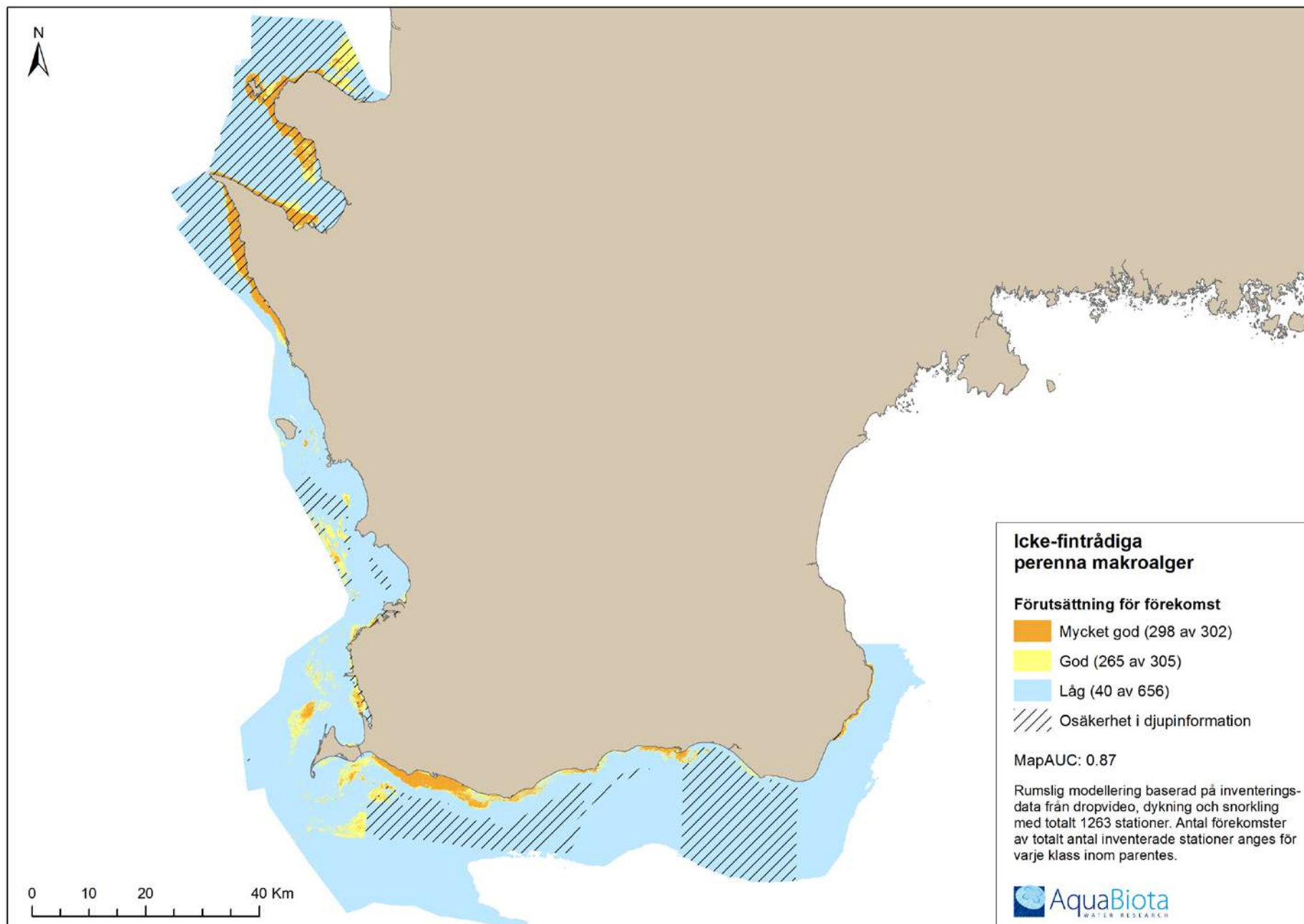
Figur 26. Predikterad förutsättning för förekomst av släken (*Ceramium* spp.). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



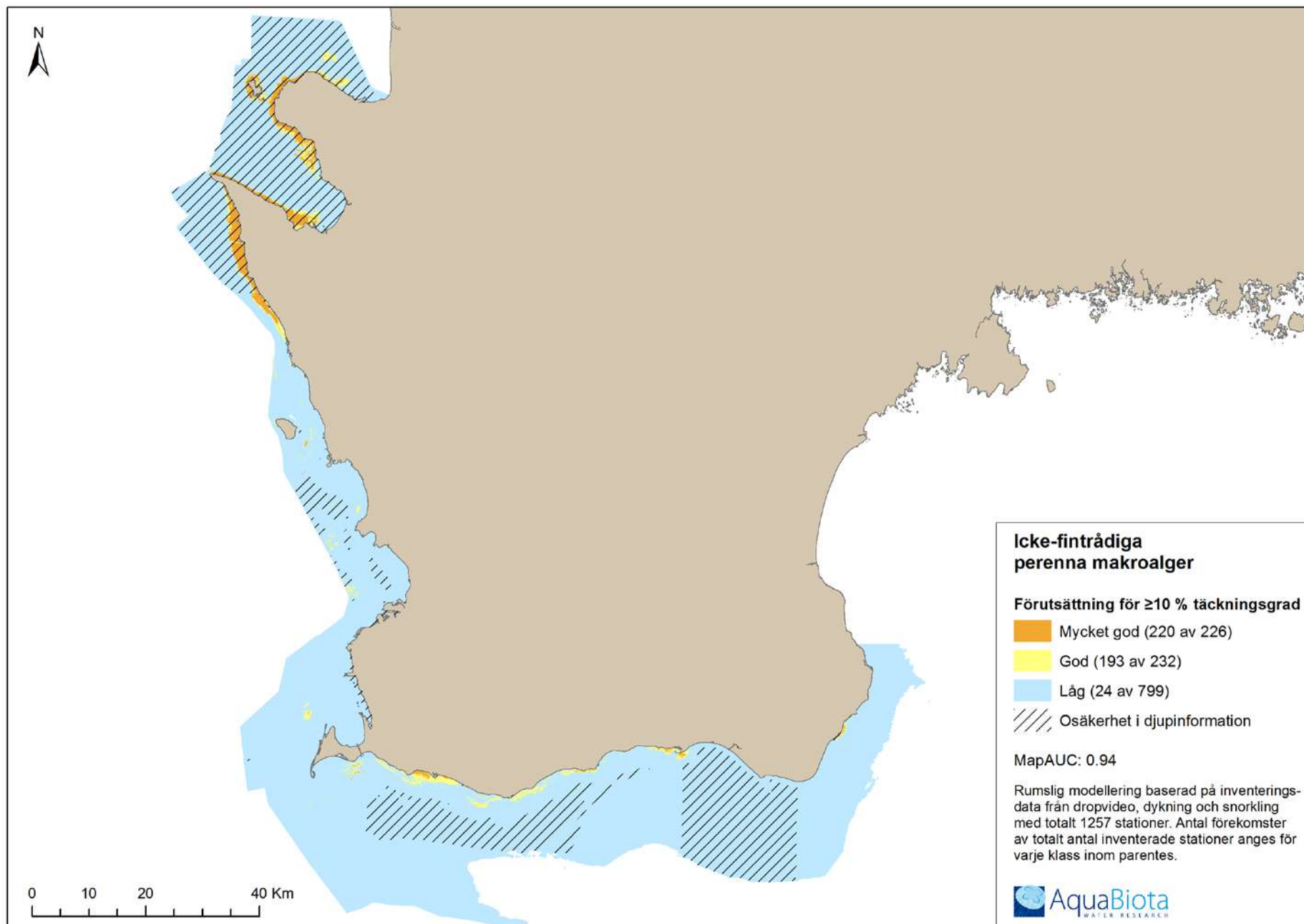
Figur 27. Predikterad förutsättning för förekomst av bergborsting (*Cladophora rupestris*). Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



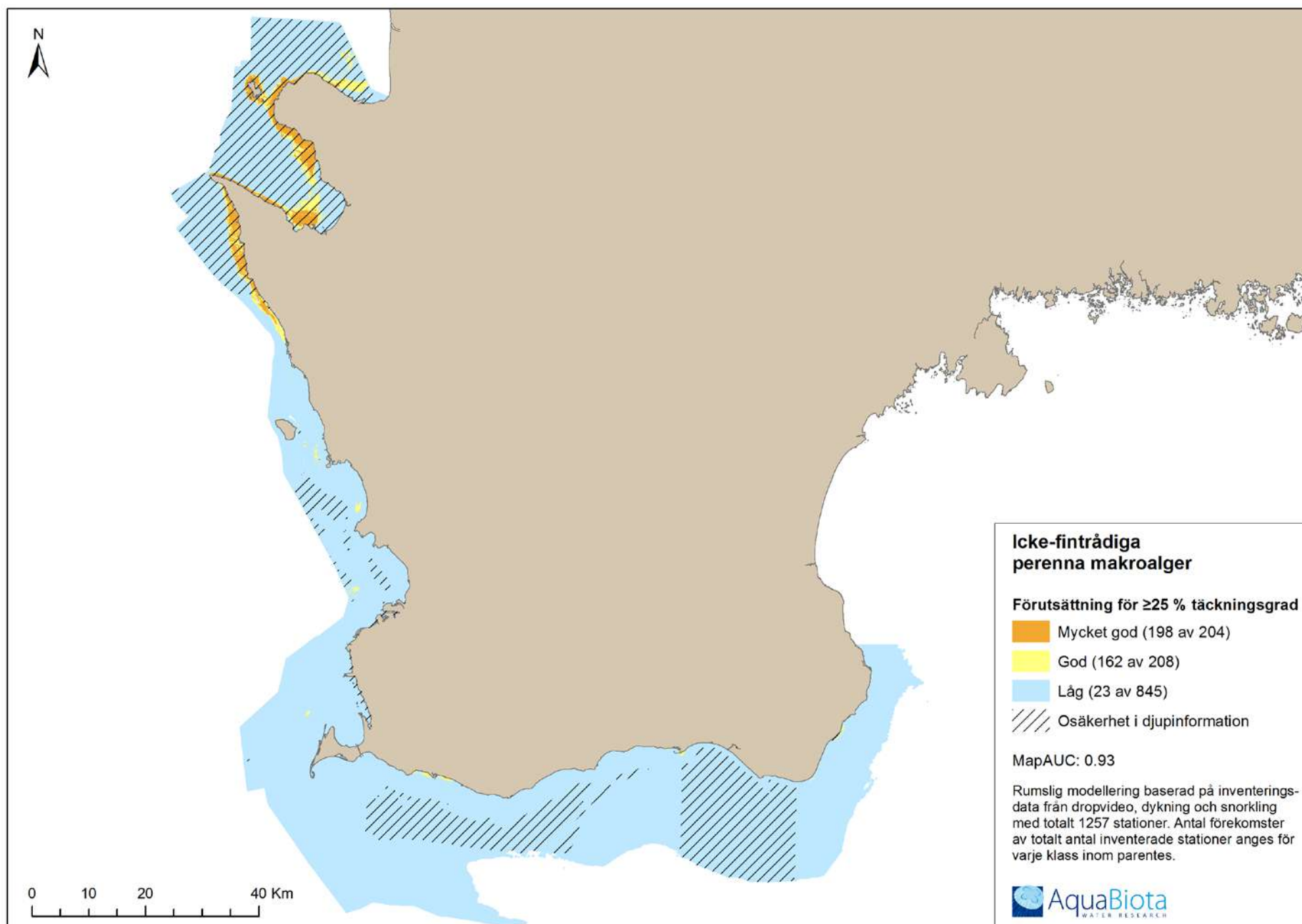
Figur 28. Predikterad förutsättning för förekomst av epifytiska fintrådiga alger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



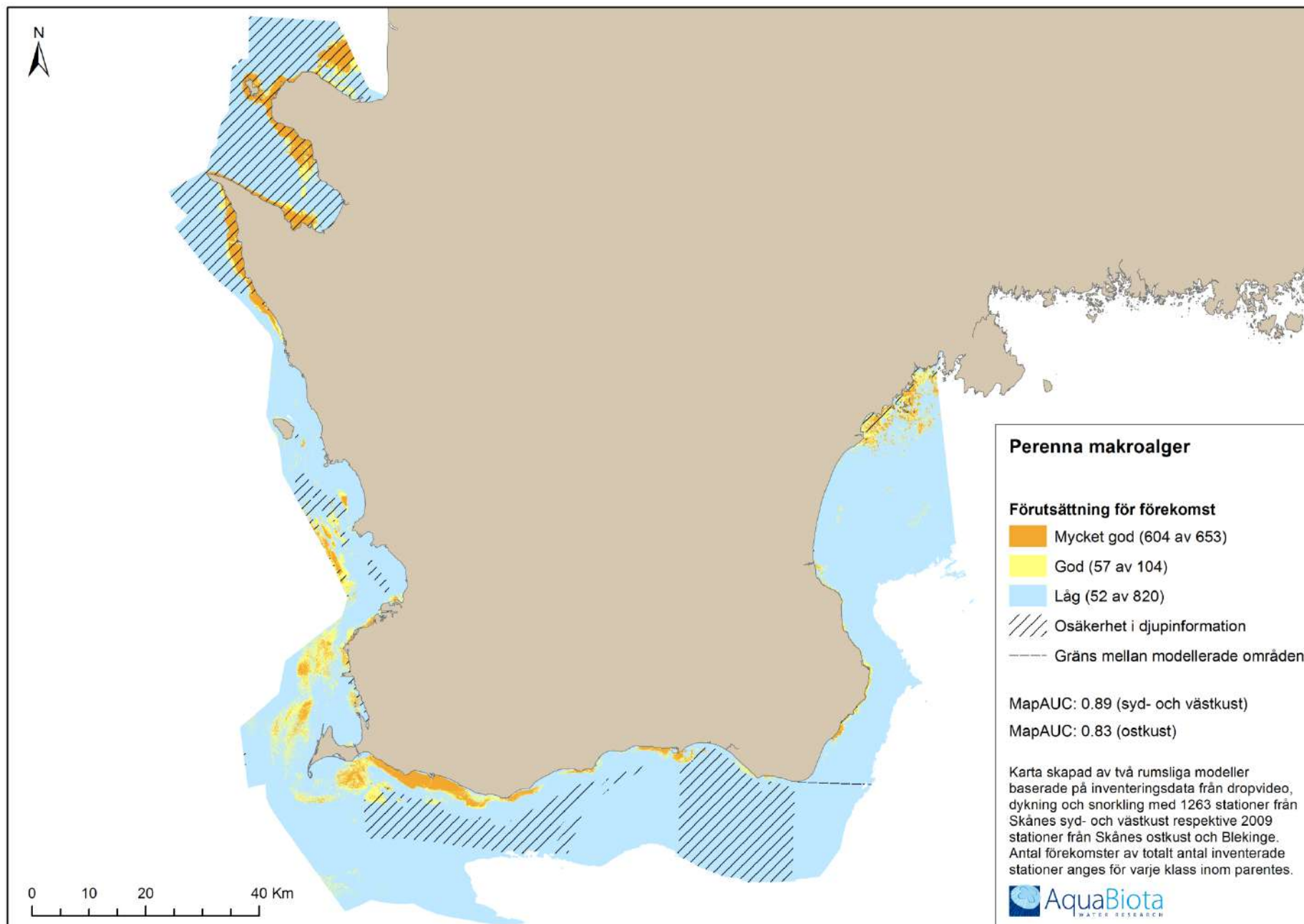
Figur 29. Predikterad förutsättning för förekomst av icke-fintrådiga perenna makroalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



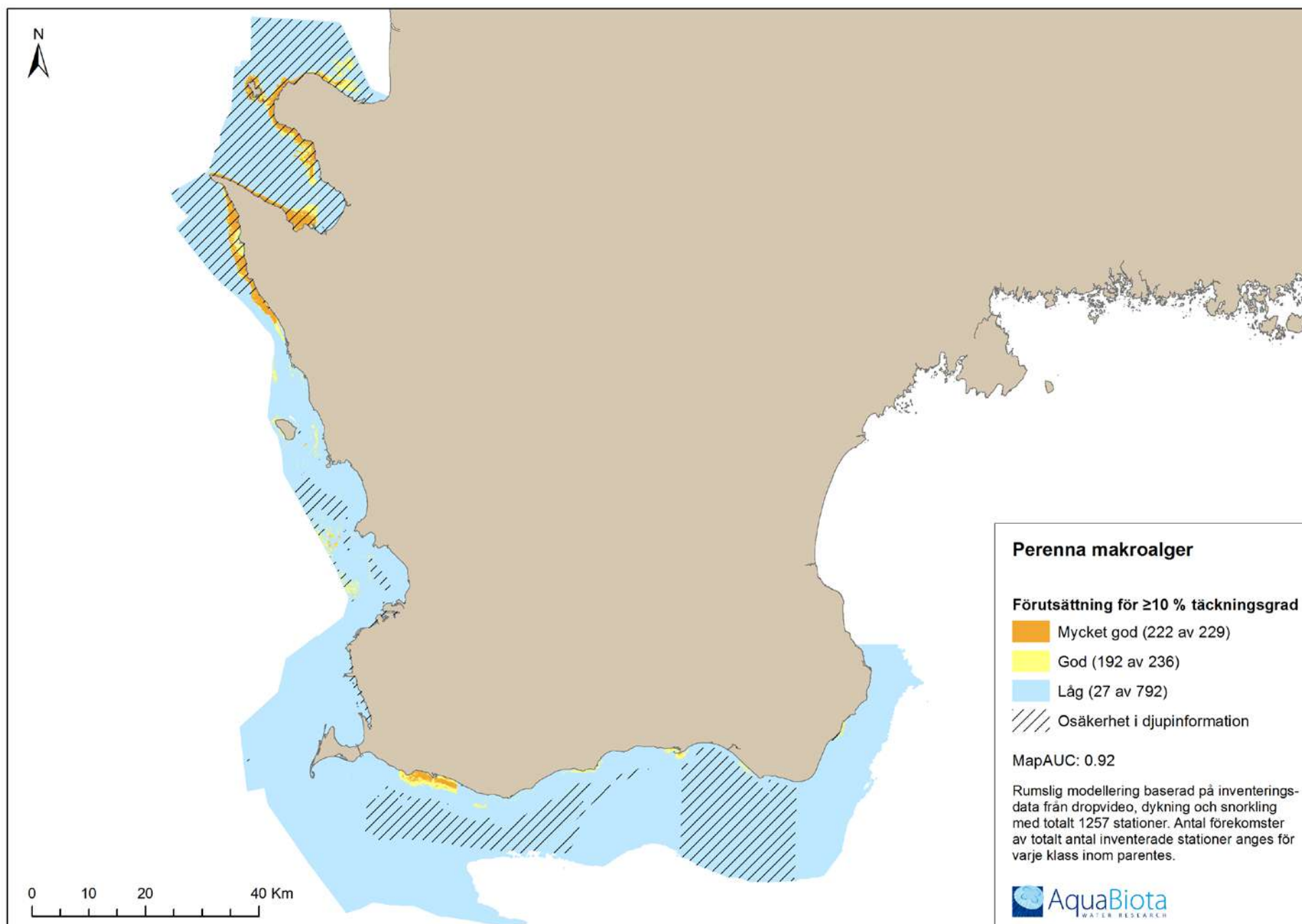
Figur 30. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av icke-fintrådiga perenna makroalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



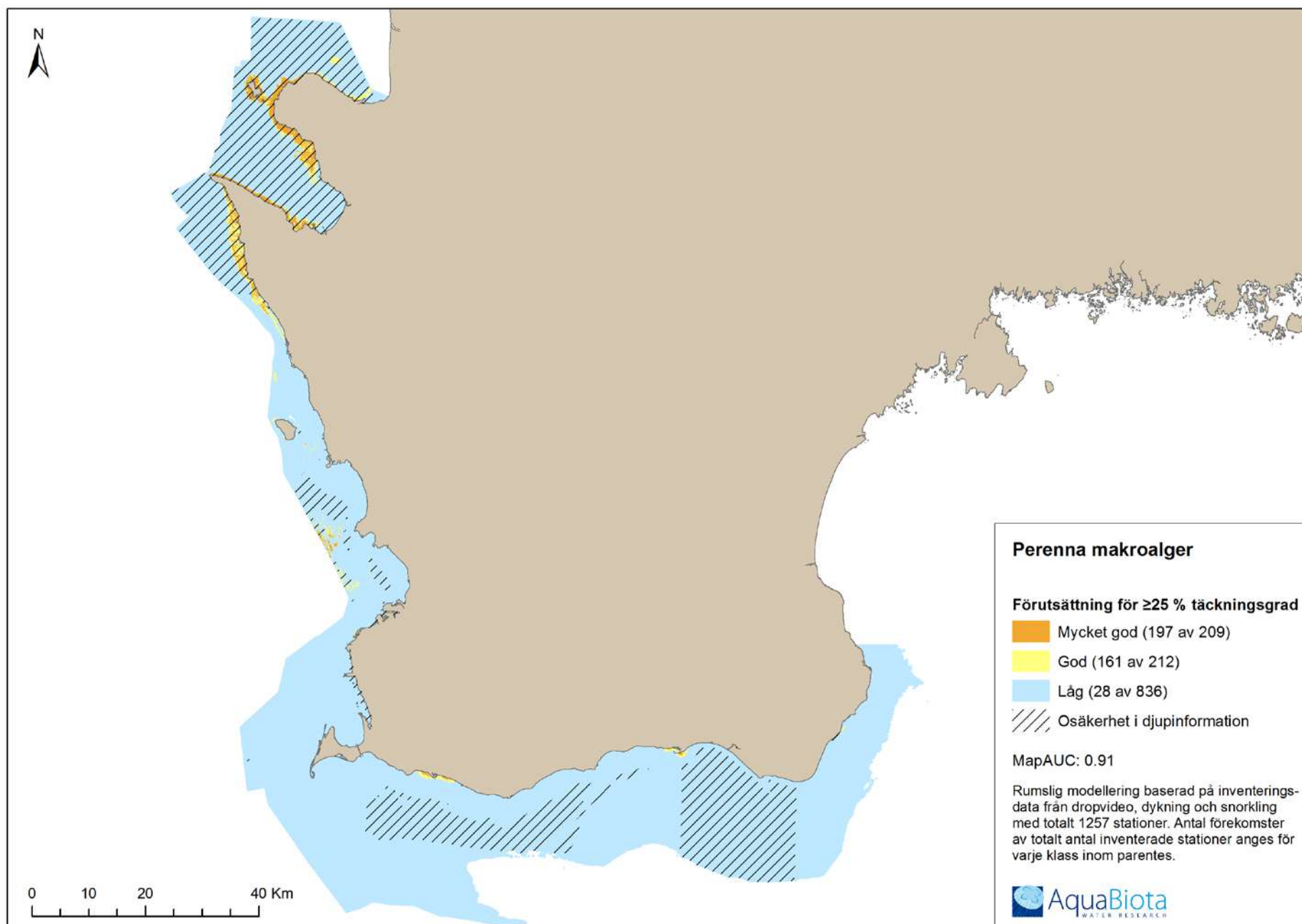
Figur 31. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av icke-fintrådiga perenna makroalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



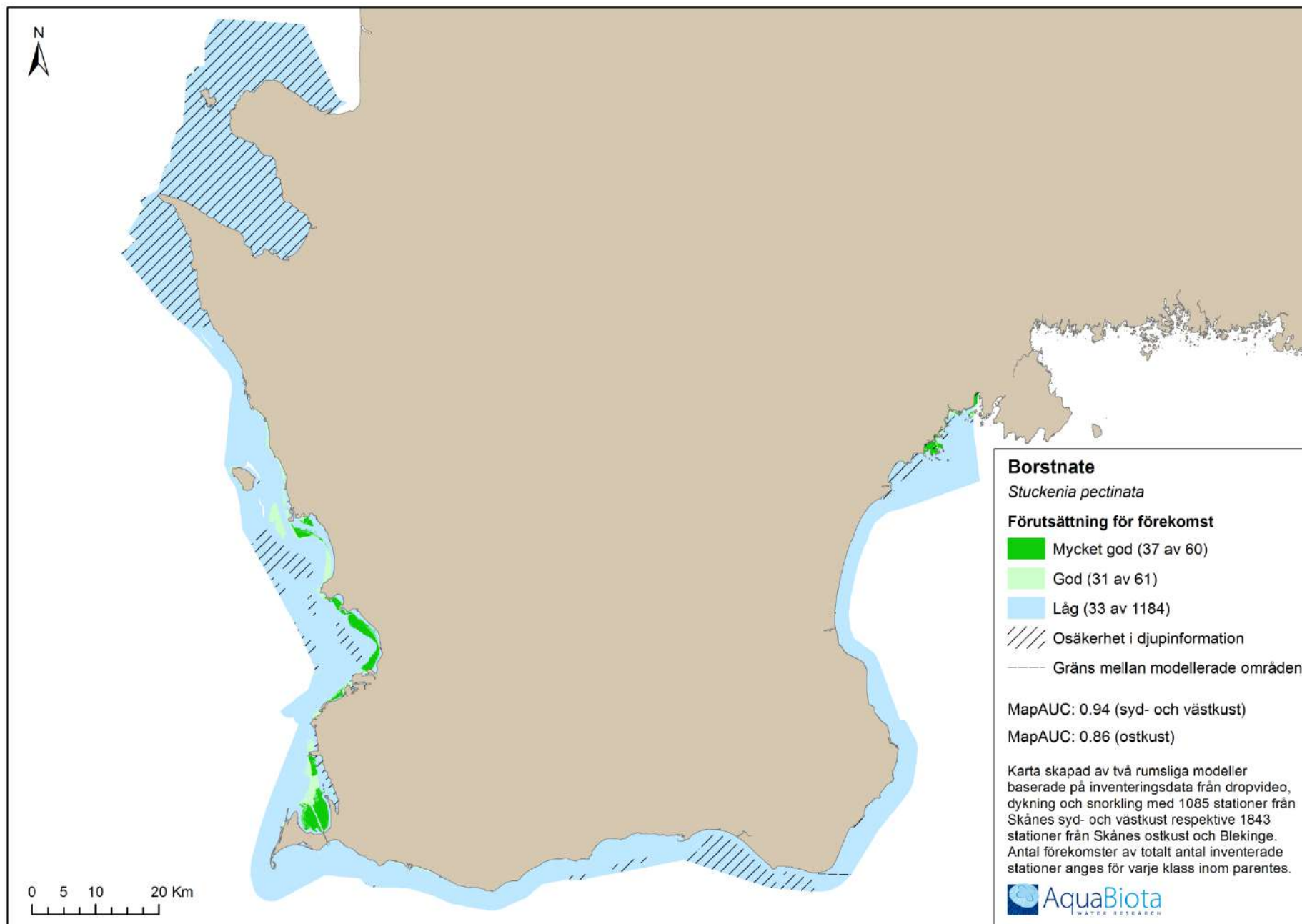
Figur 32. Predikterad förutsättning för förekomst av perenna makroalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



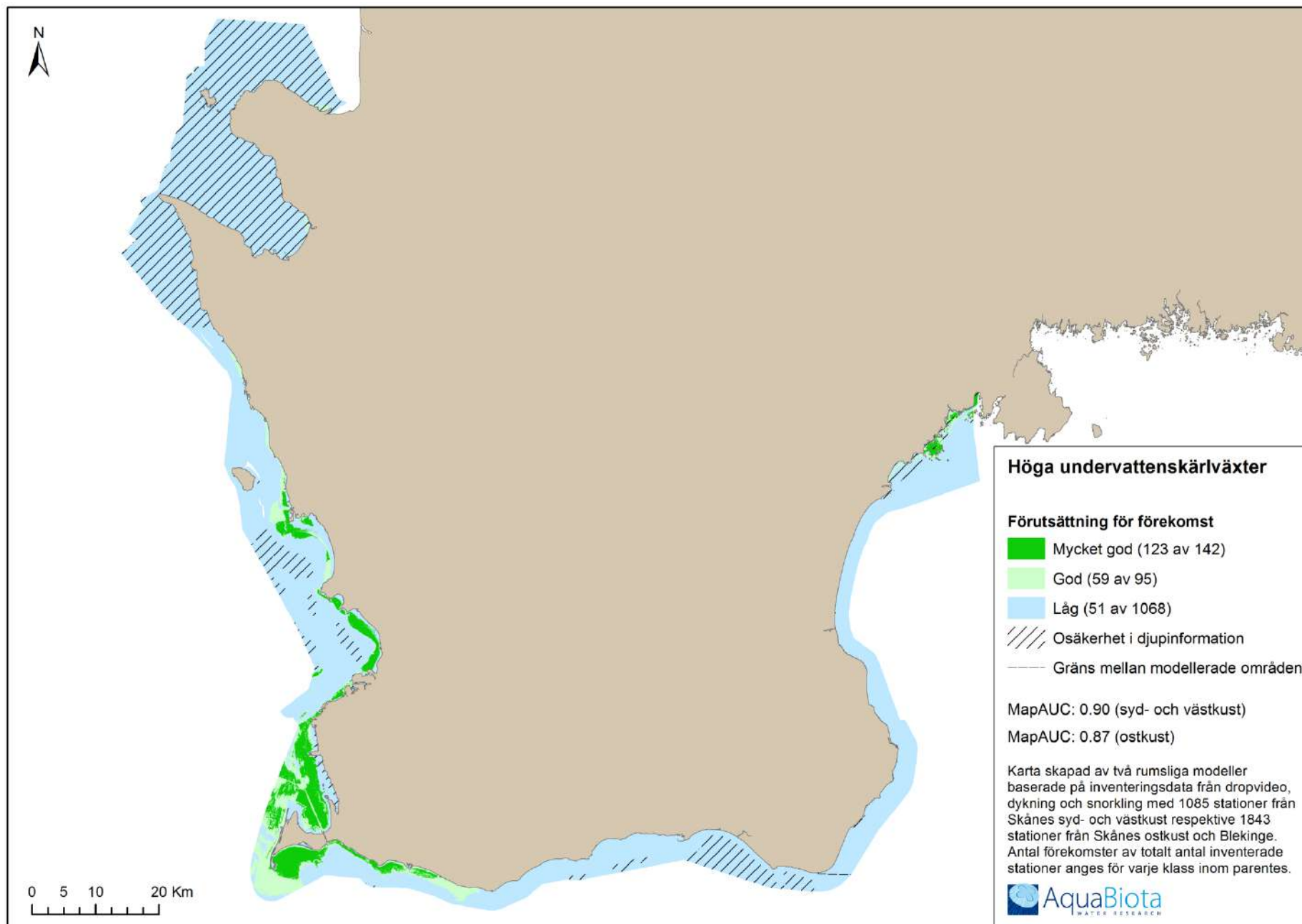
Figur 33. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av perenna makroalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



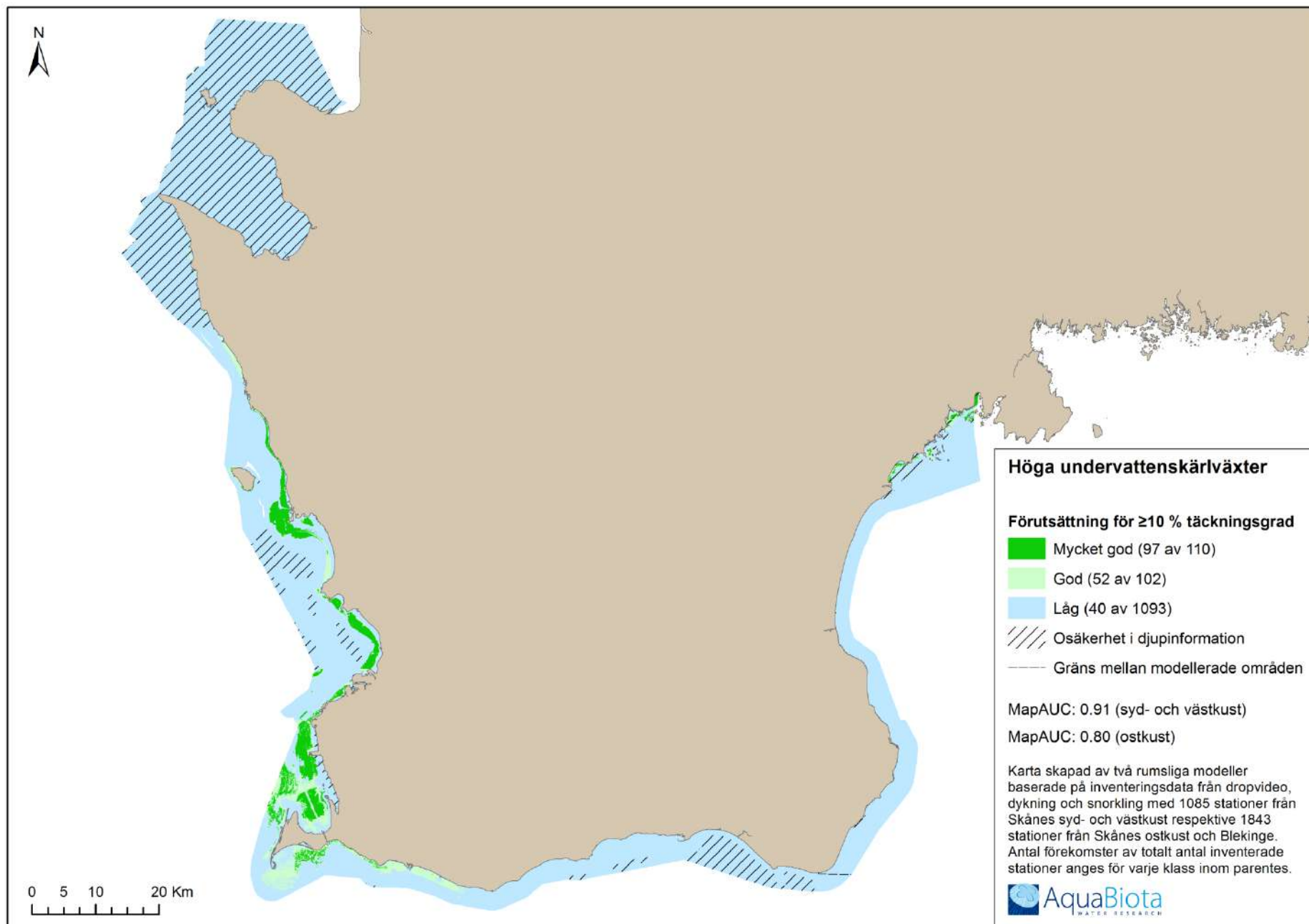
Figur 34. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av perenna makroalger. Predikterat område är begränsat till maximalt 41 m djup.



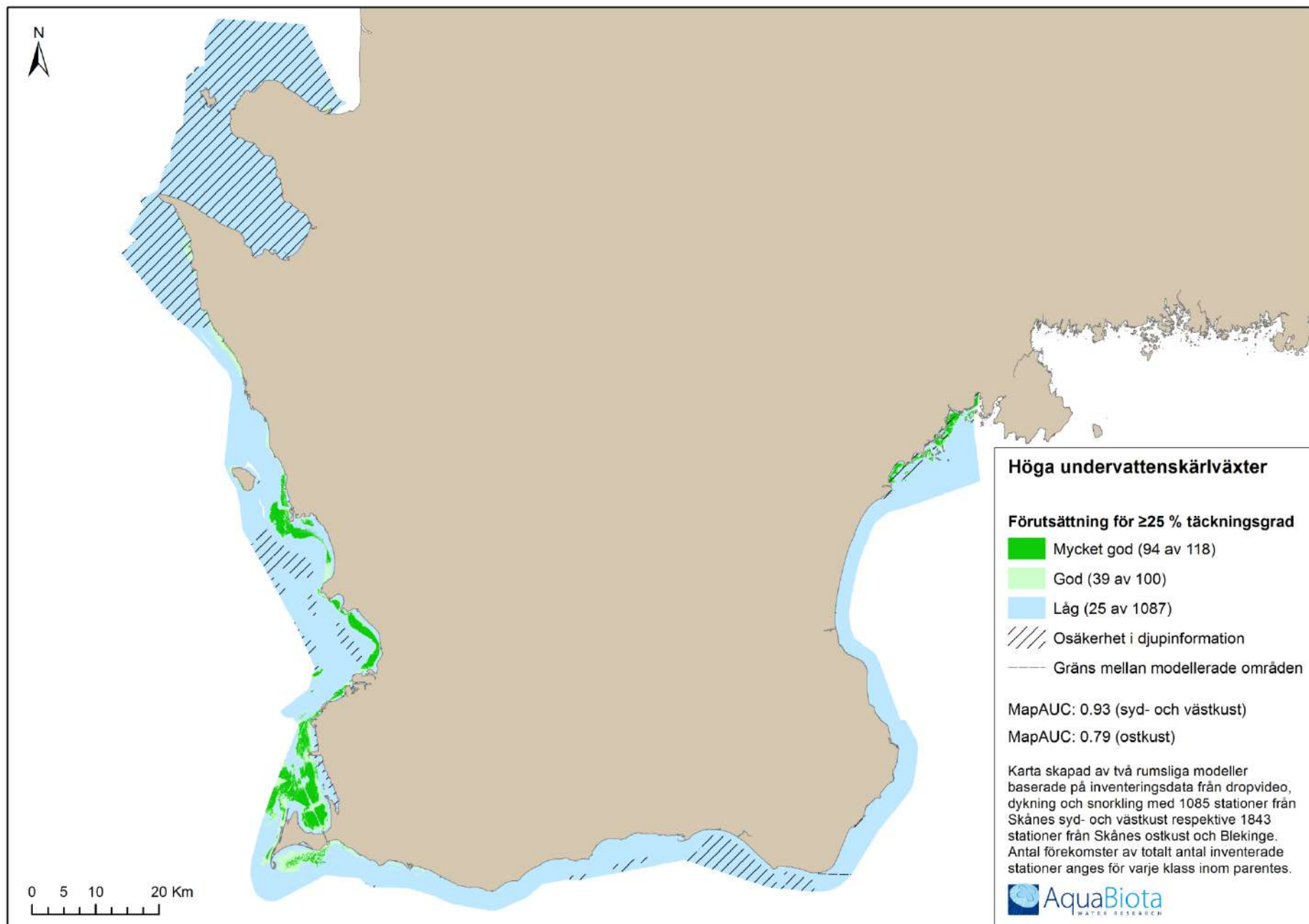
Figur 35. Predikterad förutsättning för förekomst av borstnate (*Stuckenia pectinata*). Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



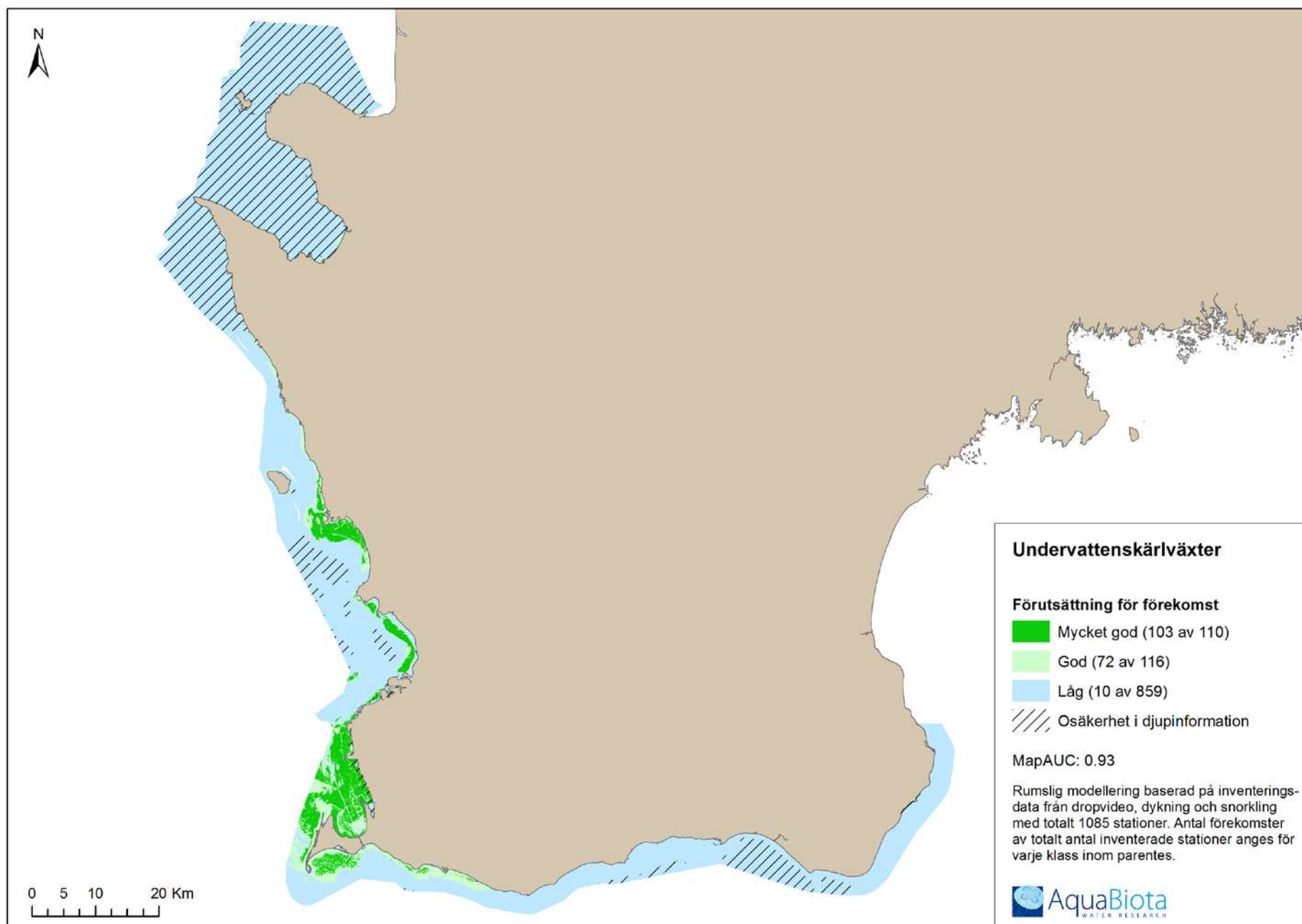
Figur 36. Predikterad förutsättning för förekomst av höga undervattenskärlväxter. Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



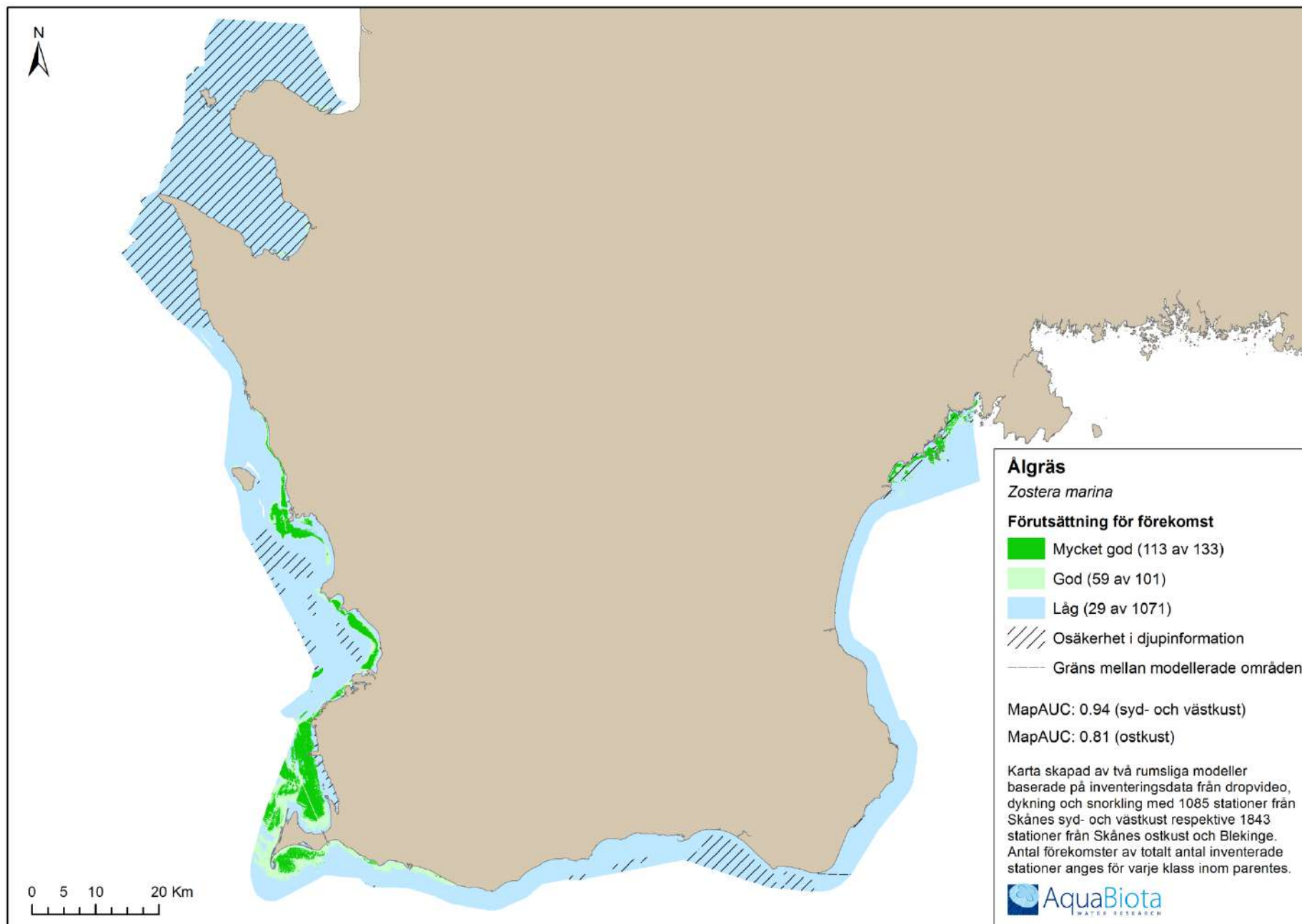
Figur 37. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av höga undervattenskärlväxter. Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



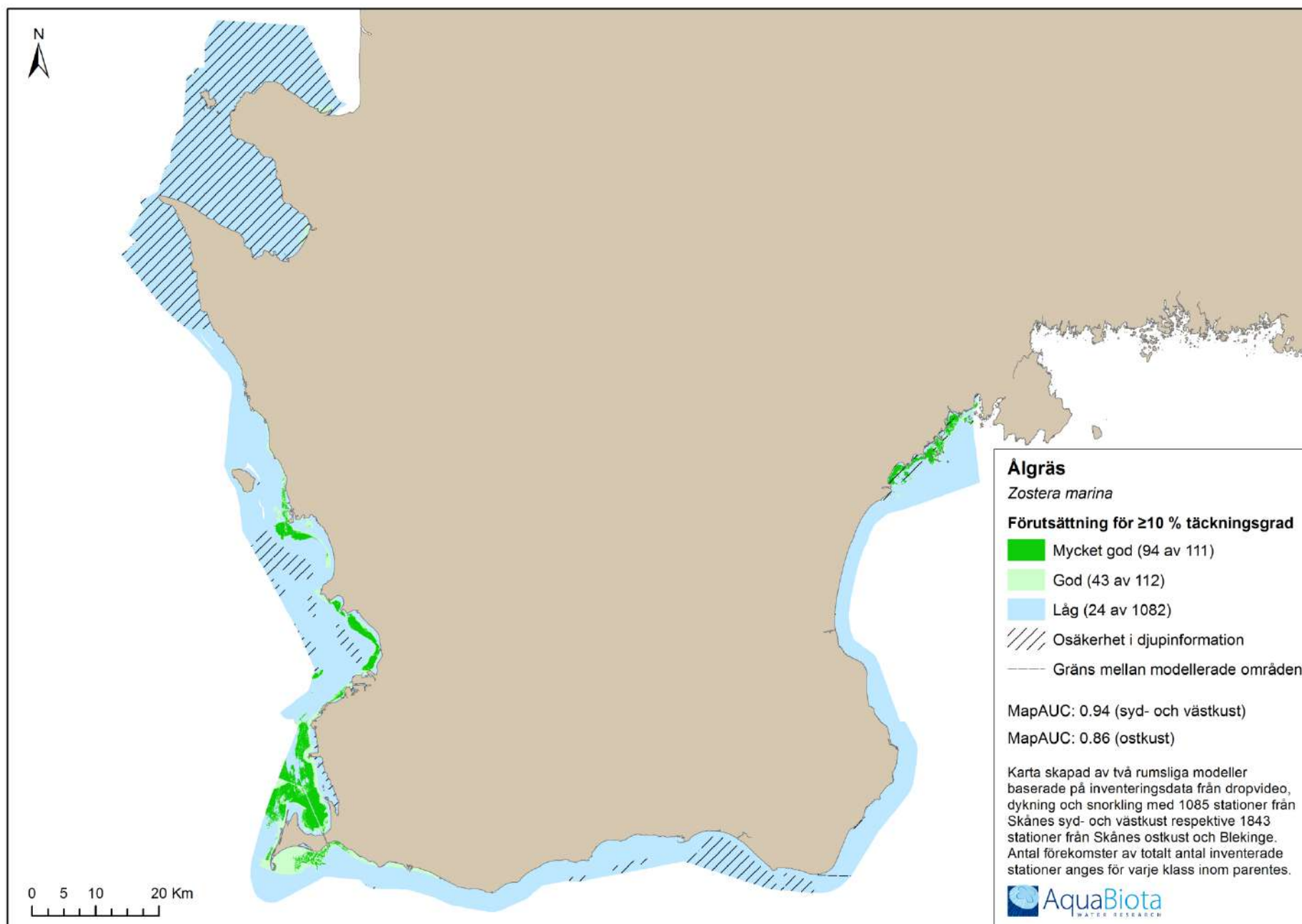
Figur 38. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av höga undervattenskärlväxter. Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



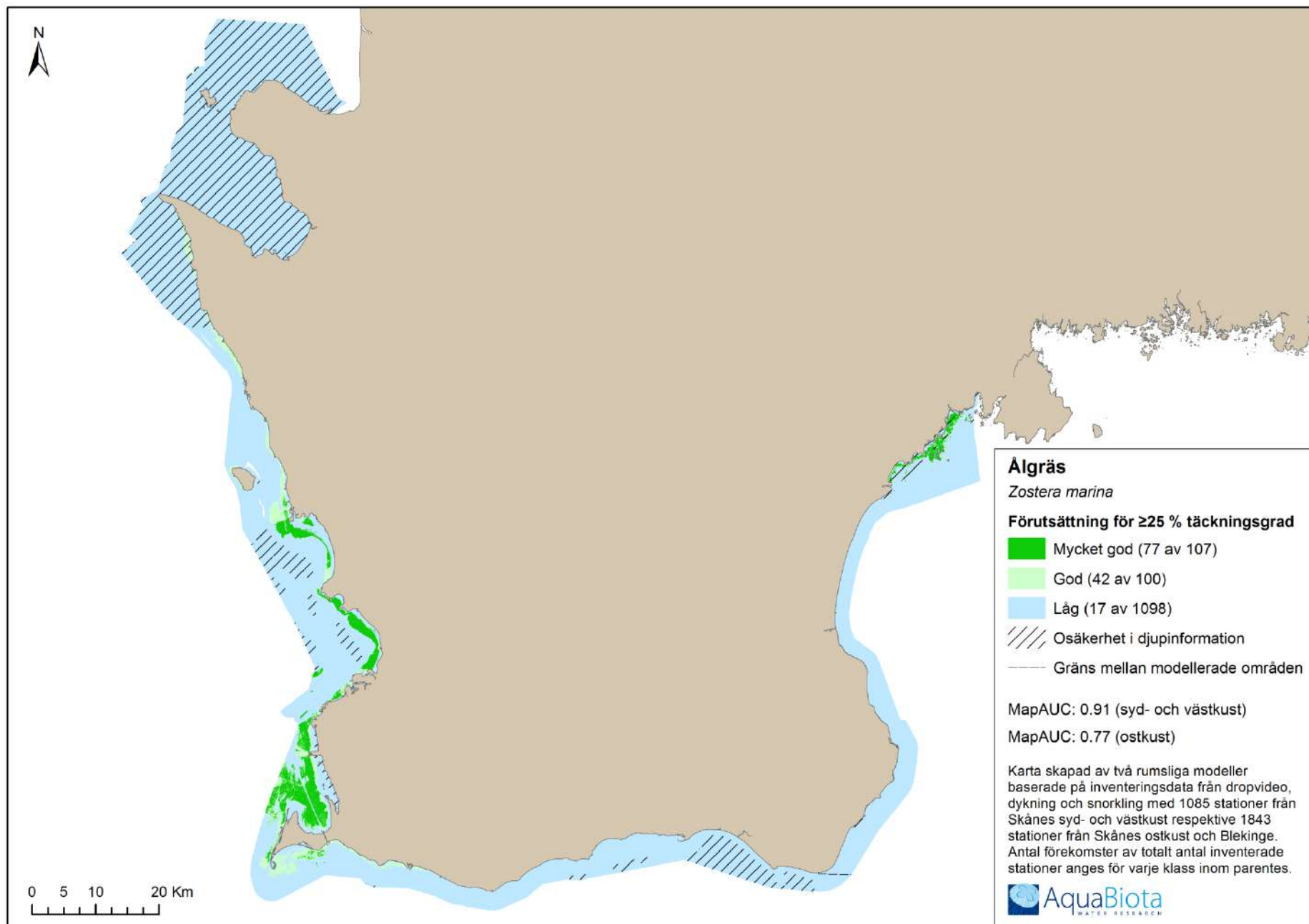
Figur 39. Predikterad förutsättning för förekomst av undervattenskärlväxter. Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



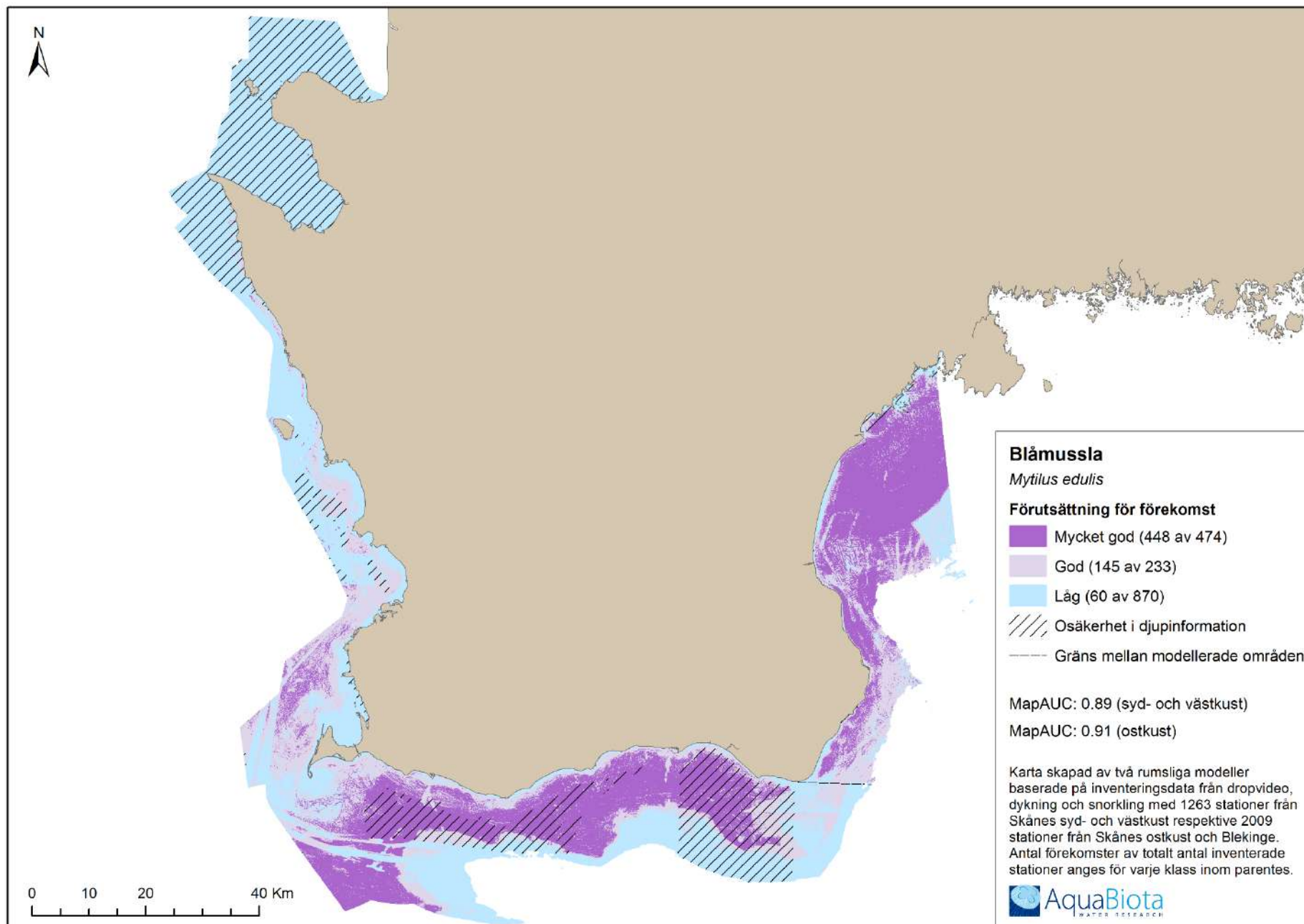
Figur 40. Predikterad förutsättning för förekomst av ålgräs (*Zostera marina*). Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



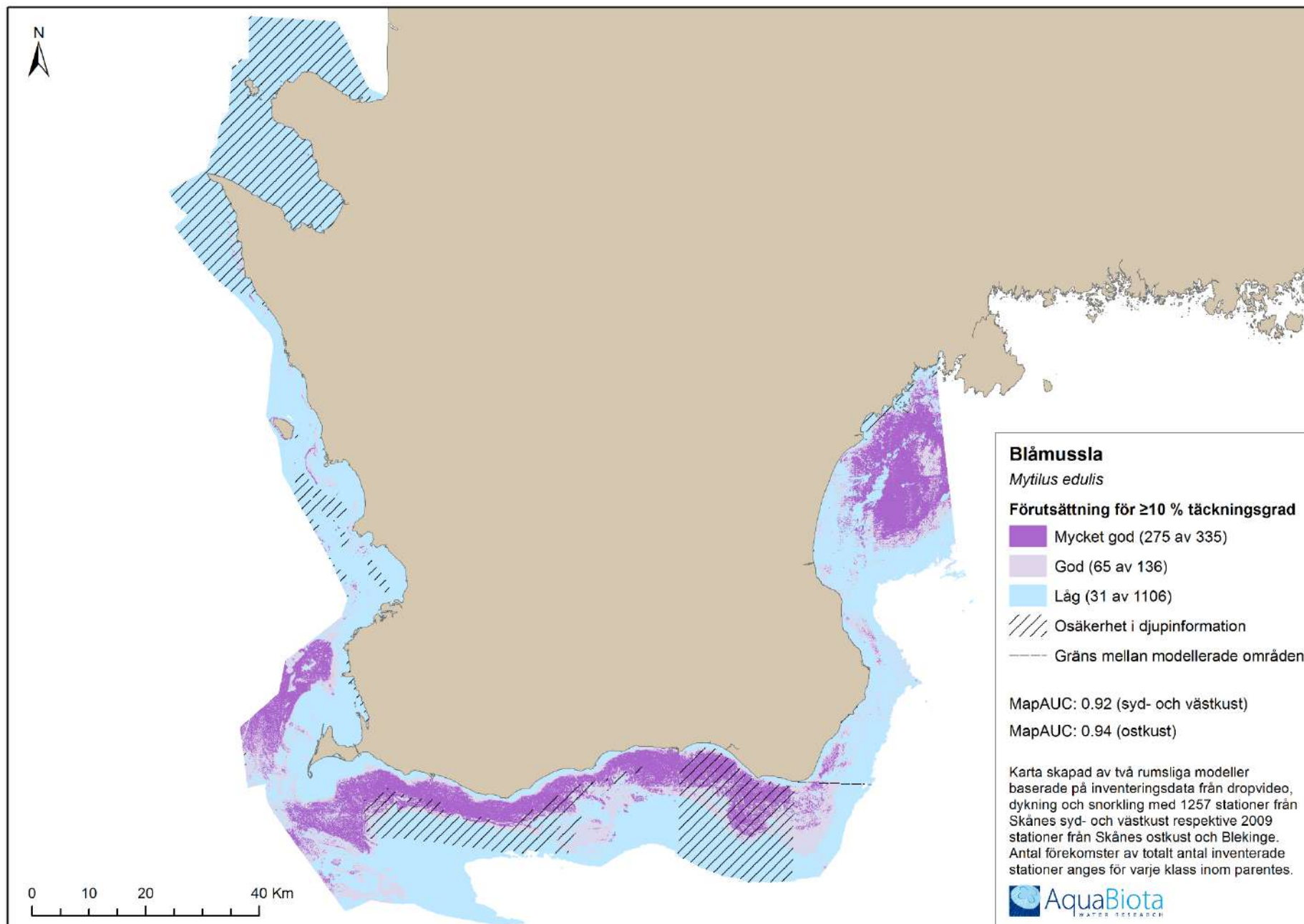
Figur 41. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*). Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



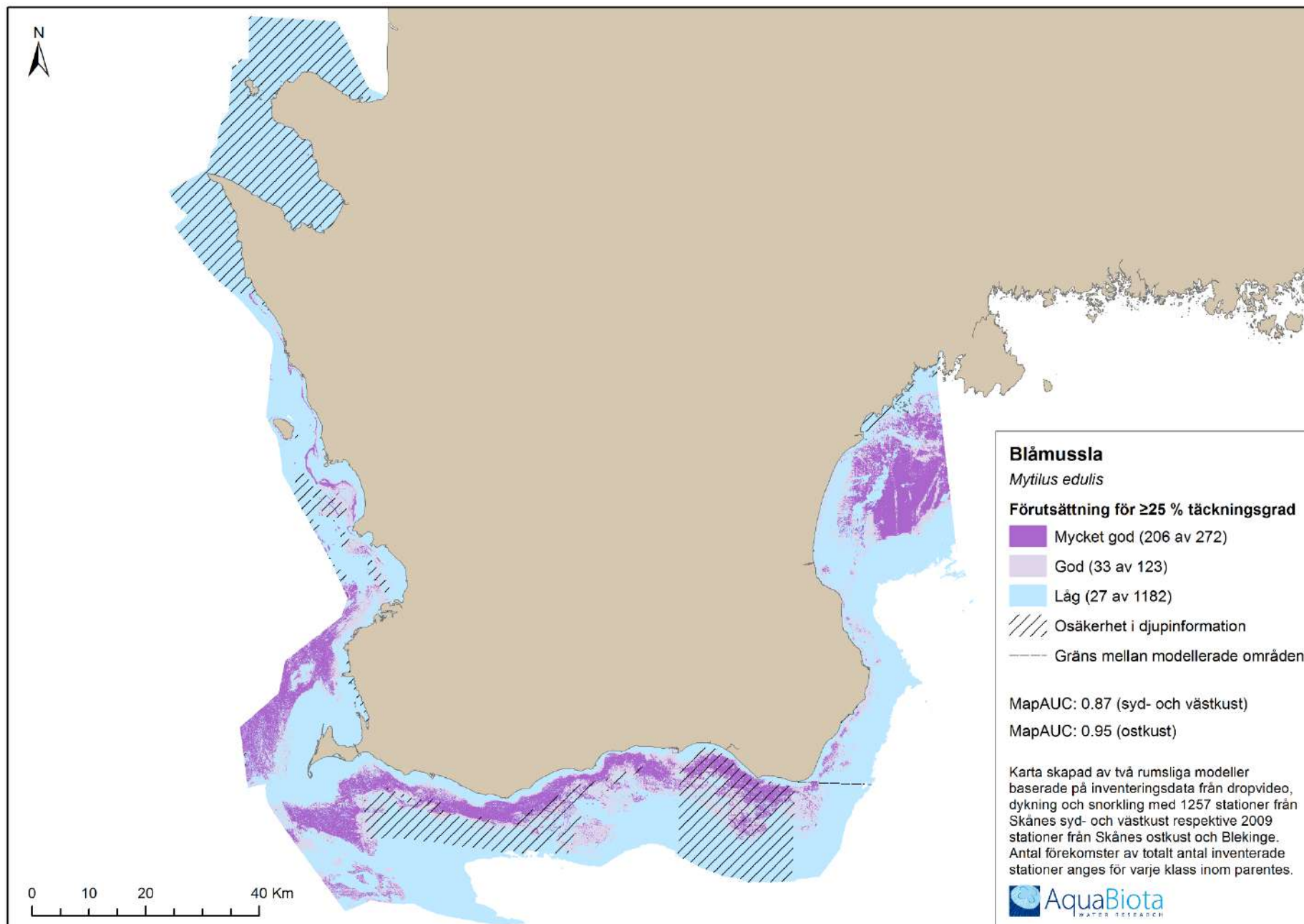
Figur 42. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*). Predikterat område är begränsat till utbredningen av hydrografiska lager från HOME-modellen.



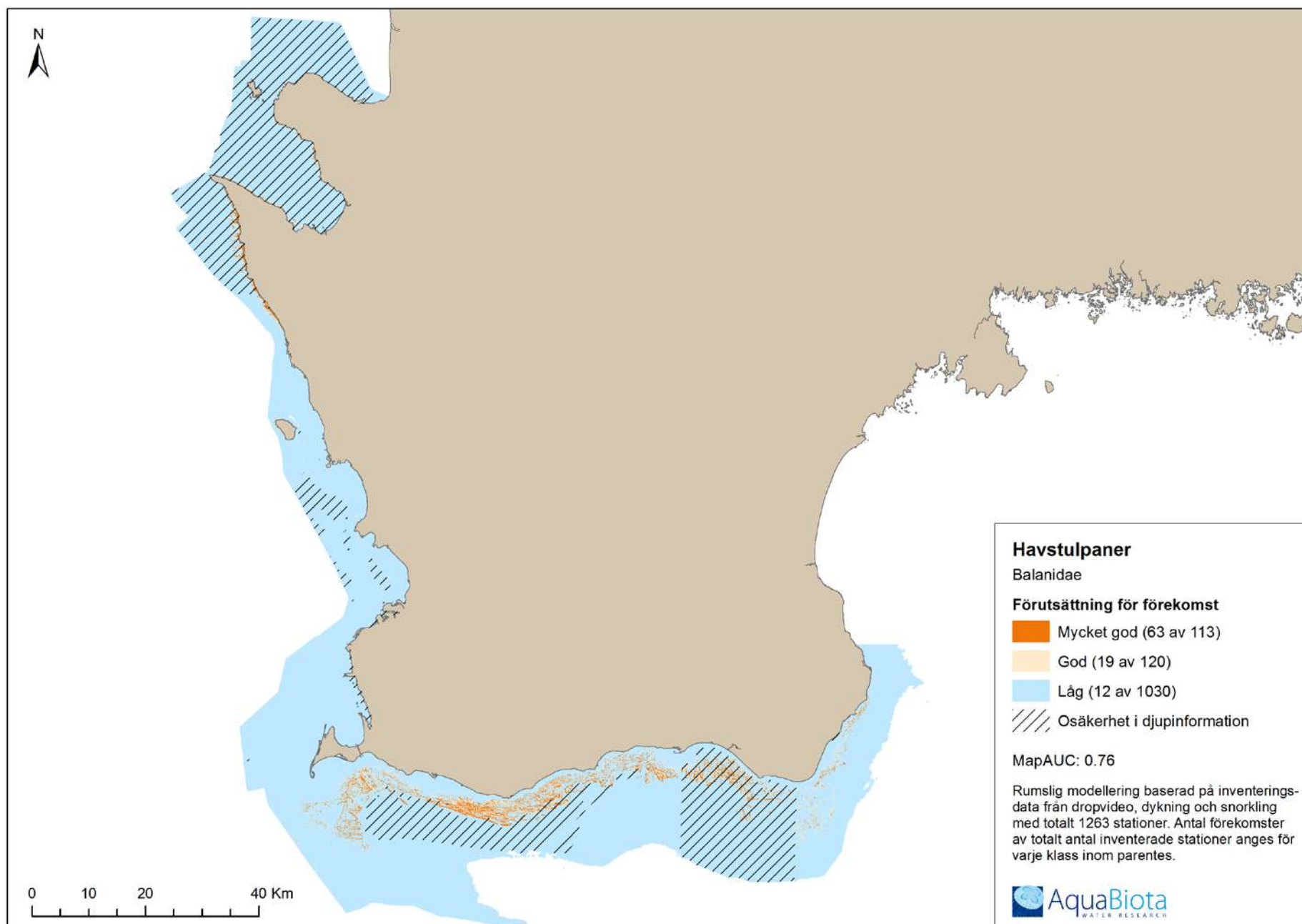
Figur 43. Predikterad förutsättning för förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*). Predikterat område är begränsat till 41 m djup.



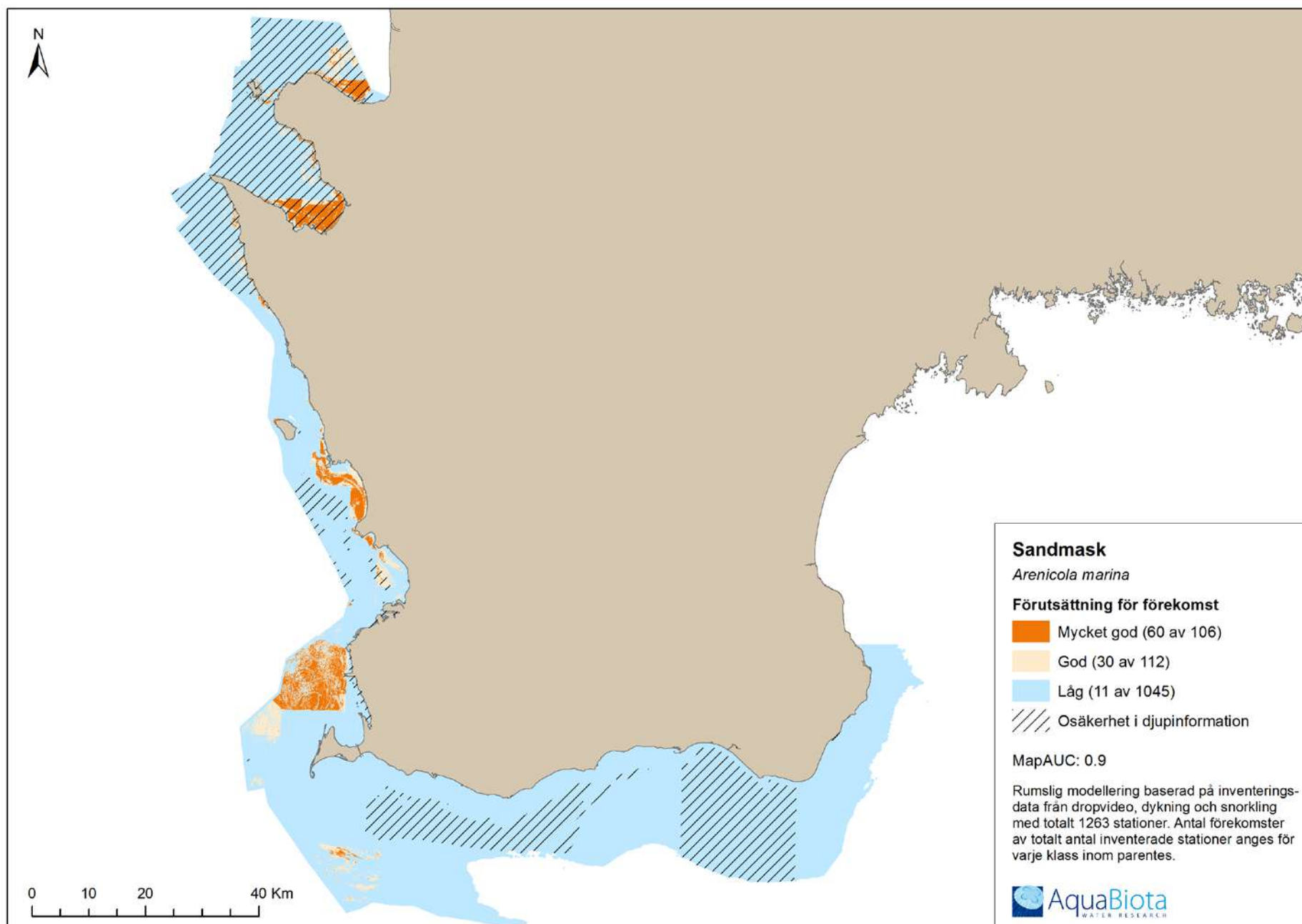
Figur 44. Predikterad förutsättning för över 10 % täckningsgrad av blåmussla (*Mytilus edulis*). Predikterat område är begränsat till 41 m djup.



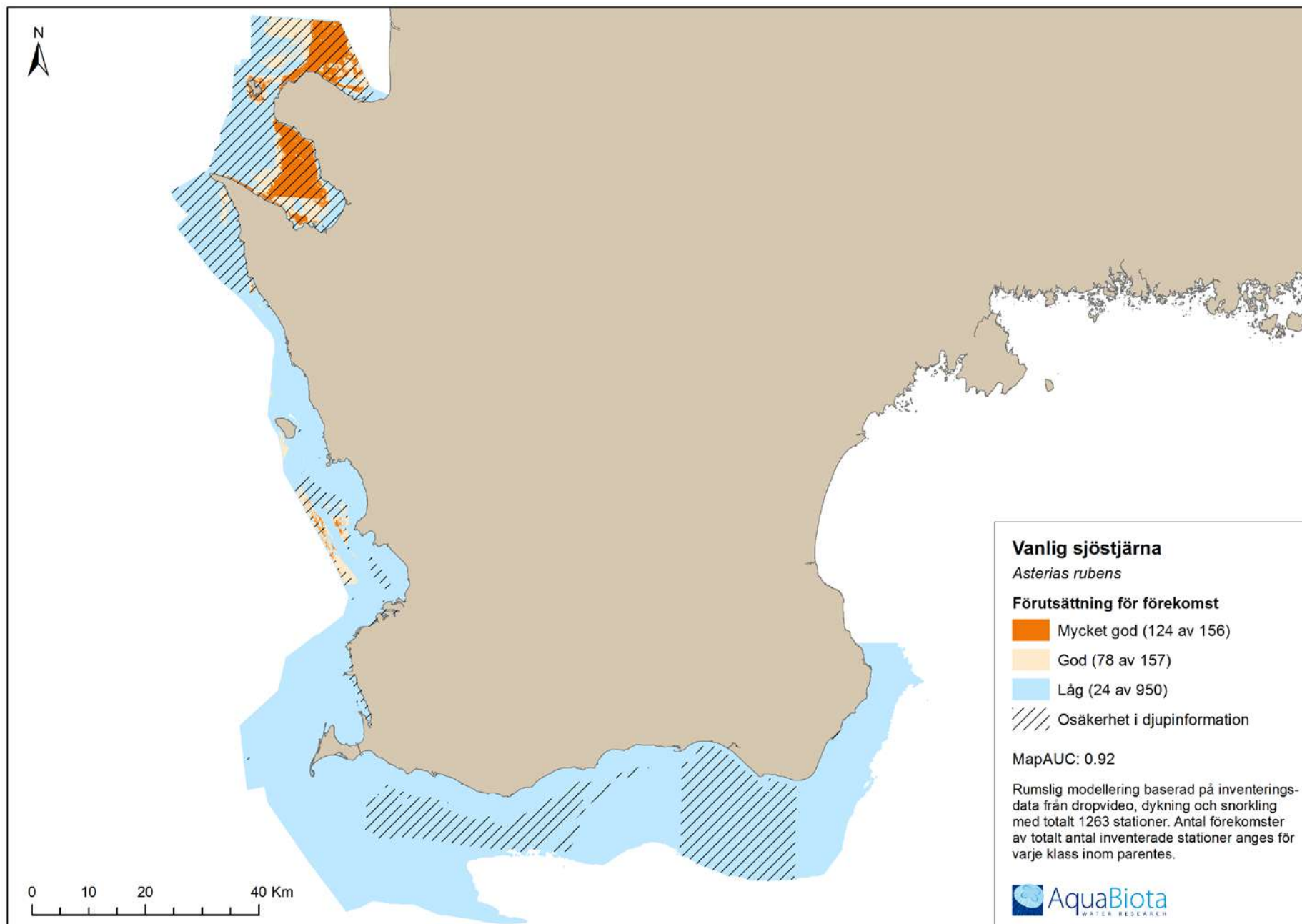
Figur 45. Predikterad förutsättning för över 25 % täckningsgrad av blåmussla (*Mytilus edulis*). Predikterat område är begränsat till 41 m djup.



Figur 46. Predikterad förutsättning för förekomst av havstulpaner (Balanidae). Predikterat område är begränsat till 41 m djup.



Figur 47. Predikterad förutsättning för förekomst av sandmask (*Arenicola marina*). Predikterat område är begränsat till 41 m djup.



Figur 48. Predikterad förutsättning för förekomst av vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*). Predikterat område är begränsat till 41 m djup.

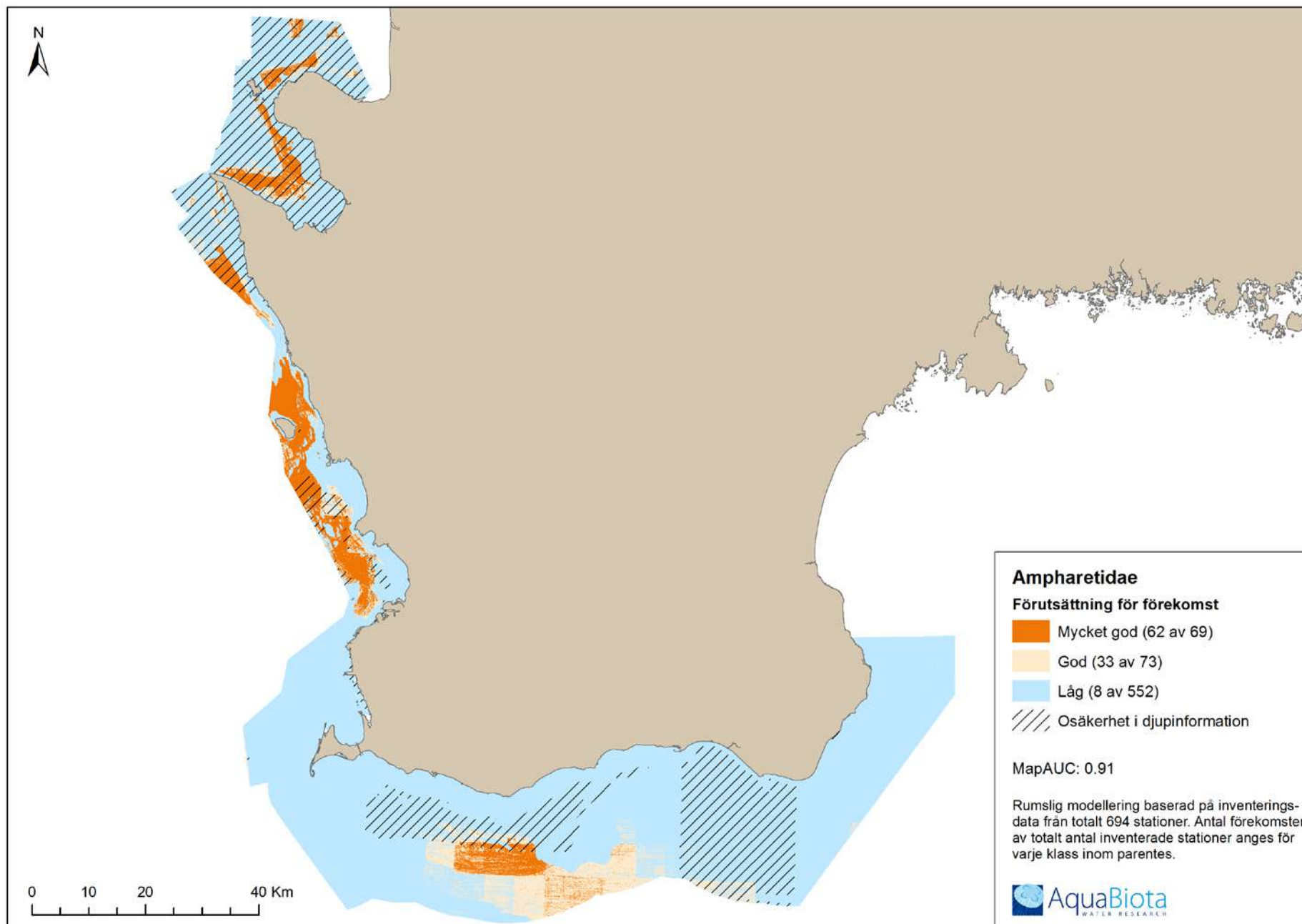
Bottenlevande djur – predikterad förutsättning för förekomst

Kartor över predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande djur presenteras inom grupperna havsborstmaskar (Polychaeta), leddjur (Arthropoda, ex. kräftdjur), ormstjärnor (Ophiuroidea) och blötdjur (Mollusca, ex. musslor), samt övriga.

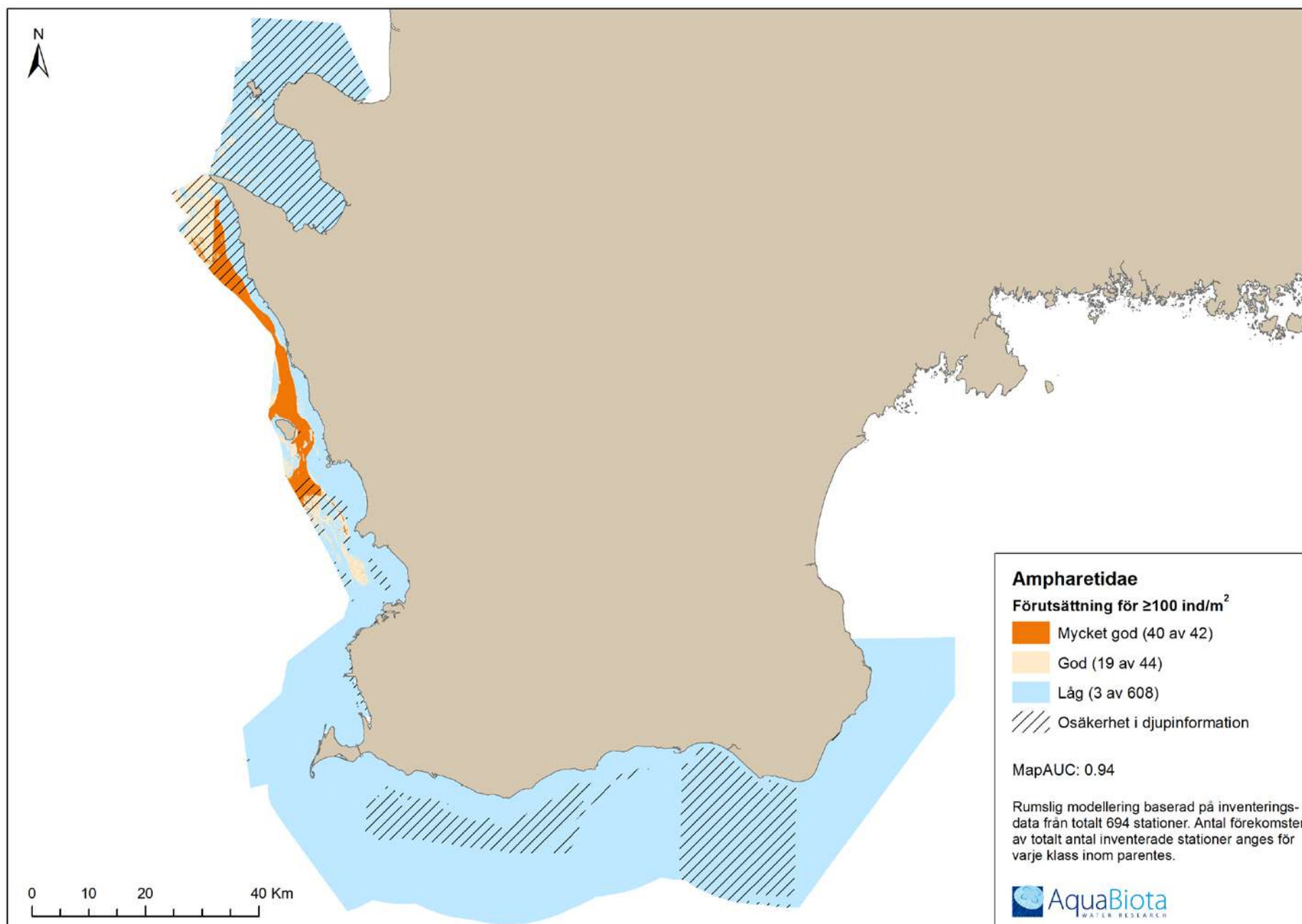
	Figur	Latinskt namn	Individer/m ²	Filnamn*
Havsborstmaskar	49	Ampharetidae	> 0	AqB _M_Ampharetidae_PA
	50	Ampharetidae	≥ 100	AqB _M_Ampharetidae_PA100
	51	<i>Anobothrus</i> spp.	> 0	AqB _M_Anobothrus_spp_PA
	52	<i>Glycera</i> spp.	> 0	AqB _M_Glycera_spp_PA
	53	<i>Hediste diversicolor</i>	> 0	AqB_hela_M_Hediste_diversicolor_PA
	54	<i>Heteromastus</i> sp.	> 0	AqB _M_Heteromastus_sp_PA
	55	<i>Maldane sarsi</i>	> 0	AqB _M_Maldane_sarsi_PA
	56	Maldanidae	> 0	AqB _M_Maldanidae_PA
	57	Maldanidae	≥ 100	AqB _M_Maldanidae_PA100
	58	<i>Marenzelleria</i> spp.	> 0	AqB_hela_M_Marenzelleria_spp_PA
	59	<i>Nephtys</i> spp.	> 0	AqB _M_Nephtys_spp_PA
	60	<i>Pholoe</i> spp.	> 0	AqB _M_Pholoe_spp_PA
	61	Phyllodocida	> 0	AqB _M_Phyllodocida_PA
	62	Phyllodocida	≥ 100	AqB _M_Phyllodocida_PA100
	63	<i>Scalibregma</i> spp.	> 0	AqB _M_Scalibregma_spp_PA
	64	<i>Scoloplos armiger</i>	> 0	AqB _M_Scoloplos_armiger_PA
	65	<i>Scoloplos armiger</i>	≥ 100	AqB _M_Scoloplos_armiger_PA100
	66	Spionidae	> 0	AqB_hela_M_Spionidae_PA
	67	Spionidae	≥ 100	AqB _M_Spionidae_PA100
	68	Spionidae	≥ 500	AqB_hela_M_Spionidae_PA500
	69	Terebellida	> 0	AqB _M_Terebellida_PA
Leddjur	70	Anthuridae	> 0	AqB _M_Anthuridae_PA
	71	<i>Bathyporeia pilosa</i>	> 0	AqB_hela_M_Bathyporeia_pilosa_PA
	72	<i>Bathyporeia pilosa</i>	≥ 100	AqB_hela_M_Bathyporeia_pilosa_PA100
	73	<i>Cyathura carinata</i>	> 0	AqB _M_Cyathura_carinata_PA
	74	<i>Diastylis</i> spp.	> 0	AqB _M_Diastylis_spp_PA
	75	<i>Haploops tenuis</i>	> 0	AqB _M_Haploops_tenuis_PA
	76	<i>Haustorius</i> spp.	> 0	AqB _M_Haustorius_spp_PA
	77	<i>Pontoporeia femorata</i>	> 0	AqB_hela_M_Pontoporeia_femorata_PA
	78	Sphaeromatidae	> 0	AqB _M_Sphaeromatidae_PA
Ormstjärnor	79	<i>Amphiura</i> spp.	> 0	AqB _M_Amphiura_spp_PA
	80	Amphiuridae	> 0	AqB _M_Amphiuridae_PA
	81	<i>Ophiura</i> spp.	> 0	AqB _M_Ophiura_spp_PA
	82	Ophiuridae	> 0	AqB _M_Ophiuridae_PA
	83	Ophiuroidea	> 0	AqB _M_Ophiuroidea_PA
	84	Ophiuroidea	≥ 100	AqB _M_Ophiuroidea_PA100

	Figur	Latinskt namn	Individer/m ²	Filnamn*
Blötdjur	85	<i>Abra</i> spp.	> 0	AqB _M_Abra_spp_PA
	86	<i>Cerastoderma</i> spp.	> 0	AqB _hela_M_Cerastoderma_spp_PA
	87	<i>Cerastoderma</i> spp.	≥ 100	AqB _hela_M_Cerastoderma_spp_PA100
	88	<i>Corbula gibba</i>	> 0	AqB _M_Corbula_gibba_PA
	89	<i>Ennucula</i> spp.	> 0	AqB _M_Ennucula_spp_PA
	90	Hydrobiidae	> 0	AqB _hela_M_Hydrobiidae_PA
	91	Hydrobiidae	≥ 100	AqB _M_Hydrobiidae_PA100
	92	Hydrobiidae	≥ 500	AqB _M_Hydrobiidae_PA500
	93	<i>Macoma balthica</i>	> 0	AqB _hela_M_Macoma_balthica_PA
	94	<i>Macoma balthica</i>	≥ 100	AqB _hela_M_Macoma_balthica_PA100
	95	<i>Mya arenaria</i>	> 0	AqB _M_Mya_arenaria_PA
	96	<i>Nucula</i> spp.	> 0	AqB _M_Nucula_spp_PA
	97	<i>Thyasira</i> spp.	> 0	AqB _M_Thyasira_spp_PA
Övriga	98	<i>Chaetoderma</i> spp.	> 0	AqB _M_Chaetoderma_spp_PA
	99	<i>Halicryptus spinulosus</i>	> 0	AqB _hela_M_Halicryptus_spinulosus_PA
	100	<i>Virgularia mirabilis</i>	> 0	AqB _M_Virgularia_mirabilis_PA

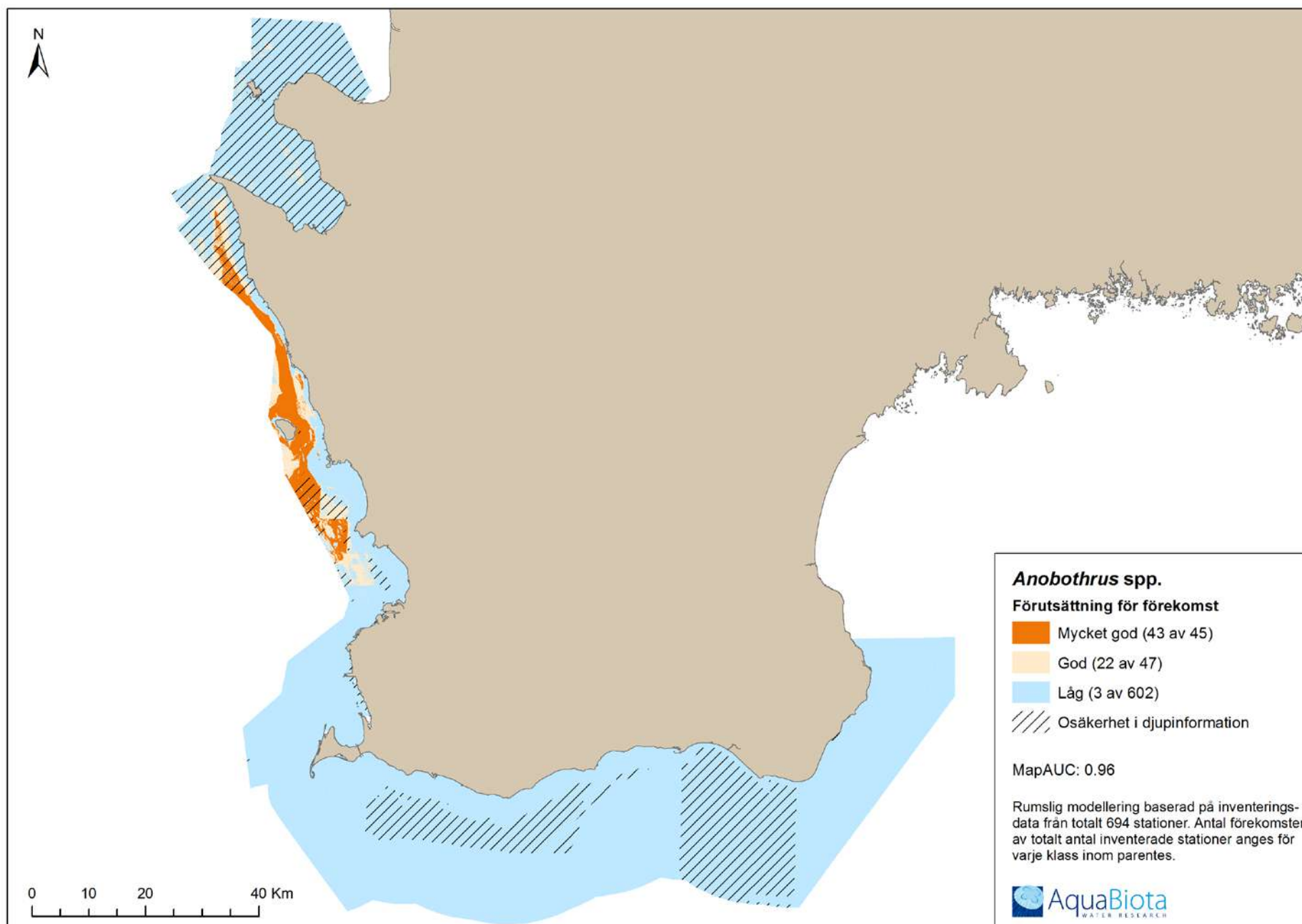
*Fria att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 14-01373)



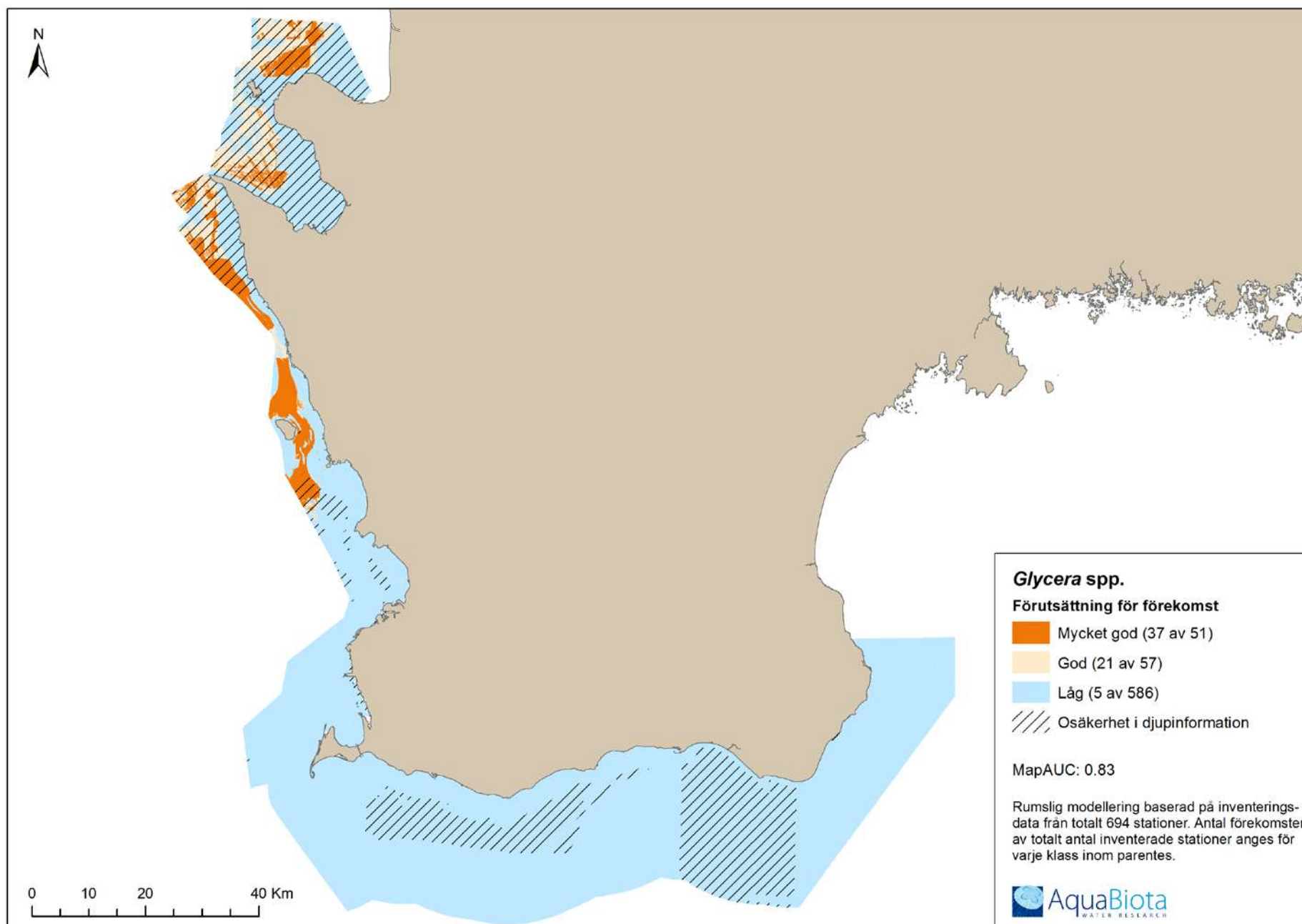
Figur 49. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskfamiljen Ampharetidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



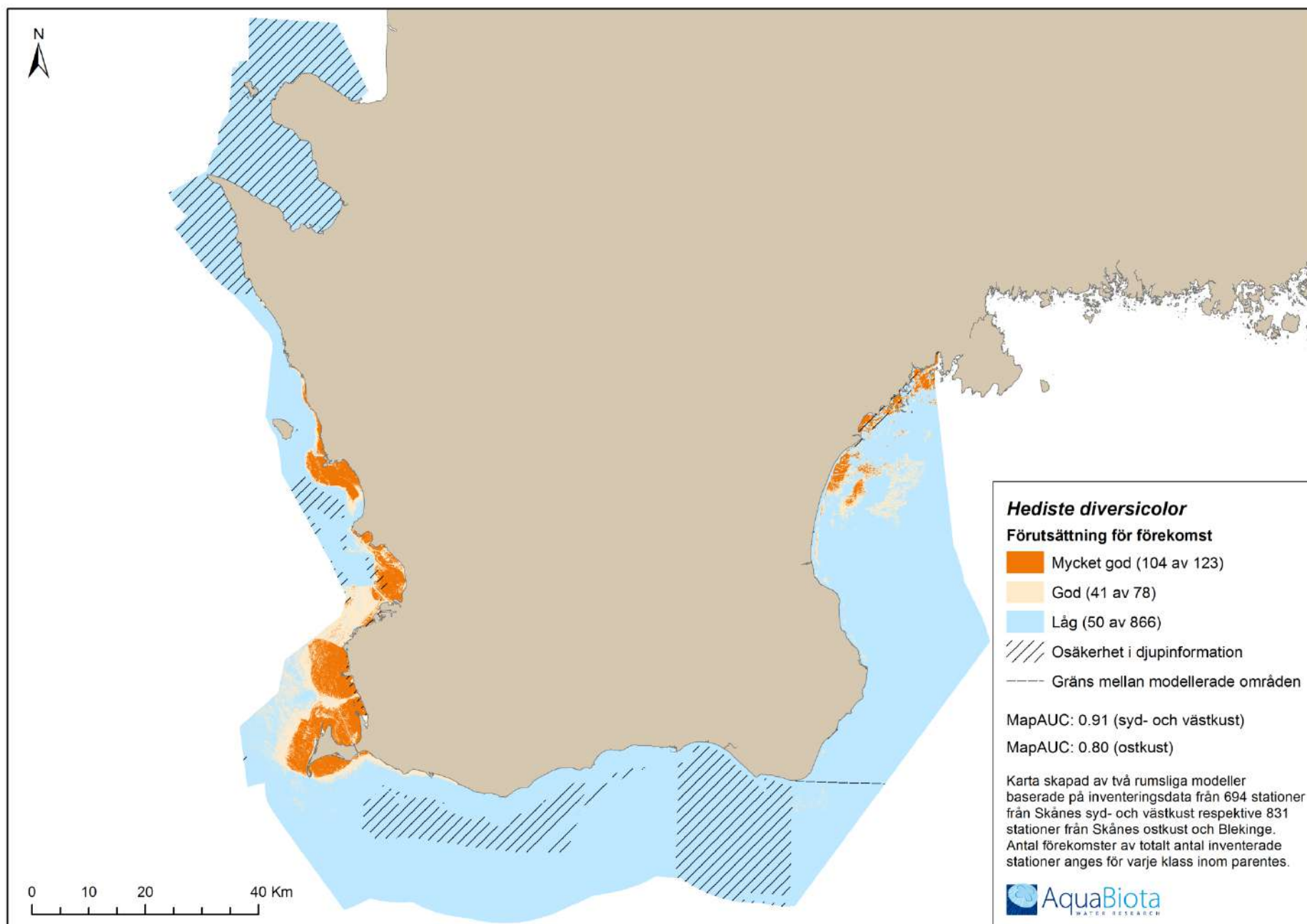
Figur 50. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av havsborstmaskfamiljen Ampharetidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



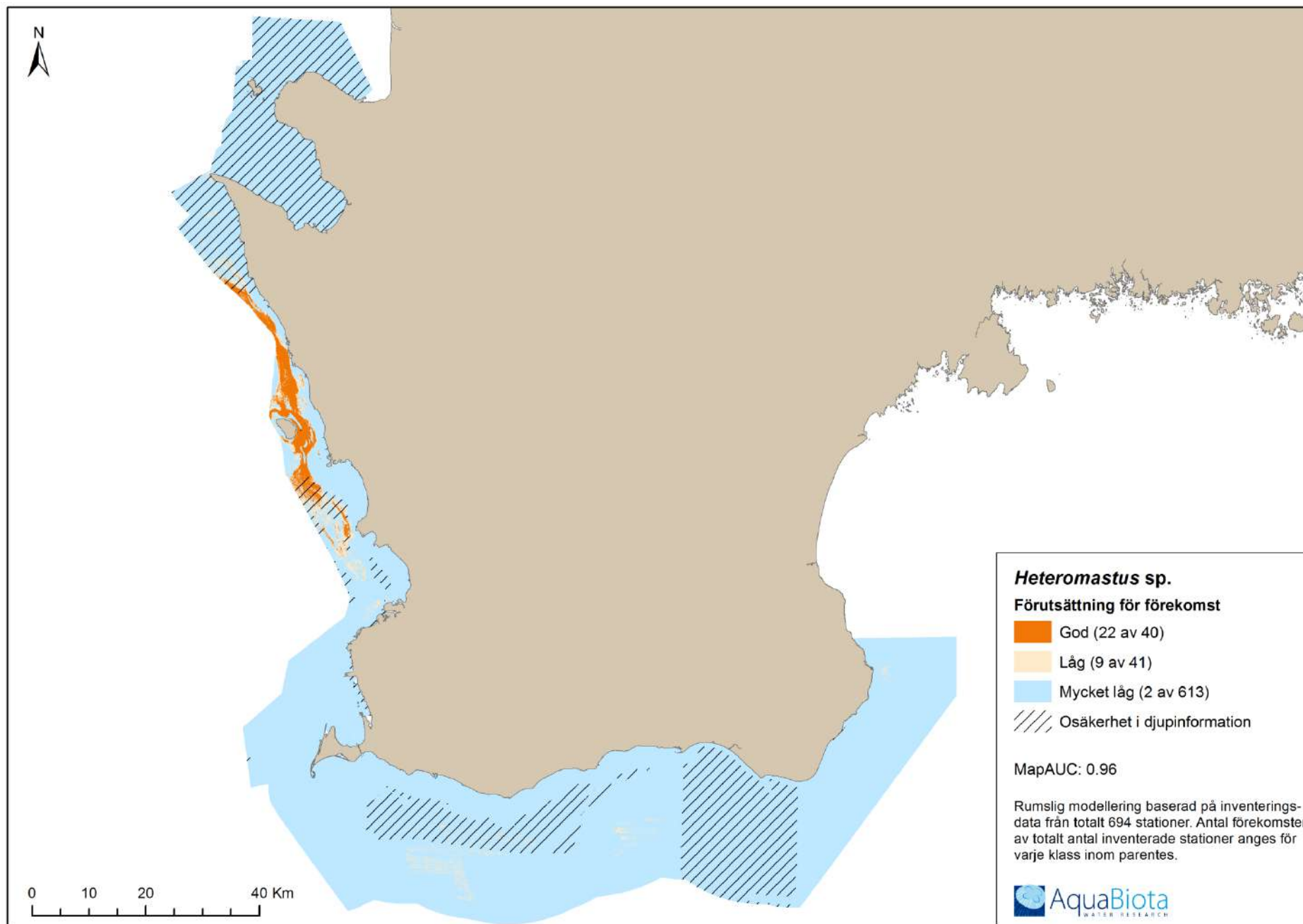
Figur 51. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Anobothrus* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



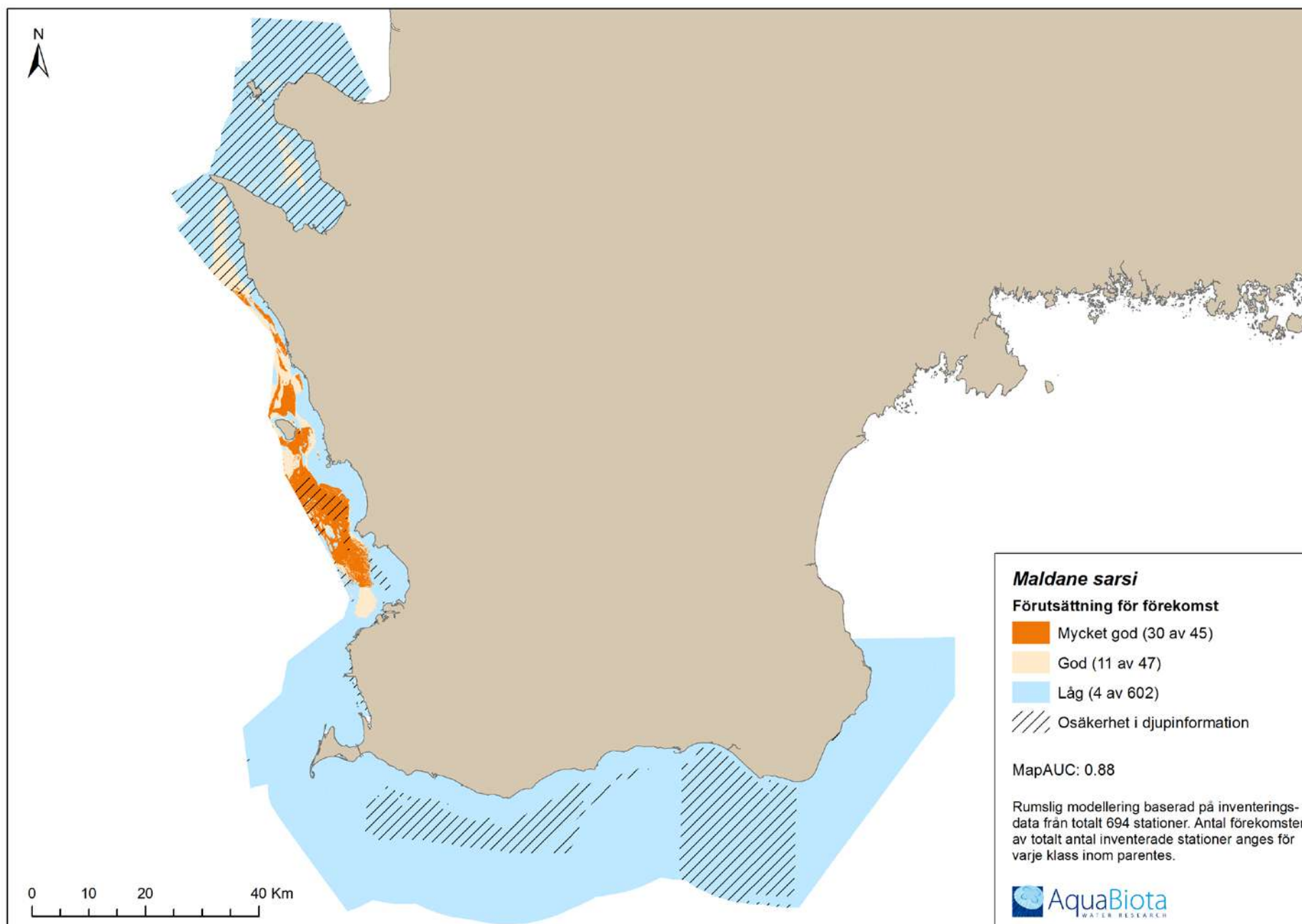
Figur 52. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Glycera* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



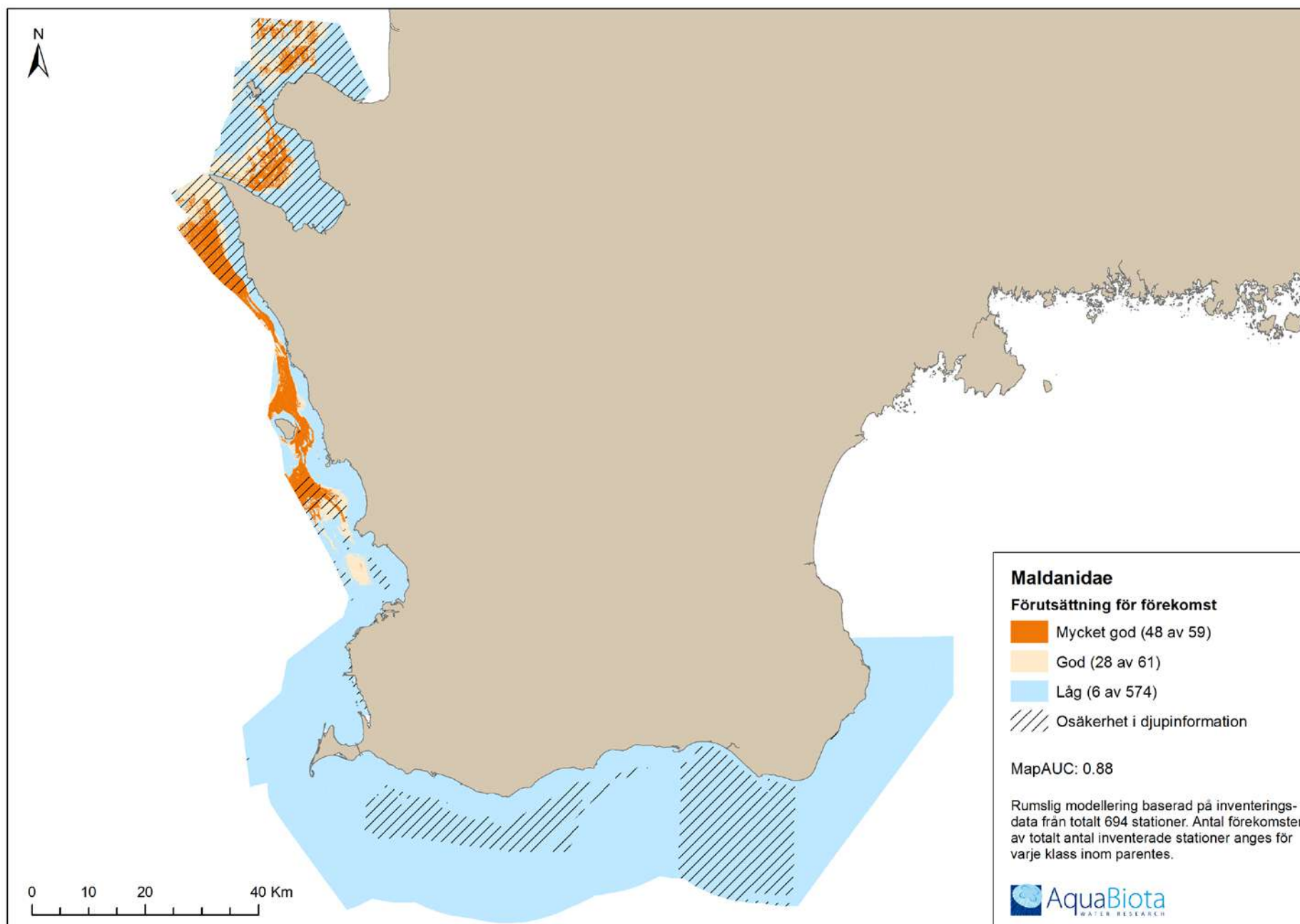
Figur 53. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasken *Hediste diversicolor*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



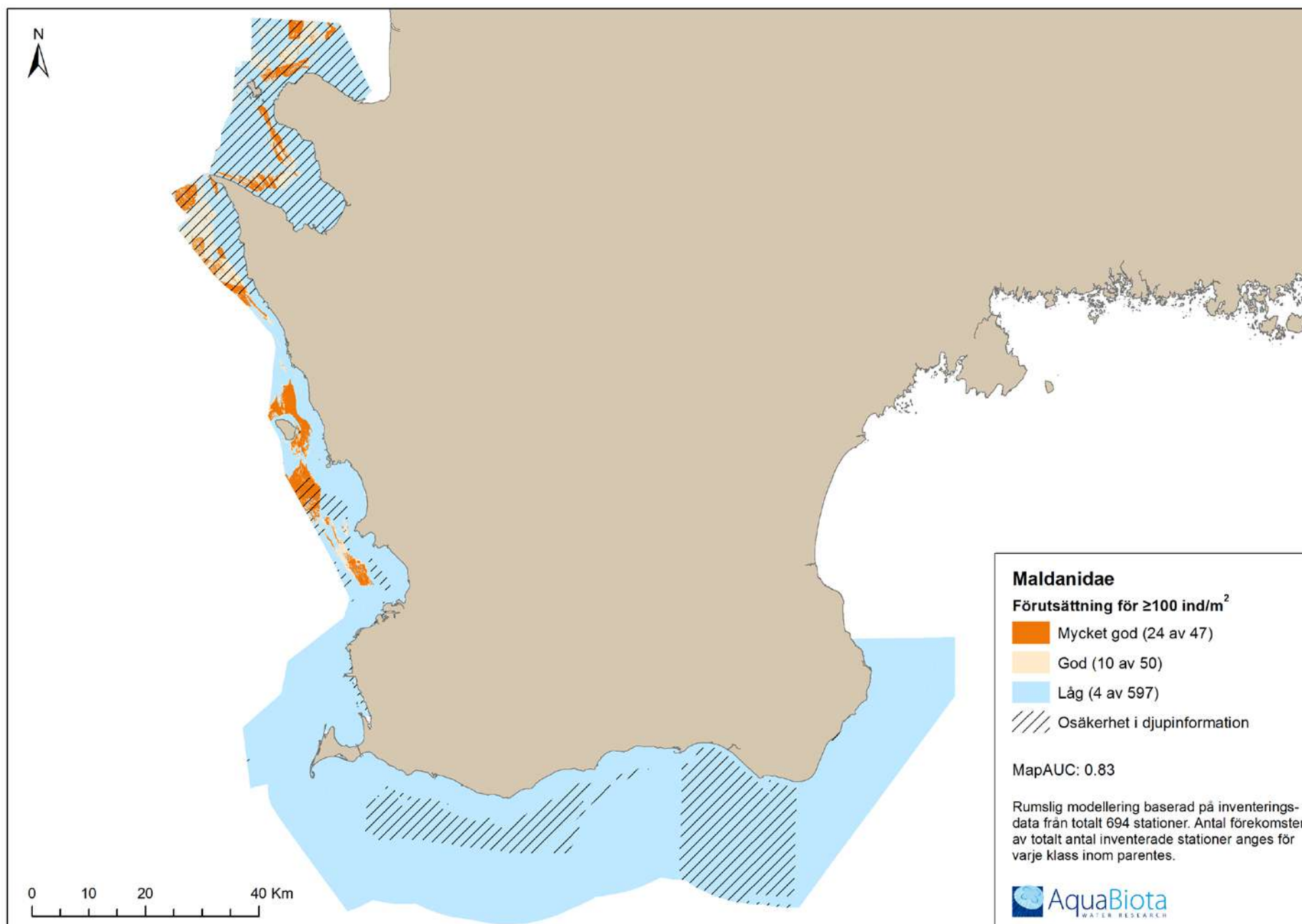
Figur 54. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Heteromastus* sp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



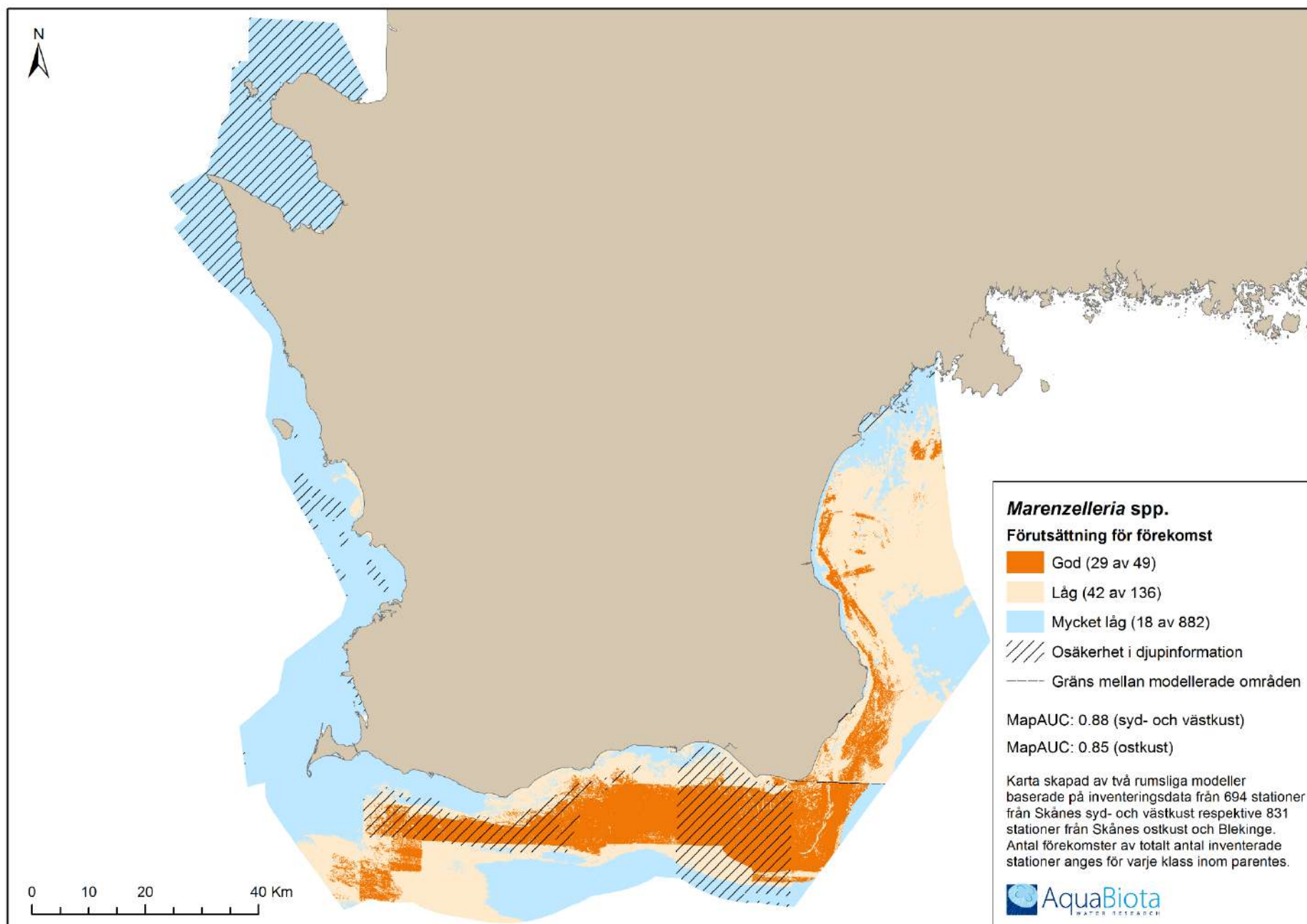
Figur 55. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasken *Maldane sarsi*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



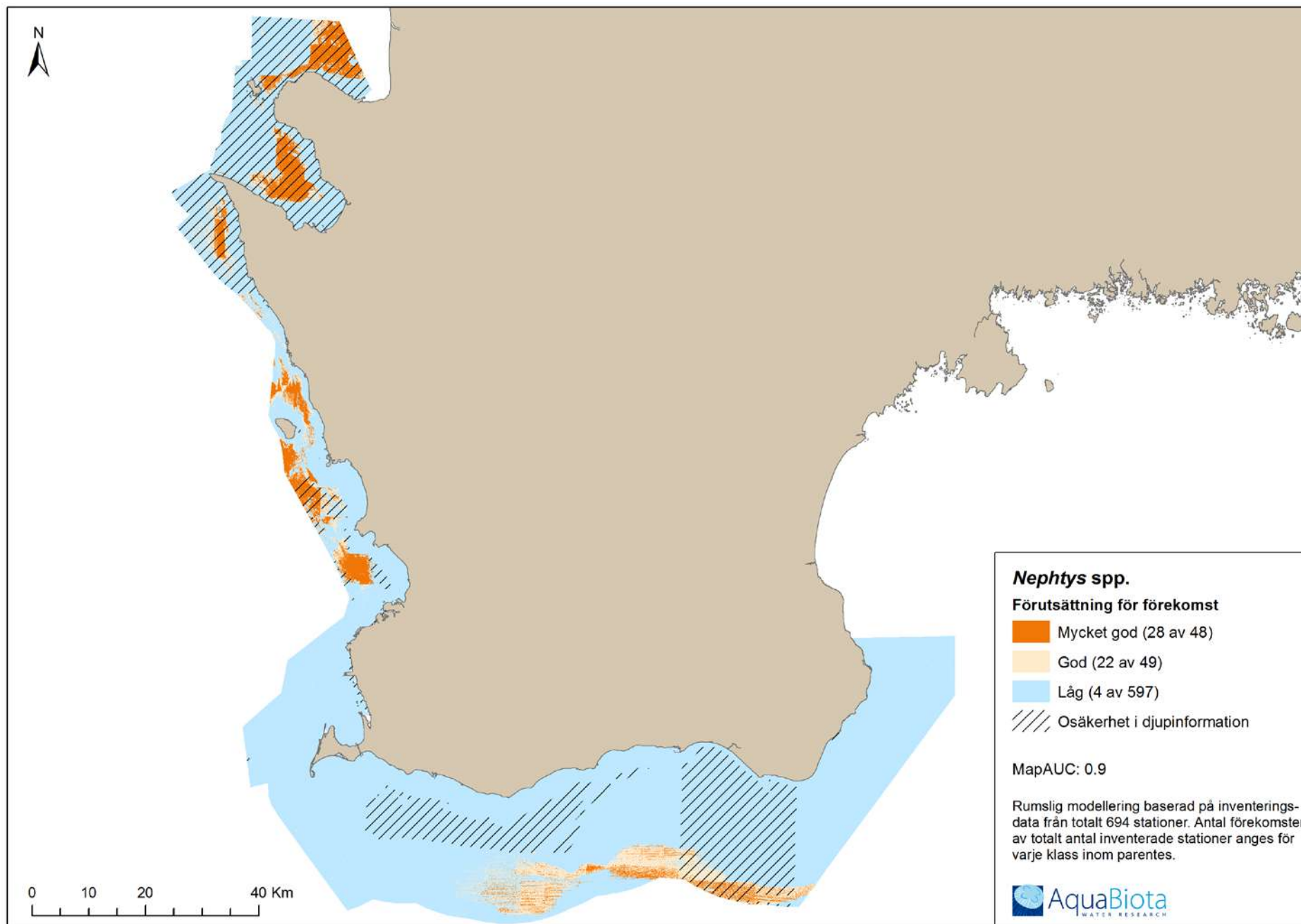
Figur 56. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskfamiljen Maldanidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



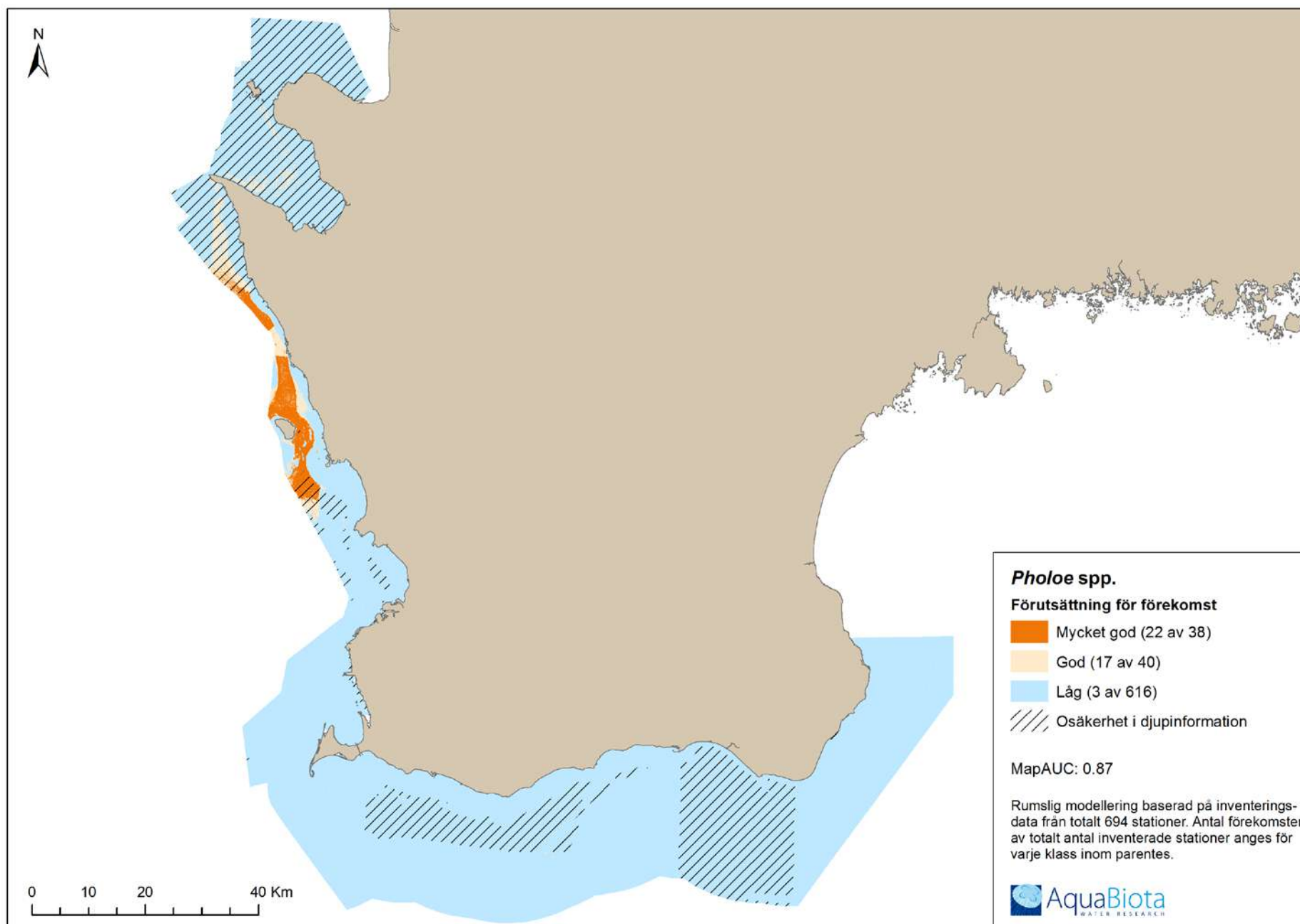
Figur 57. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av havsborstmaskfamiljen Maldanidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



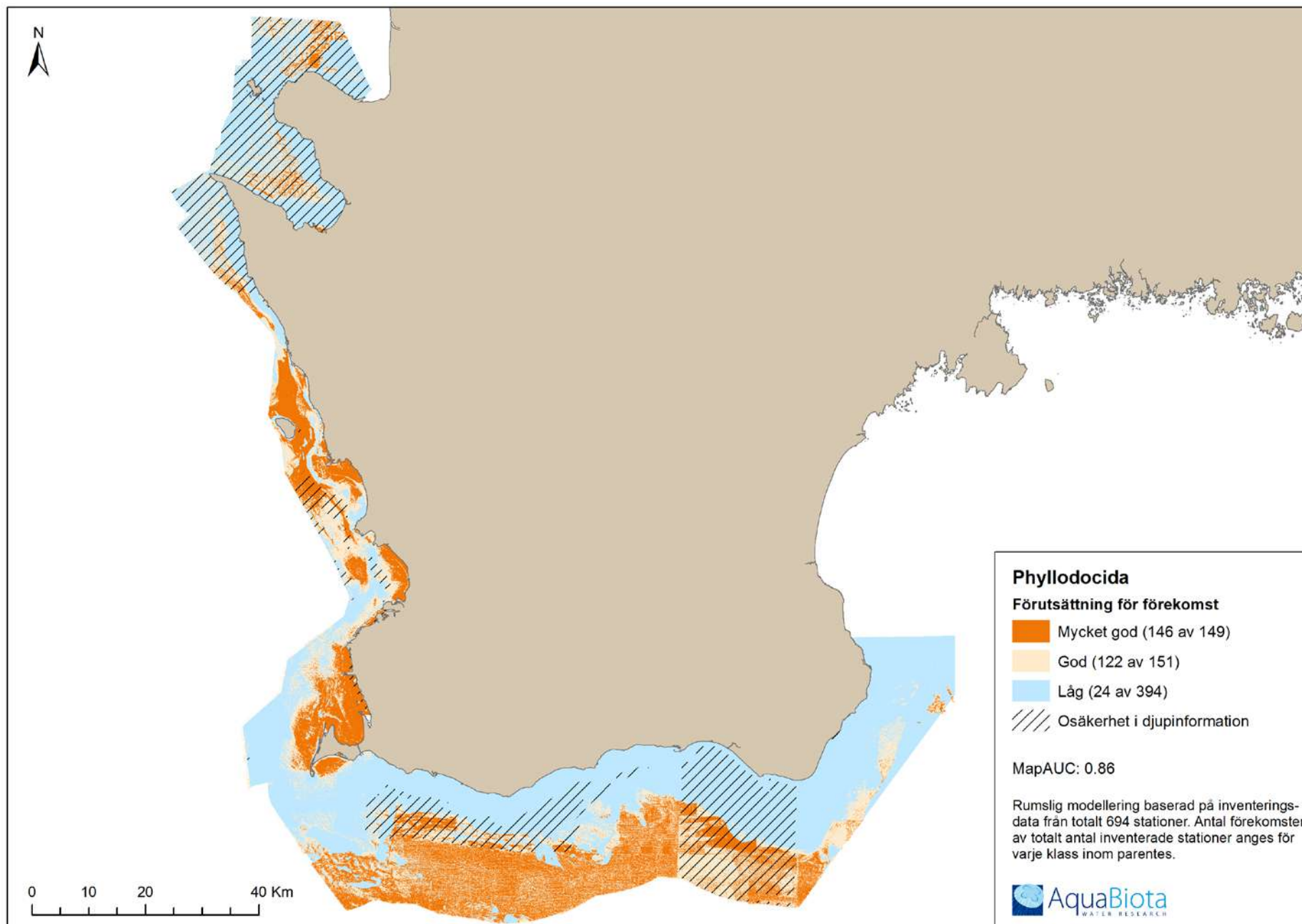
Figur 58. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Marenzelleria* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



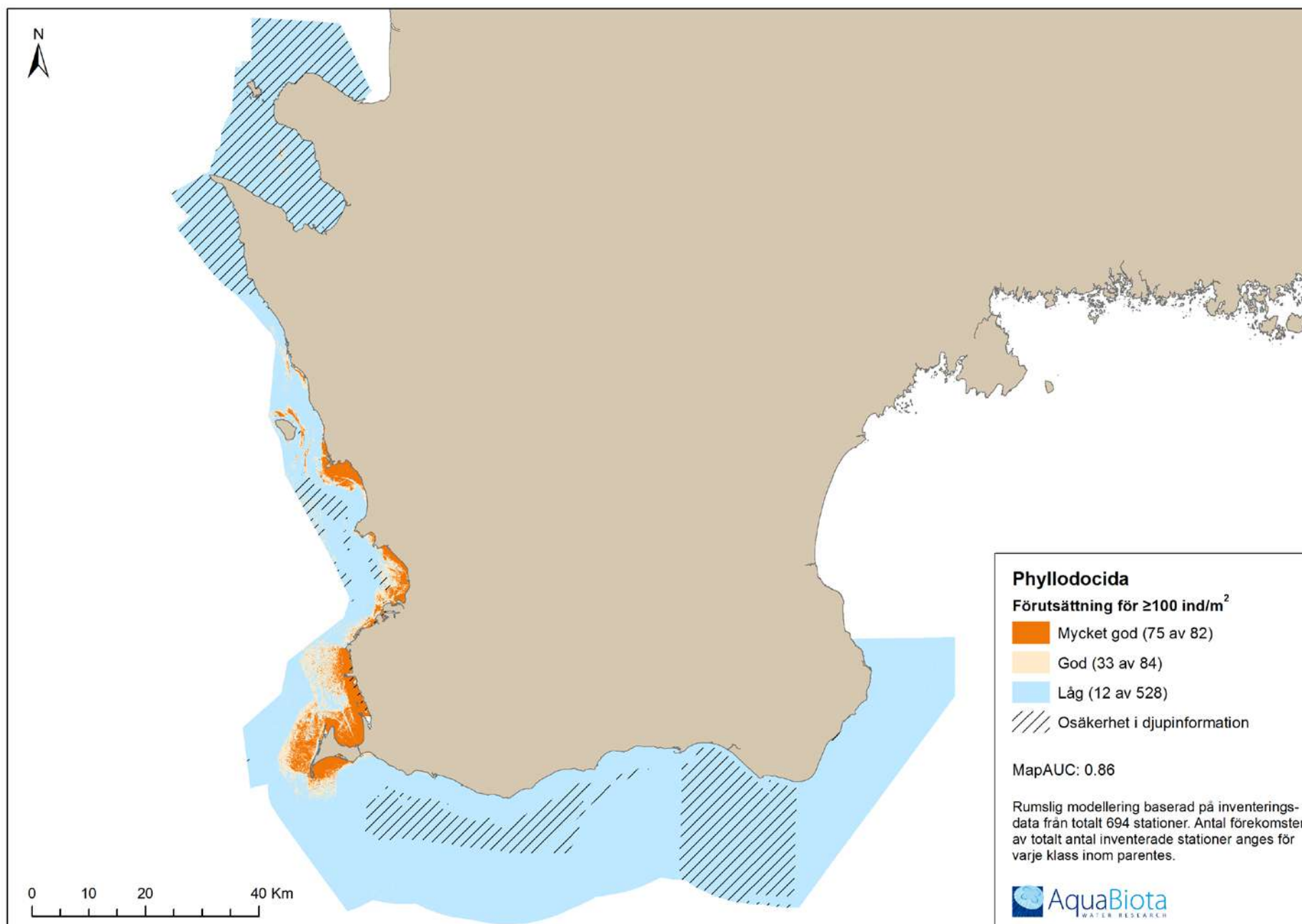
Figur 59. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Nephtys* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



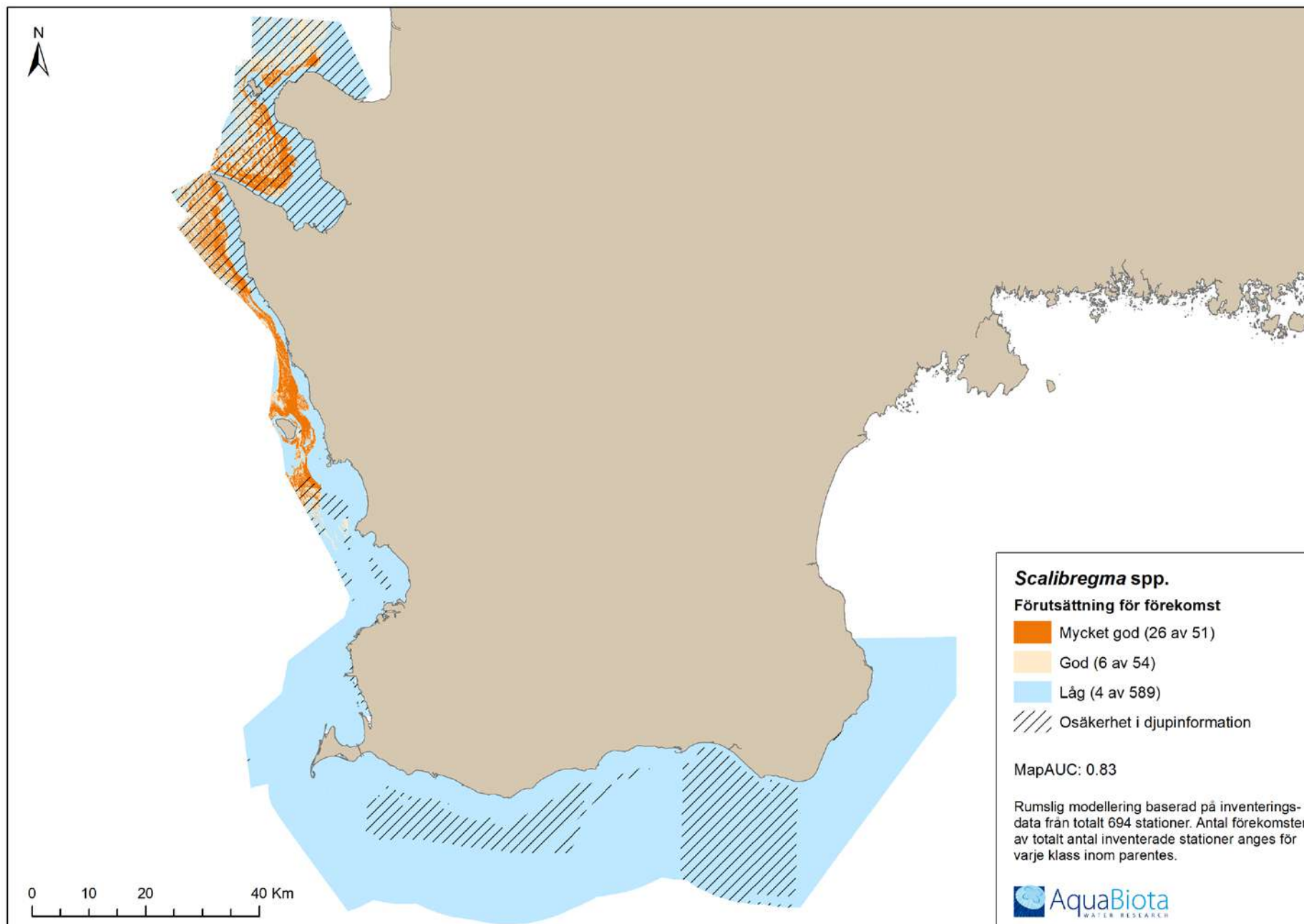
Figur 60. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Pholoe* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



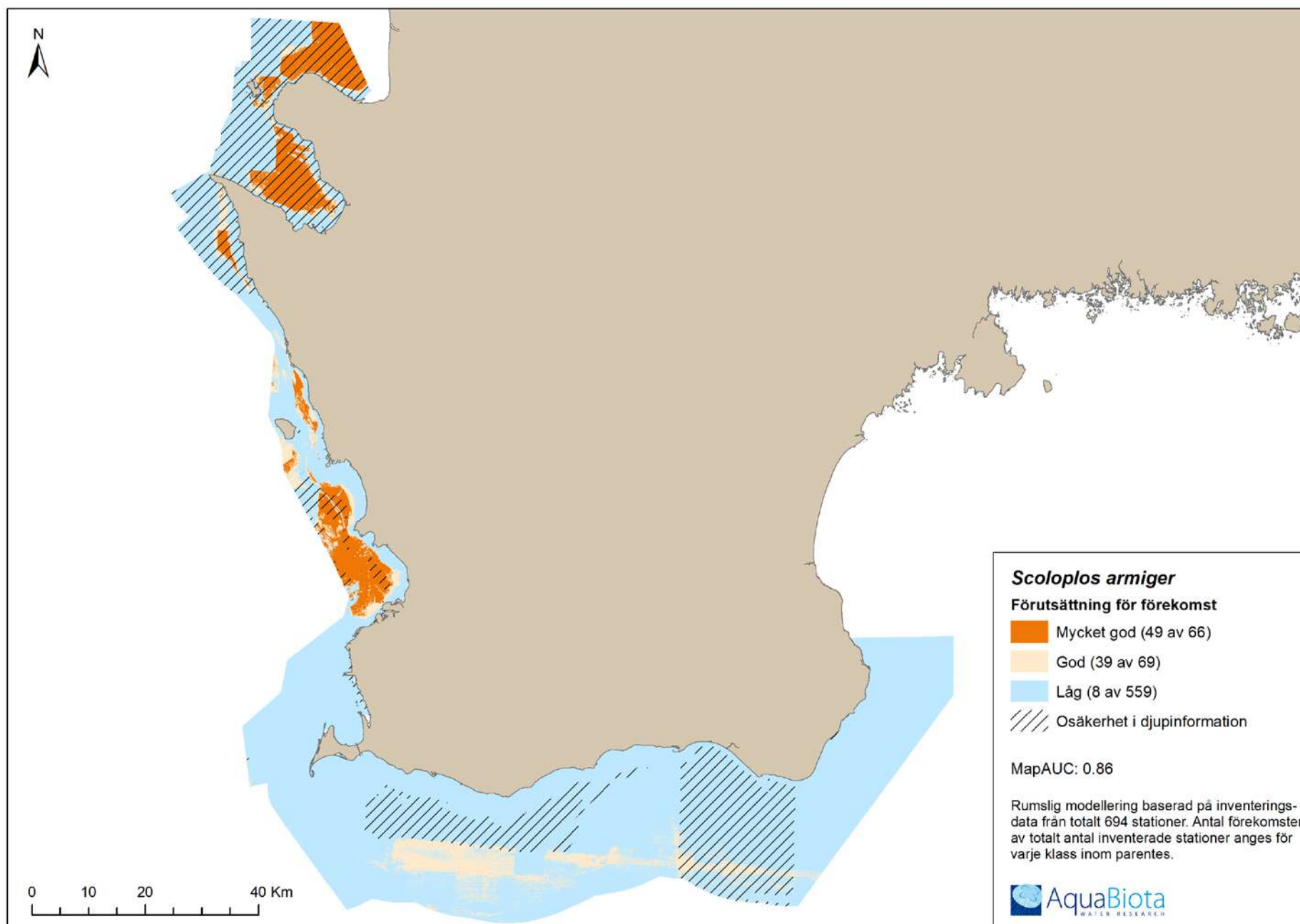
Figur 61. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskordningen *Phylodocida*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



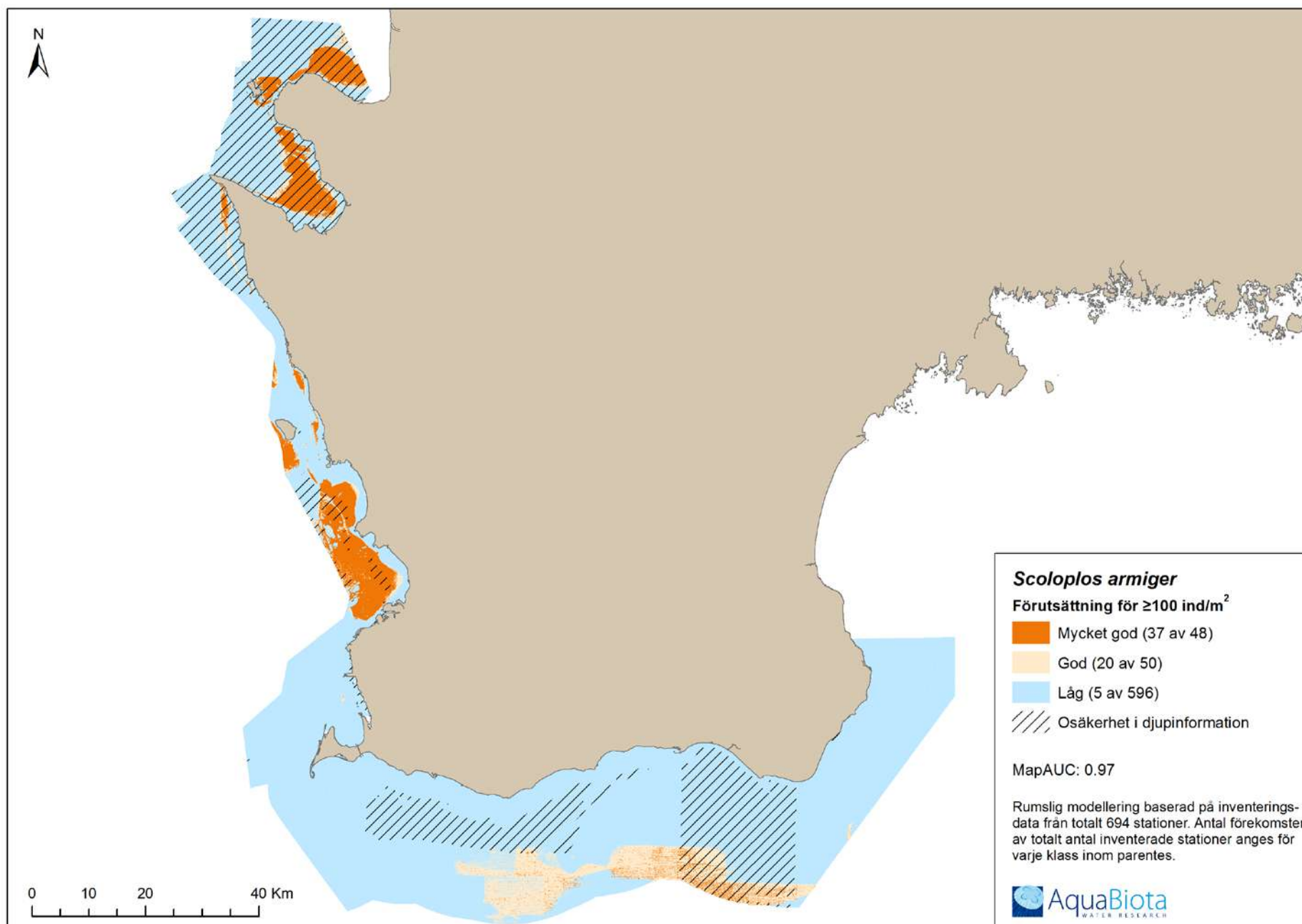
Figur 62. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av havsborstmaskordningen *Phyllodocida*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



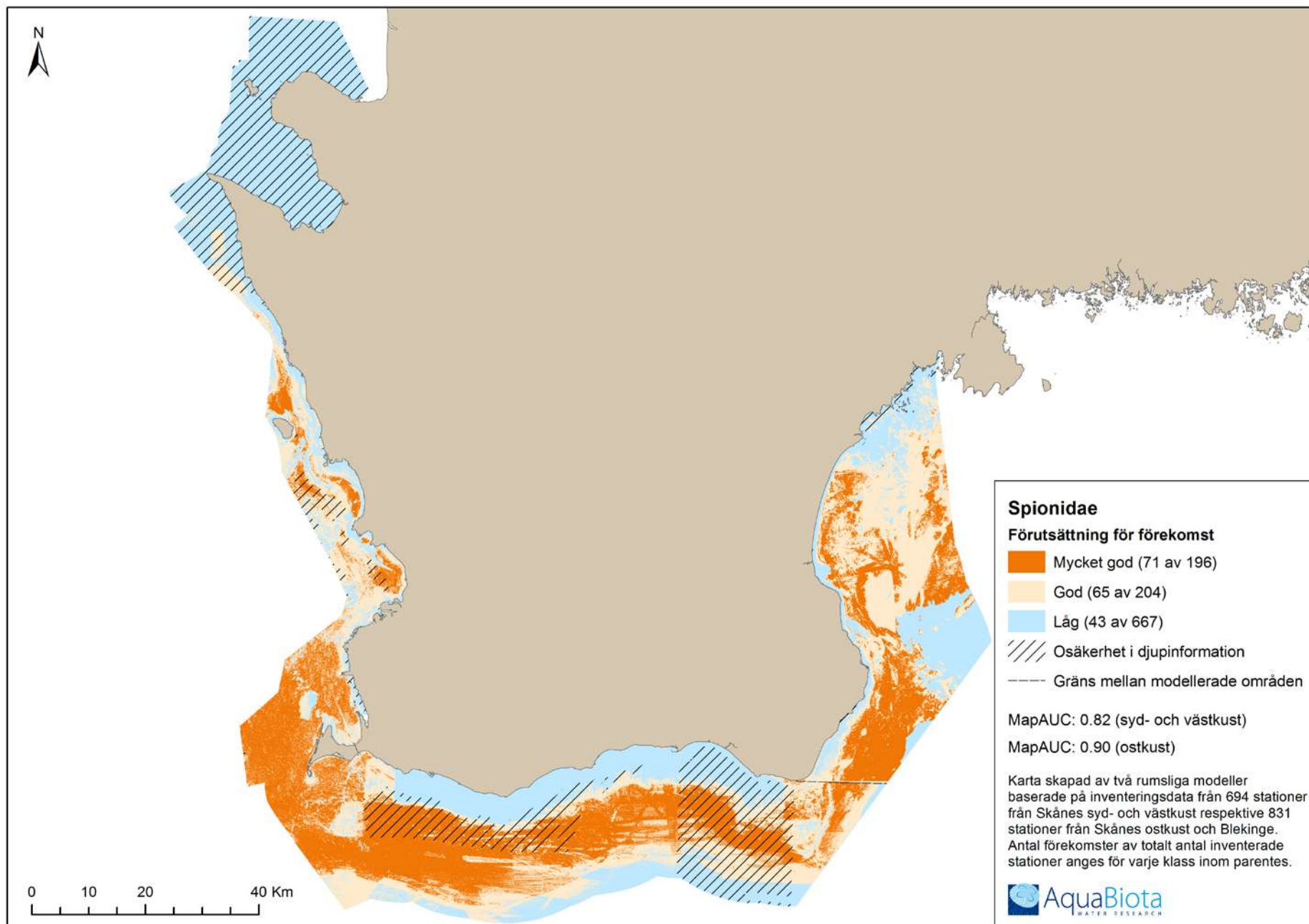
Figur 63. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasksläktet *Scalibregma* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



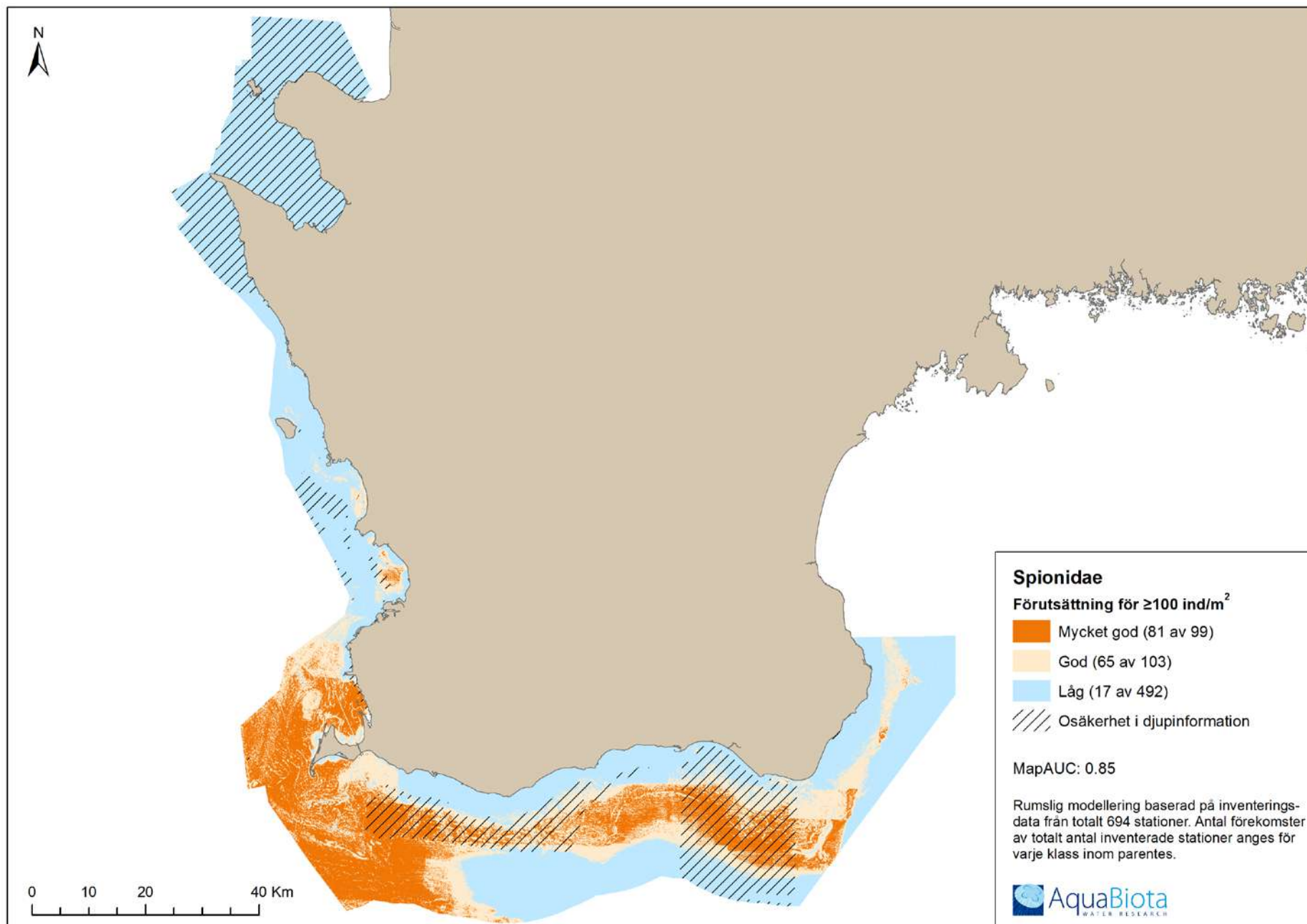
Figur 64. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasken *Scoloplos armiger*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



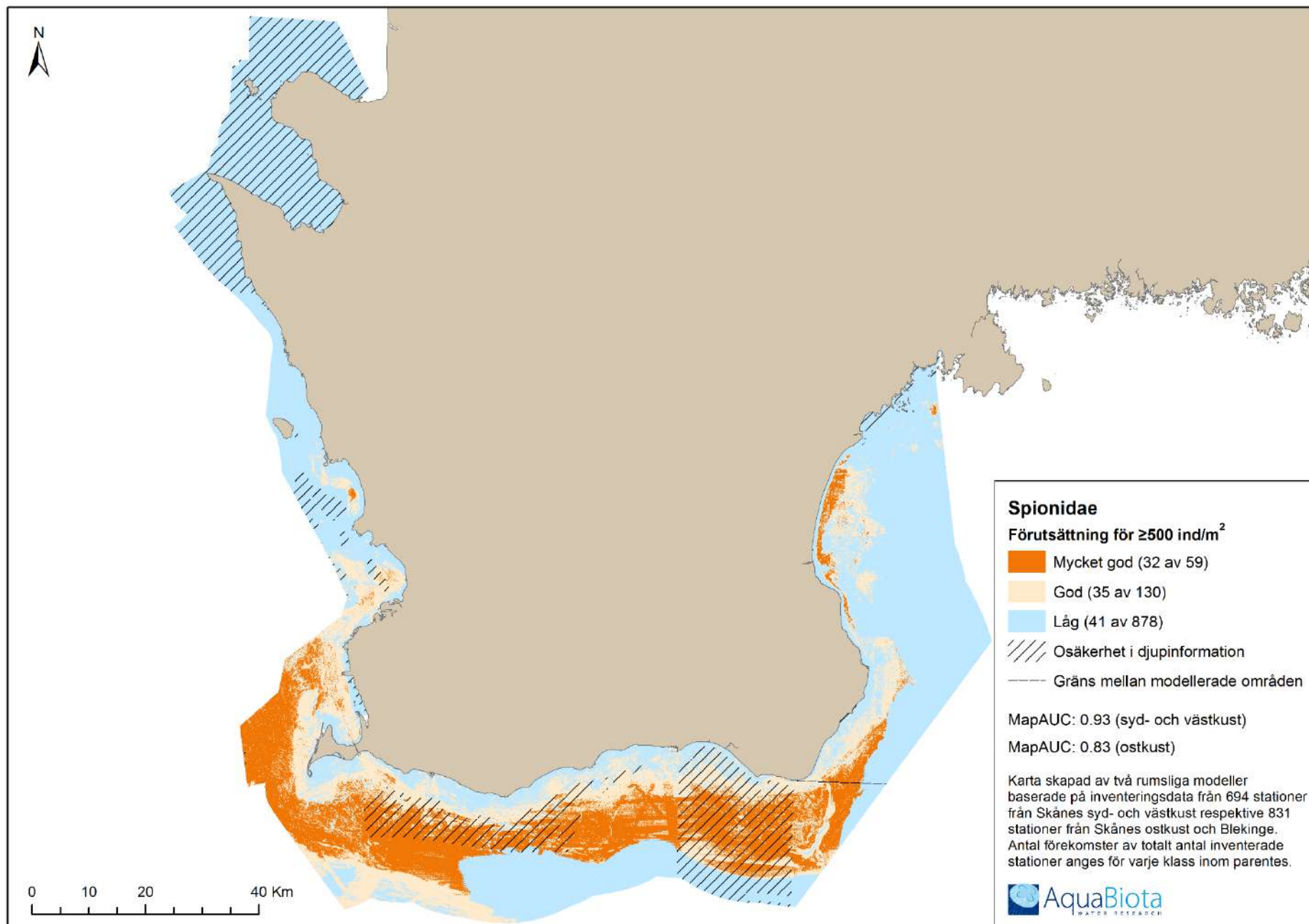
Figur 65. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av havsborstmasken *Scoloplos armiger*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



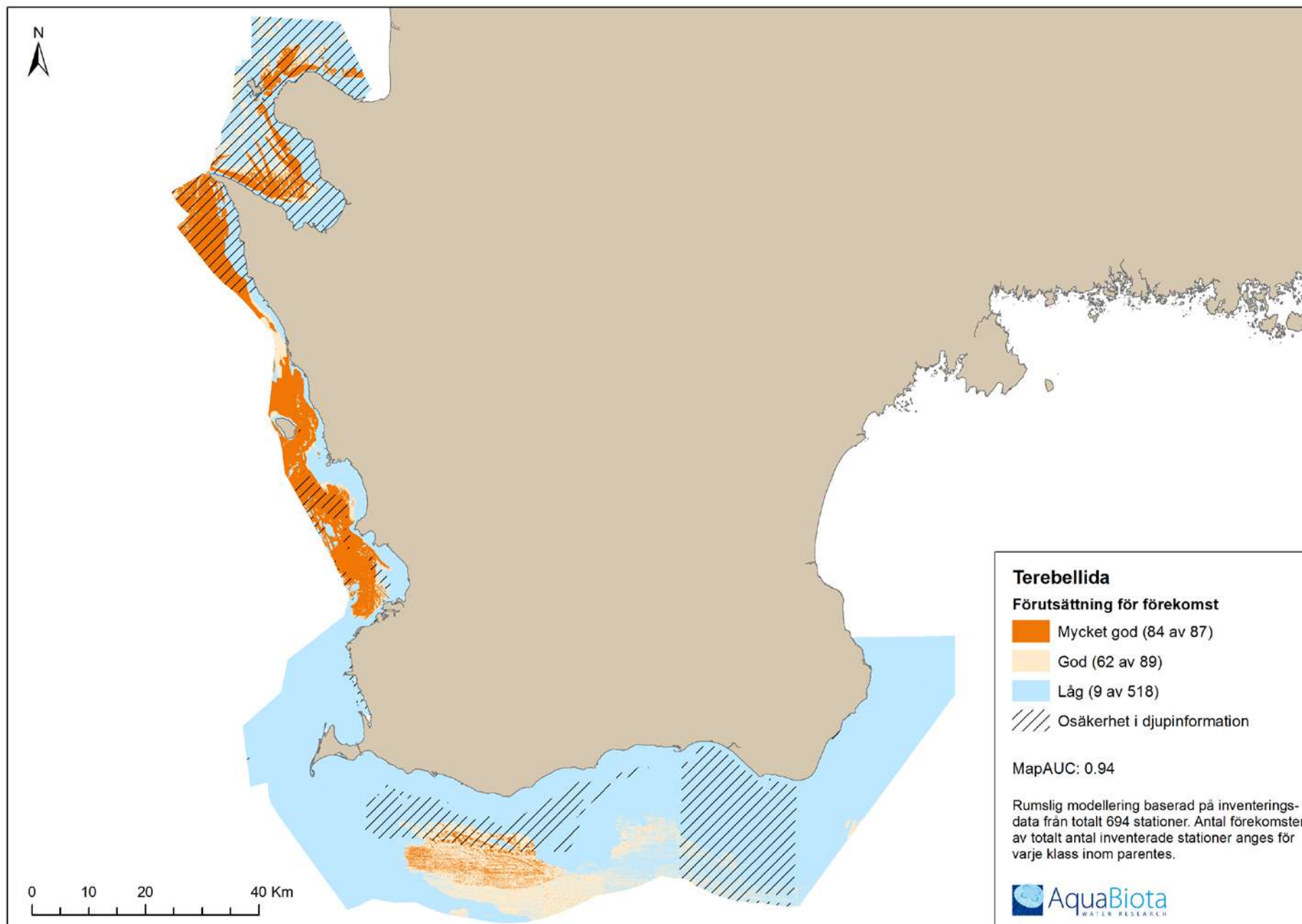
Figur 66. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskfamiljen *Spionidae*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



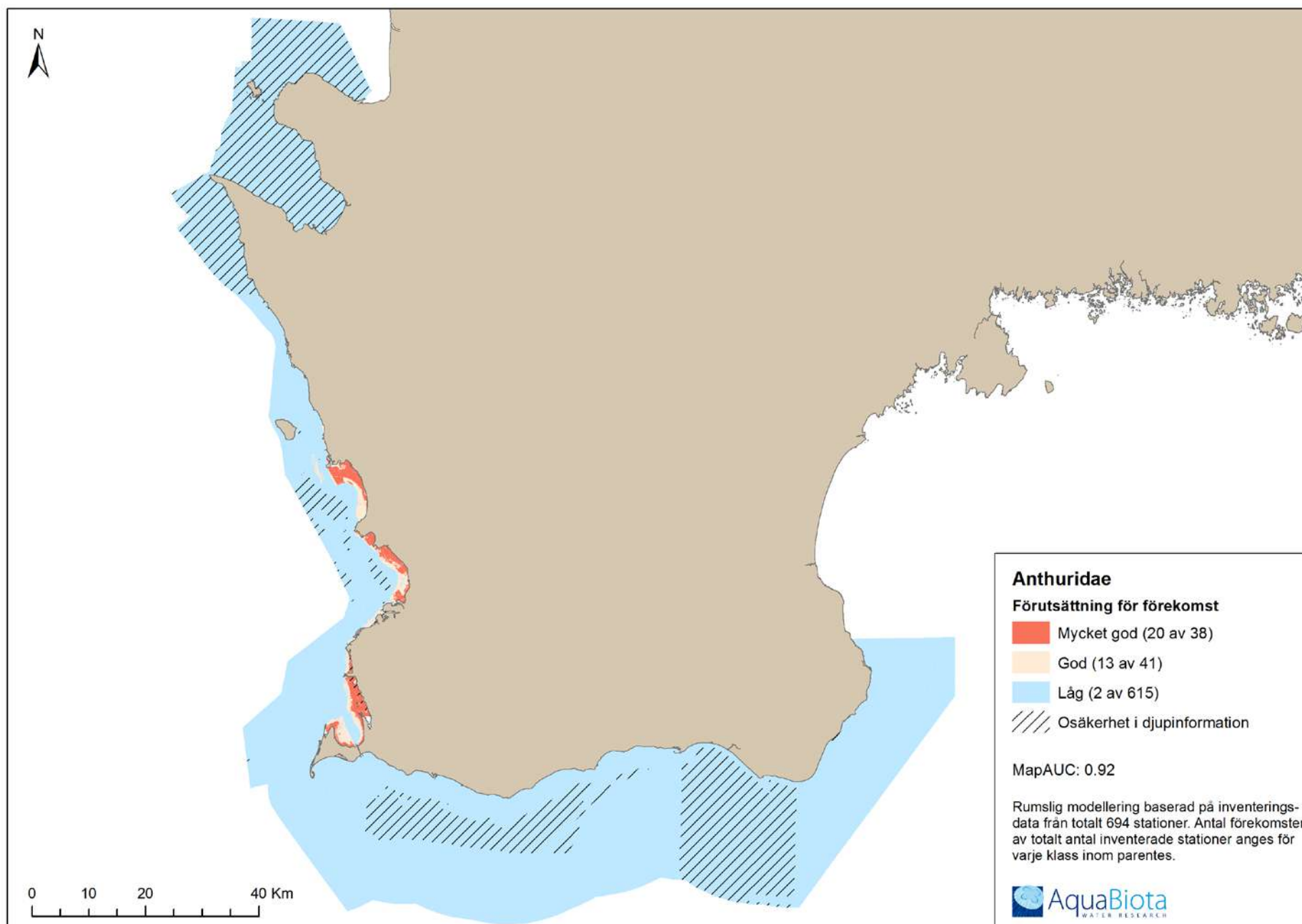
Figur 67. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av havsborstmaskfamiljen Spionidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



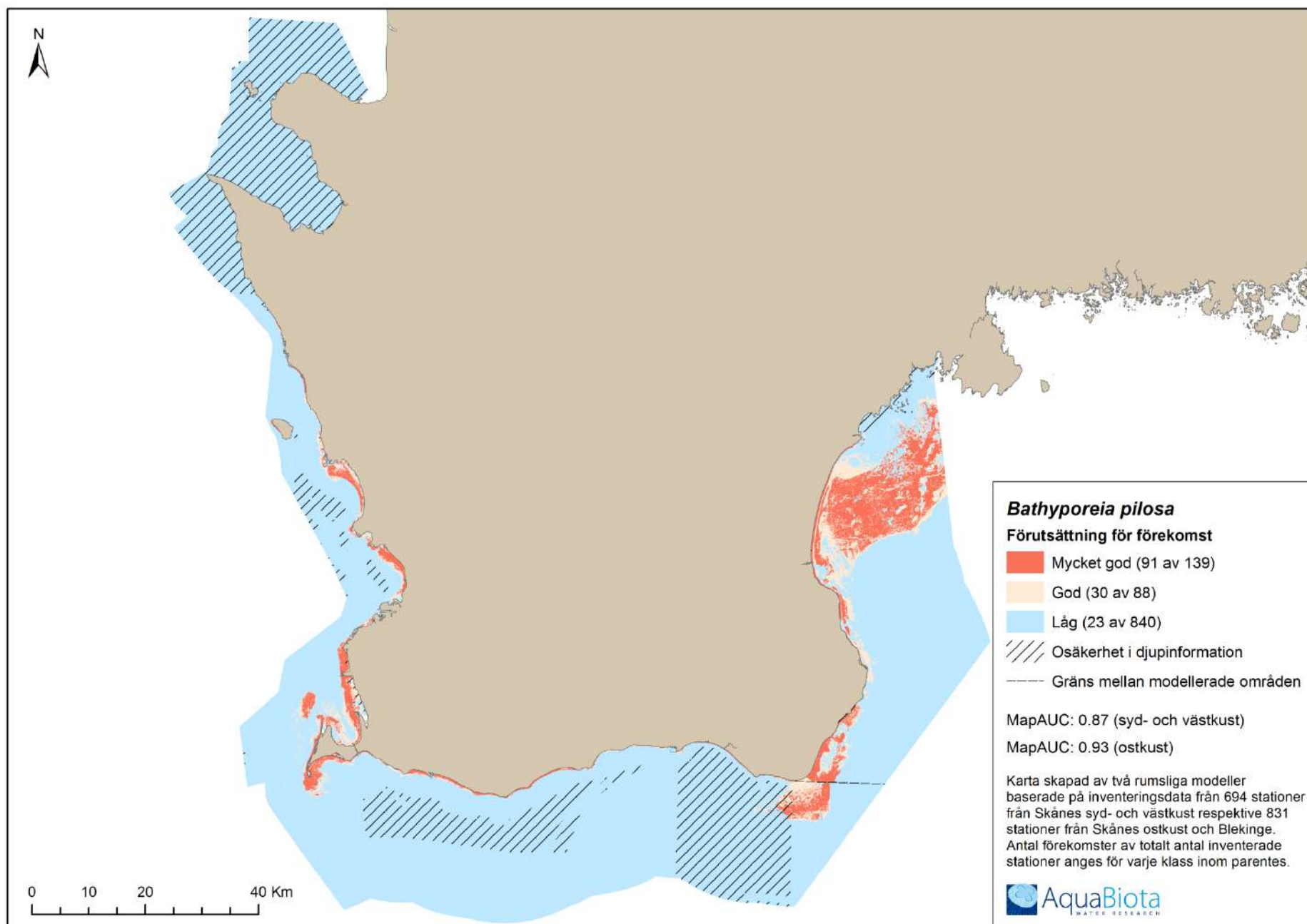
Figur 68. Predikterad förutsättning för över 500 individer/m² av havsborstmaskfamiljen Spionidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



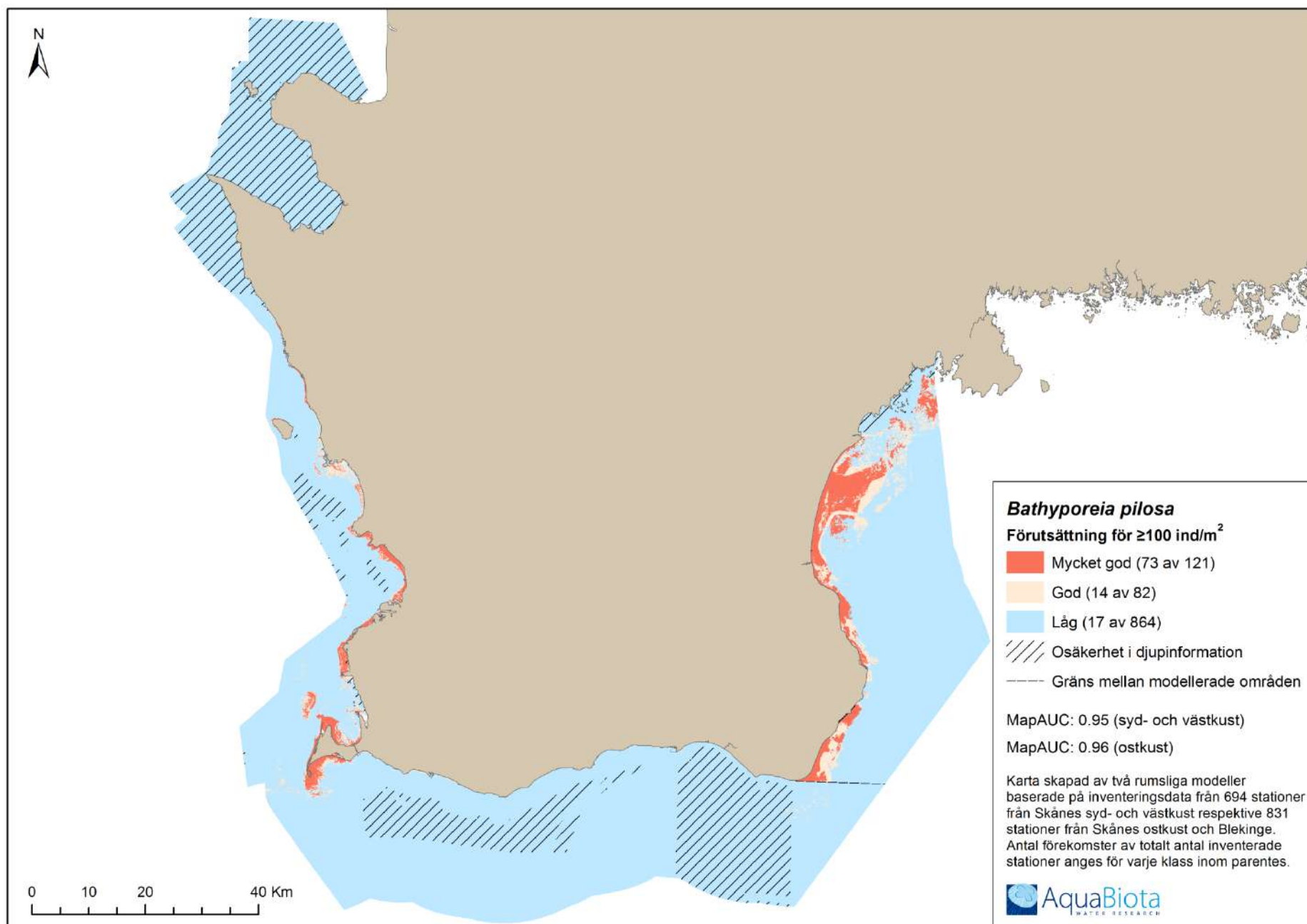
Figur 69. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskordningen *Terebellida*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



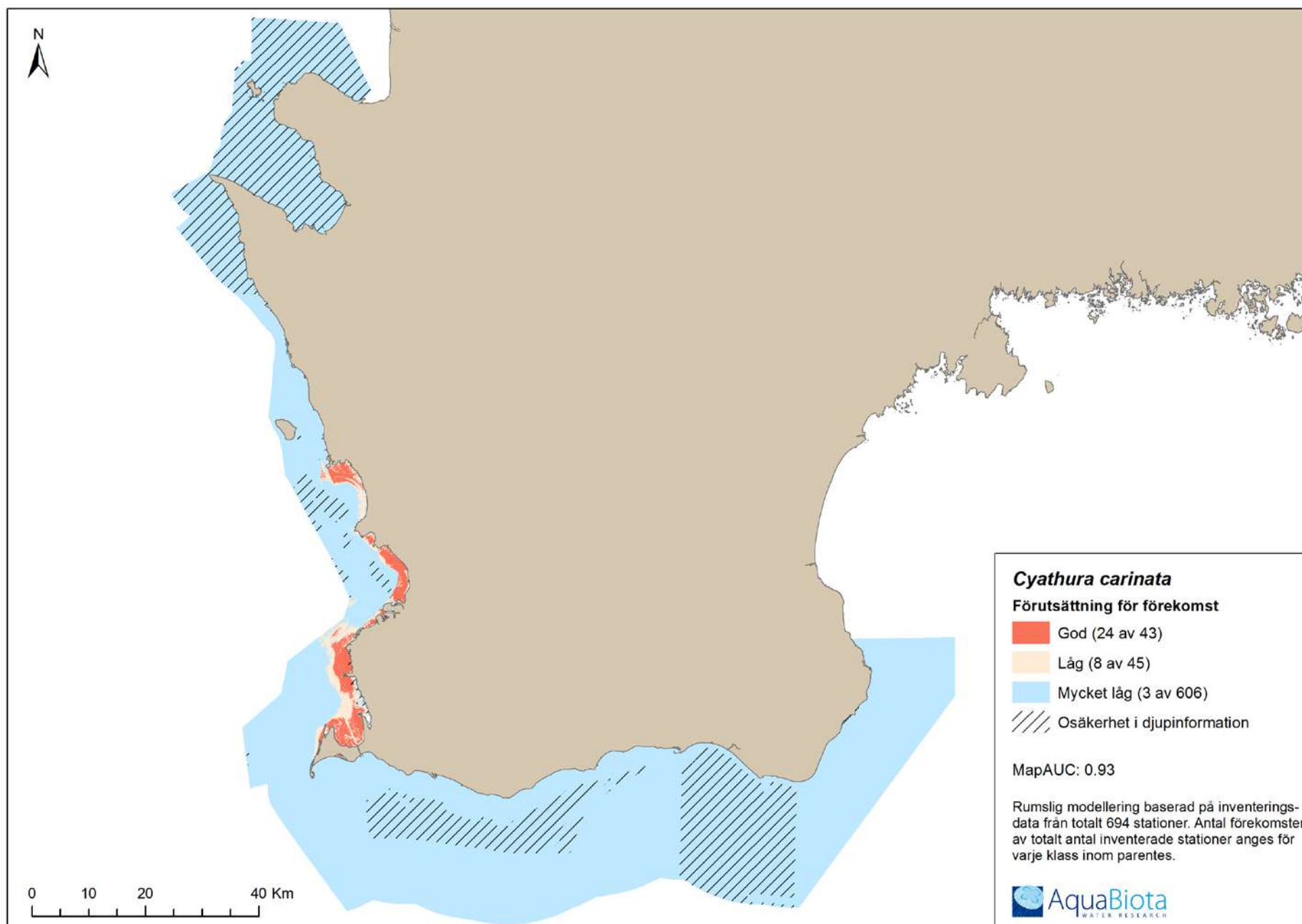
Figur 70. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjursfamiljen Anthuridae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



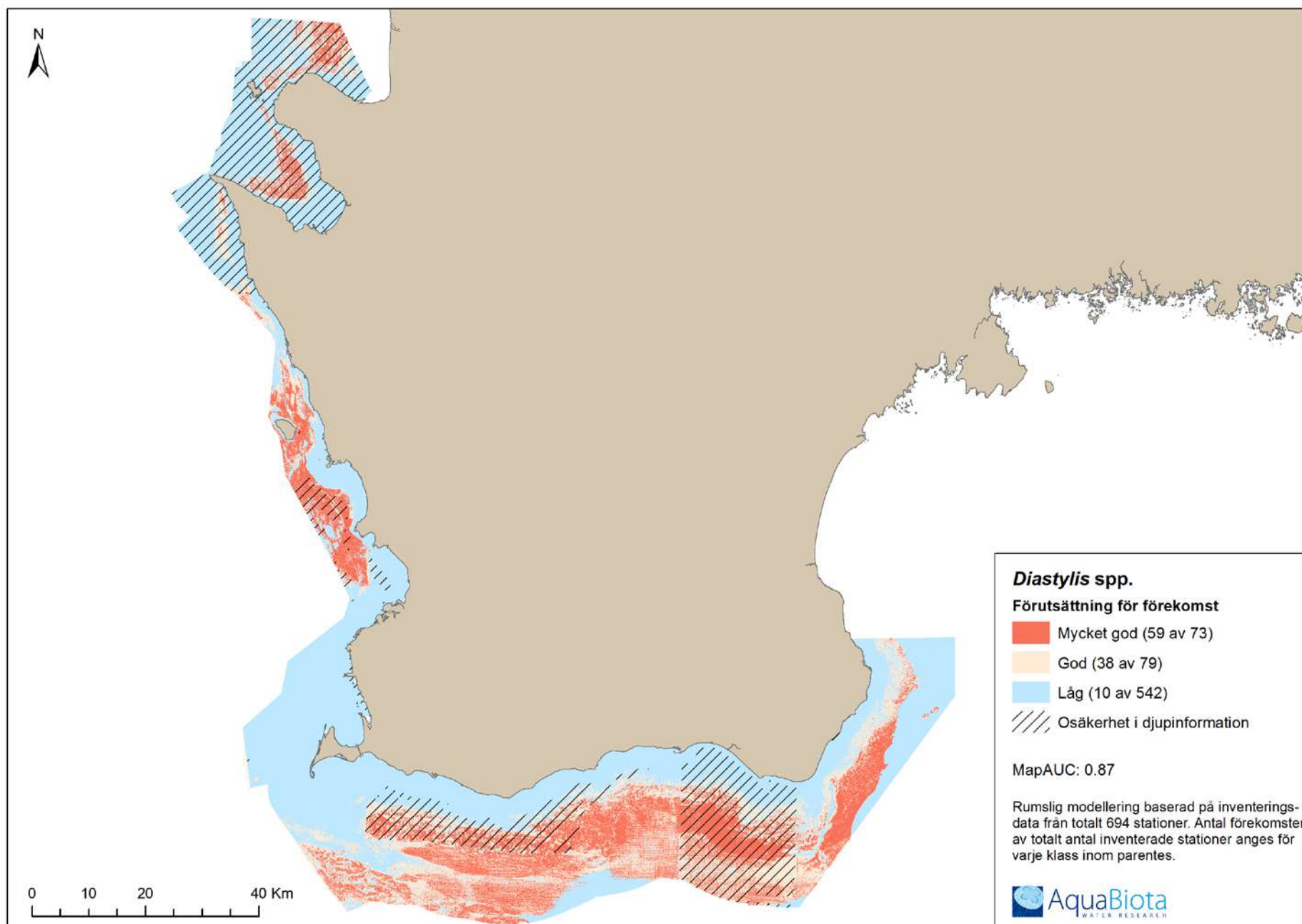
Figur 71. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjuret *Bathyporeia pilosa*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



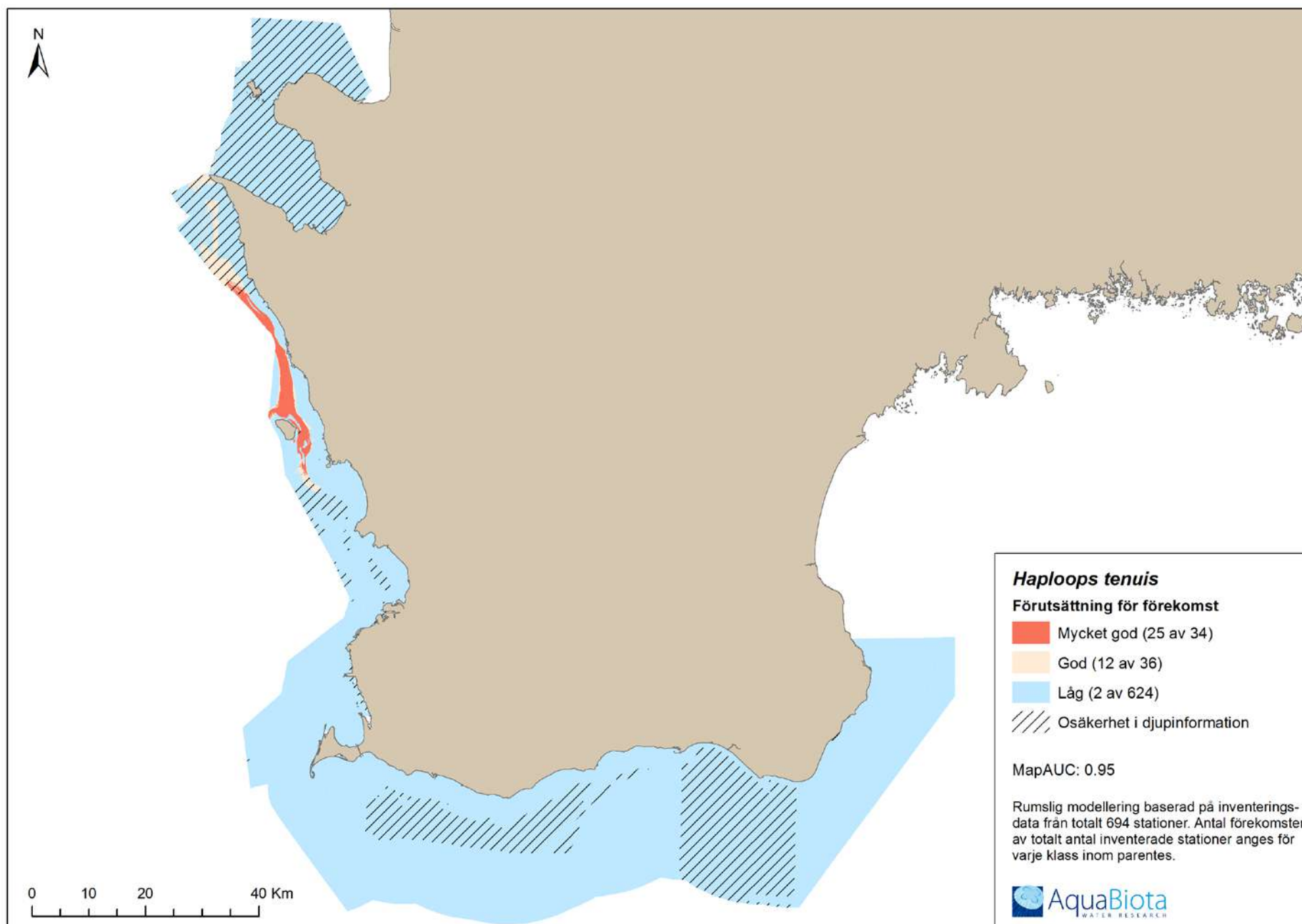
Figur 72. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av kräftdjuret *Bathyporeia pilosa*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



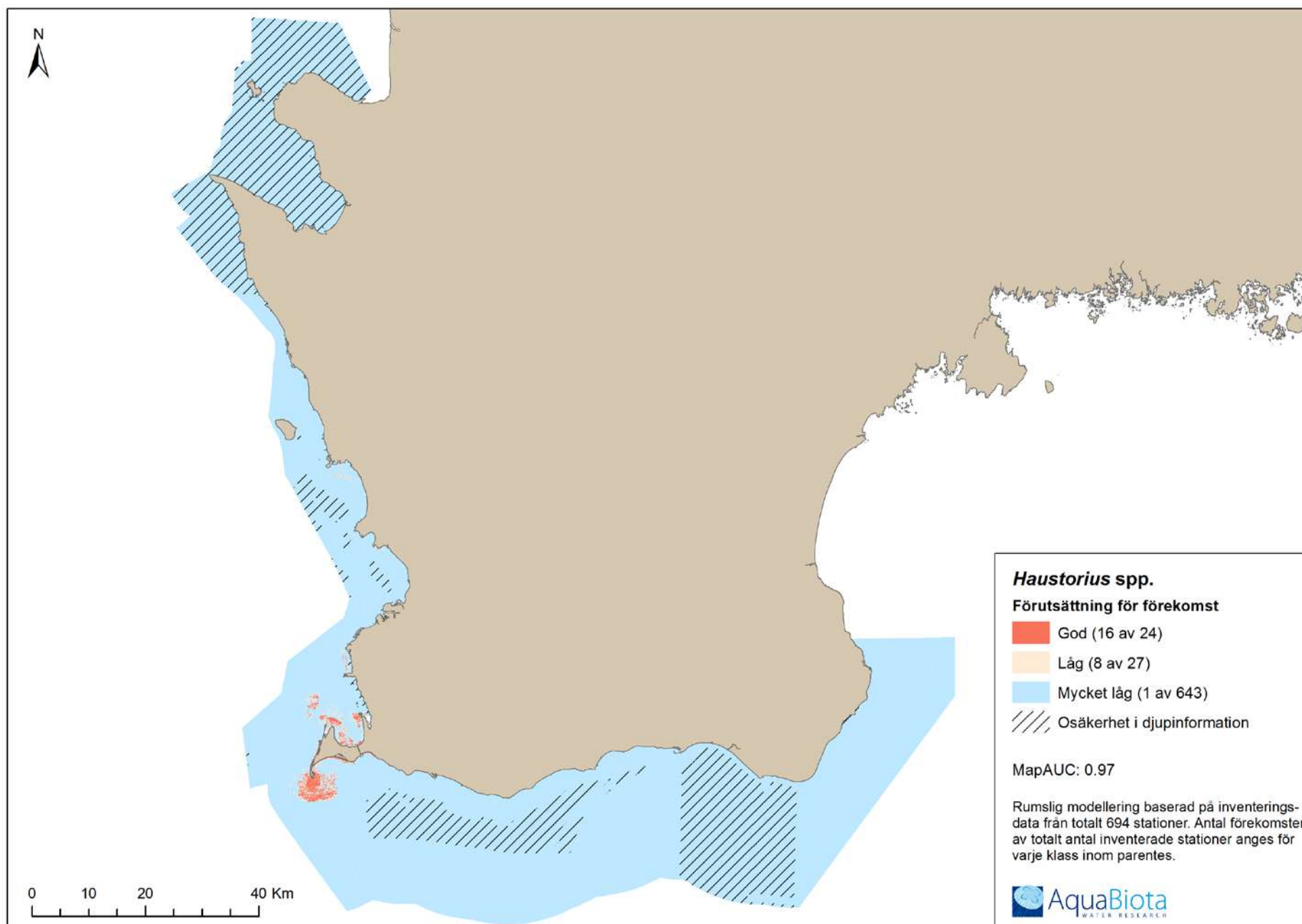
Figur 73. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjuret *Cyathura carinata*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



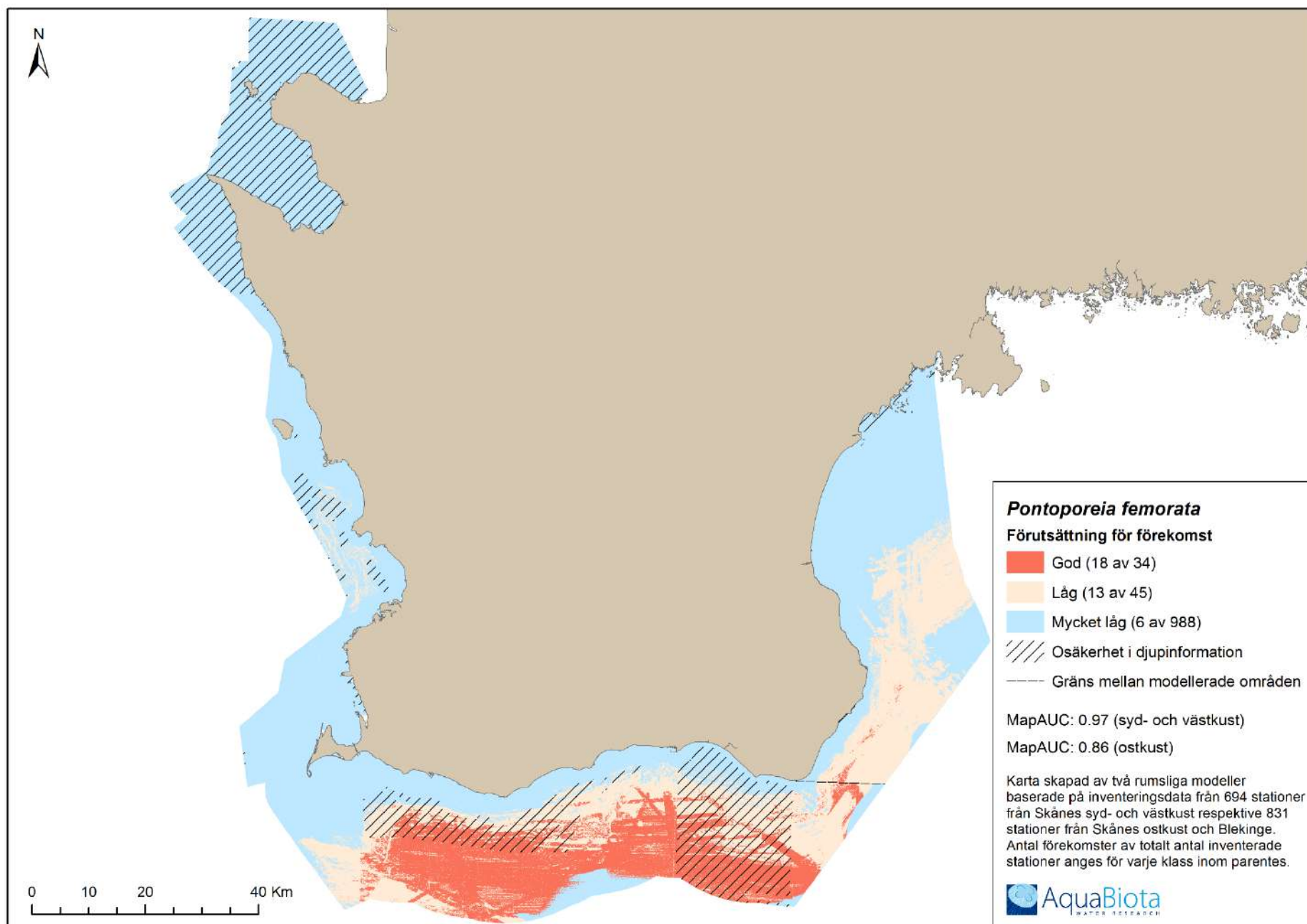
Figur 74. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjurssläktet *Diastylis* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



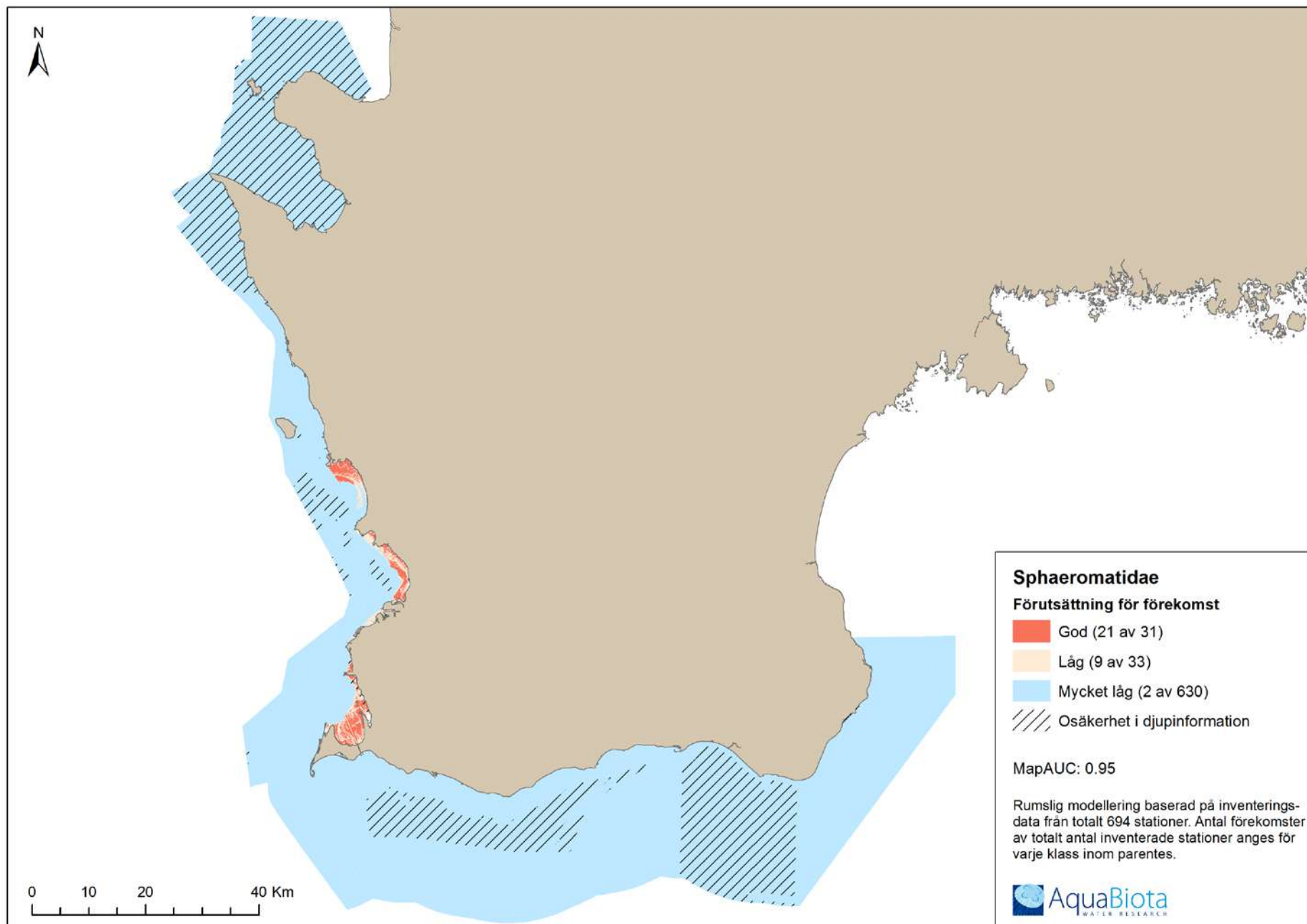
Figur 75. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjuret *Haploids tenuis*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



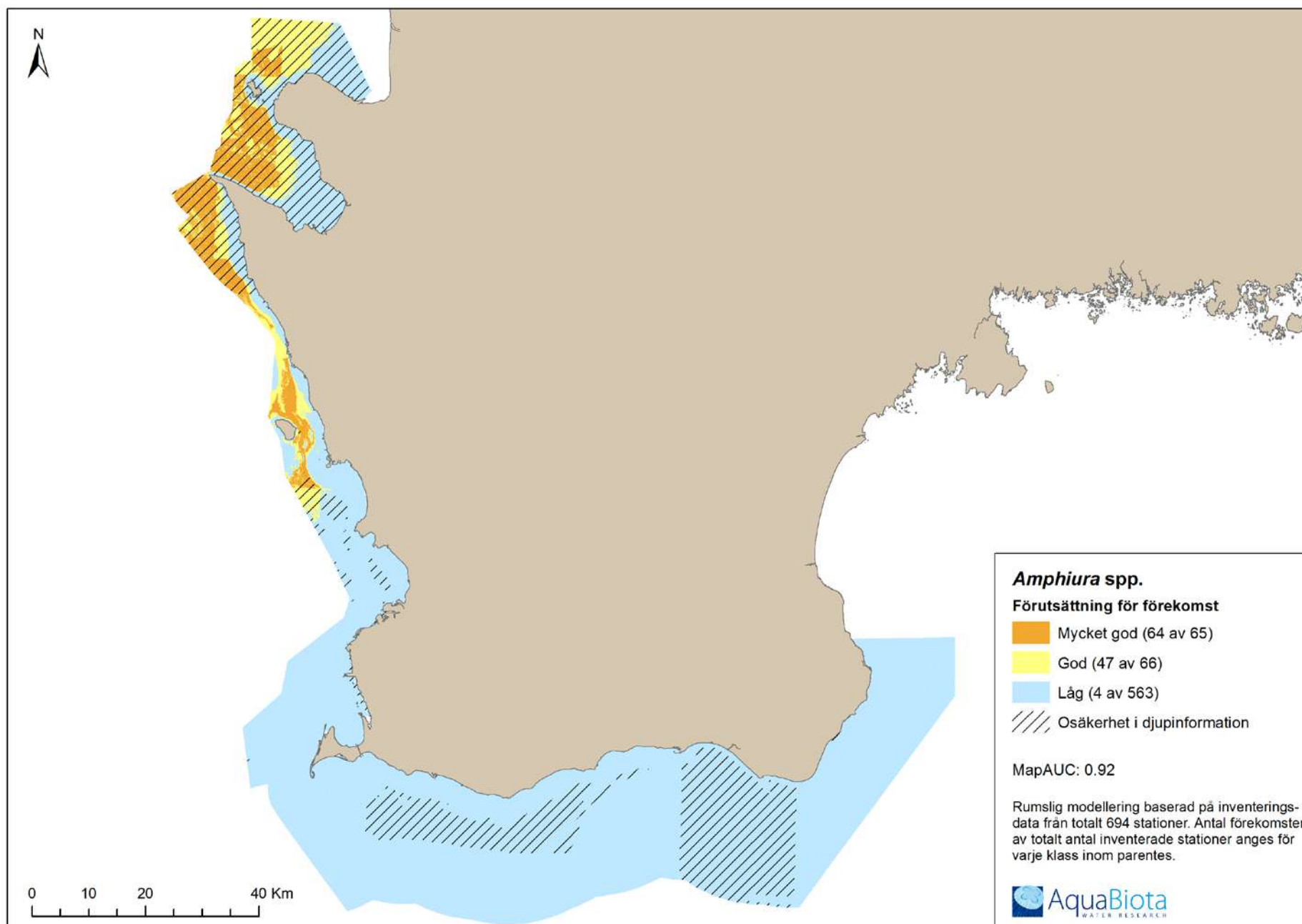
Figur 76. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjurssläktet *Haustorius* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



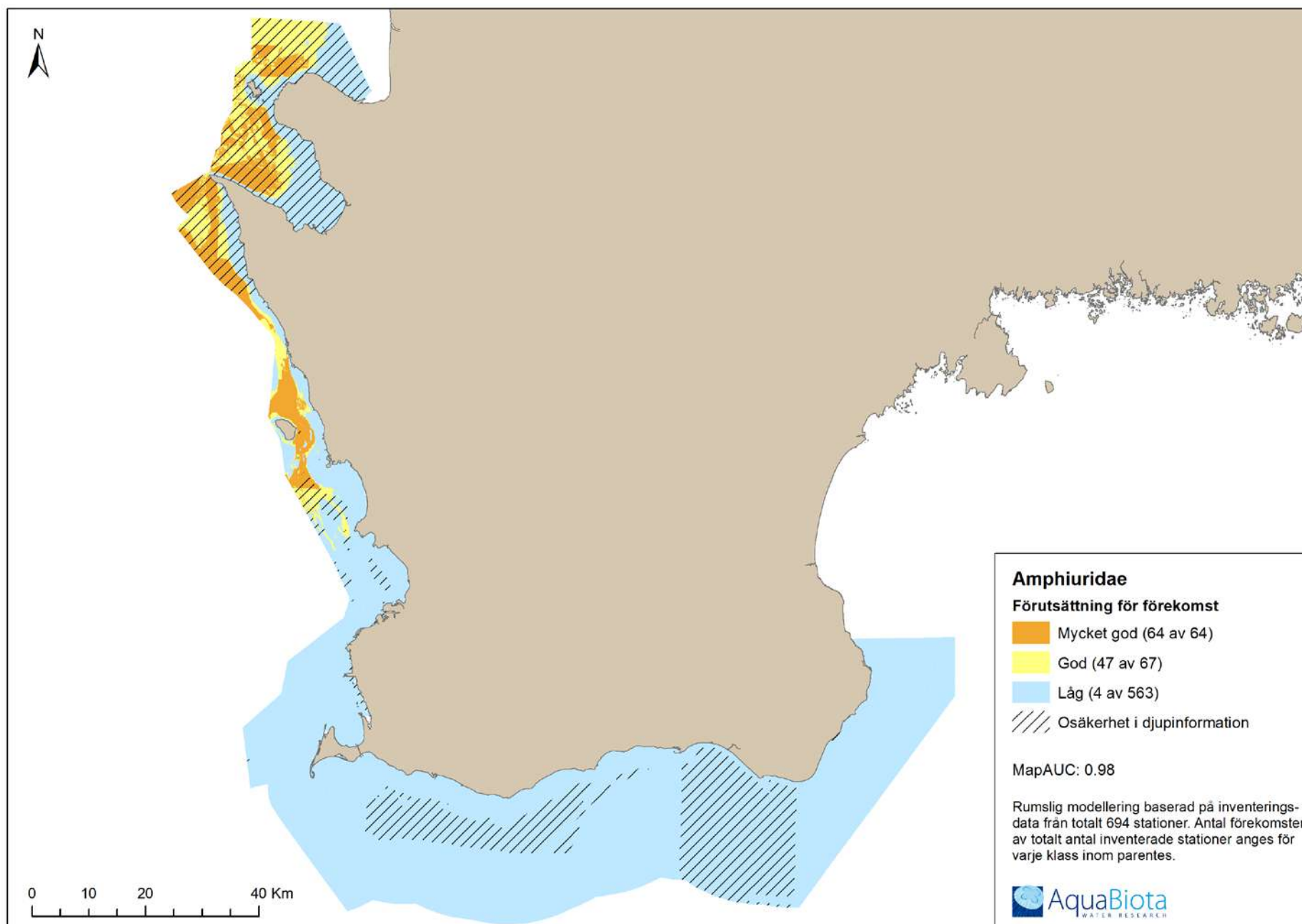
Figur 77. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjuret *Pontoporeia femorata*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



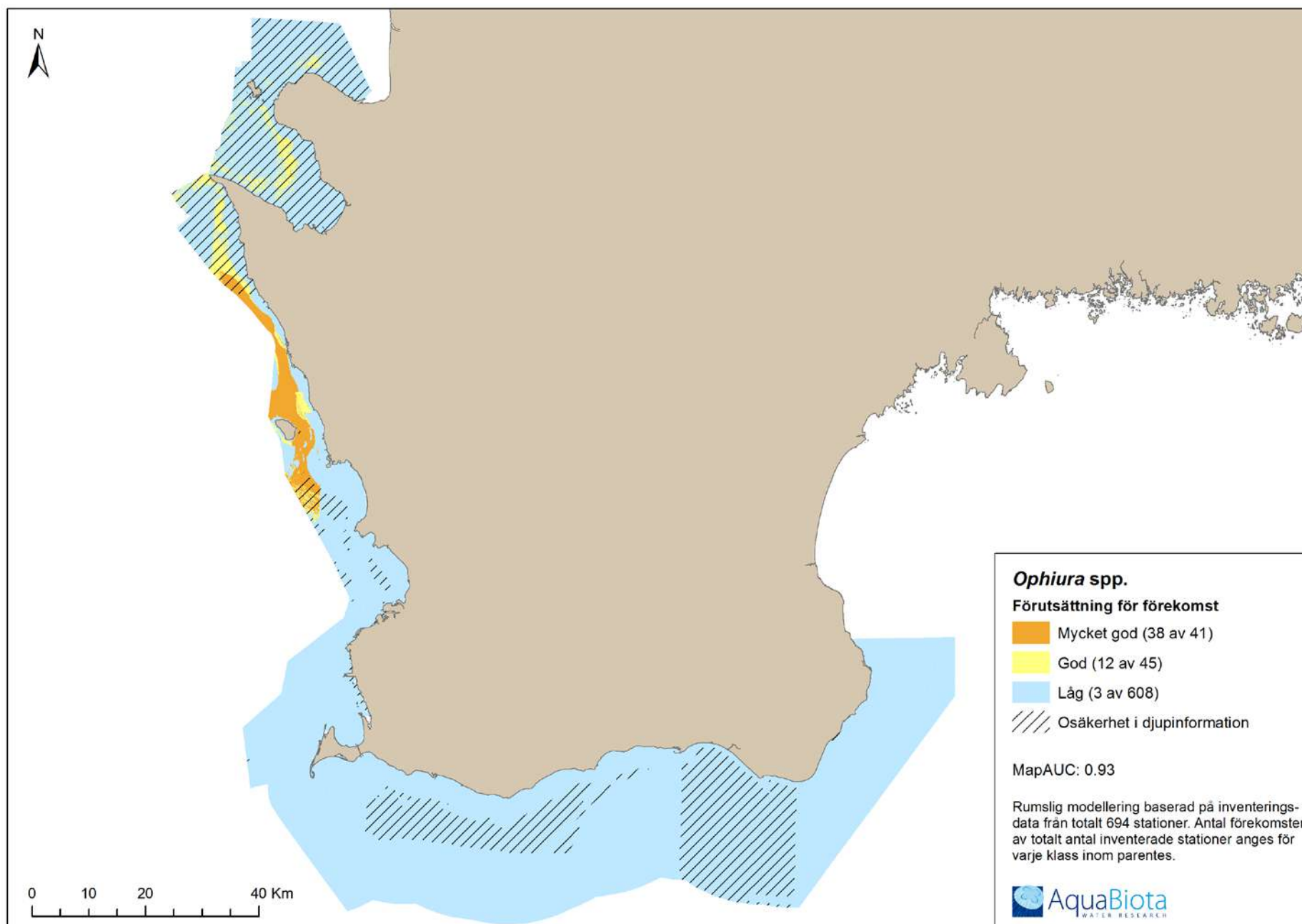
Figur 78. Predikterad förutsättning för förekomst av kräftdjursfamiljen *Sphaeromatidae*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



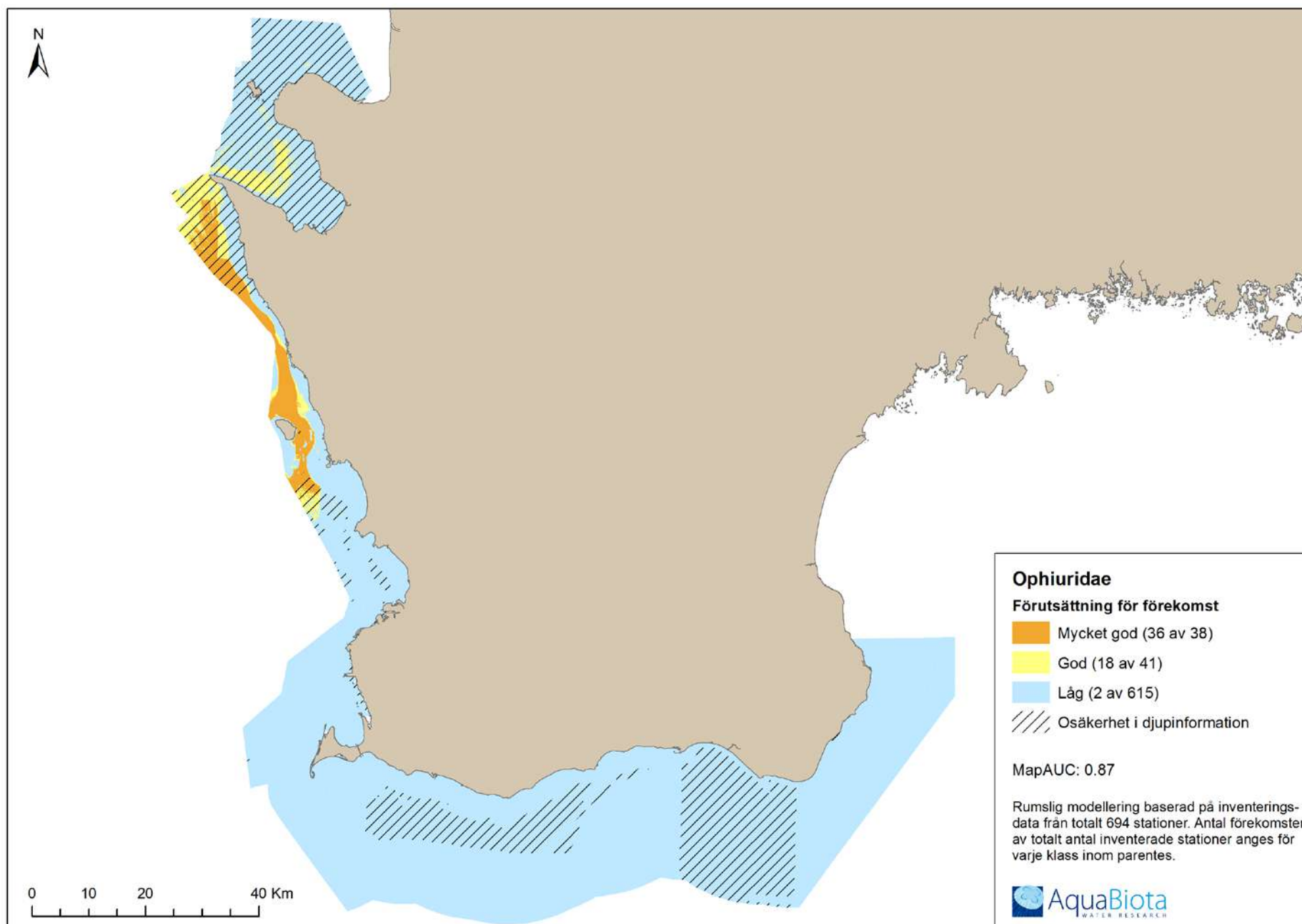
Figur 79. Predikterad förutsättning för förekomst av ormstjärnesläktet *Amphiura* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



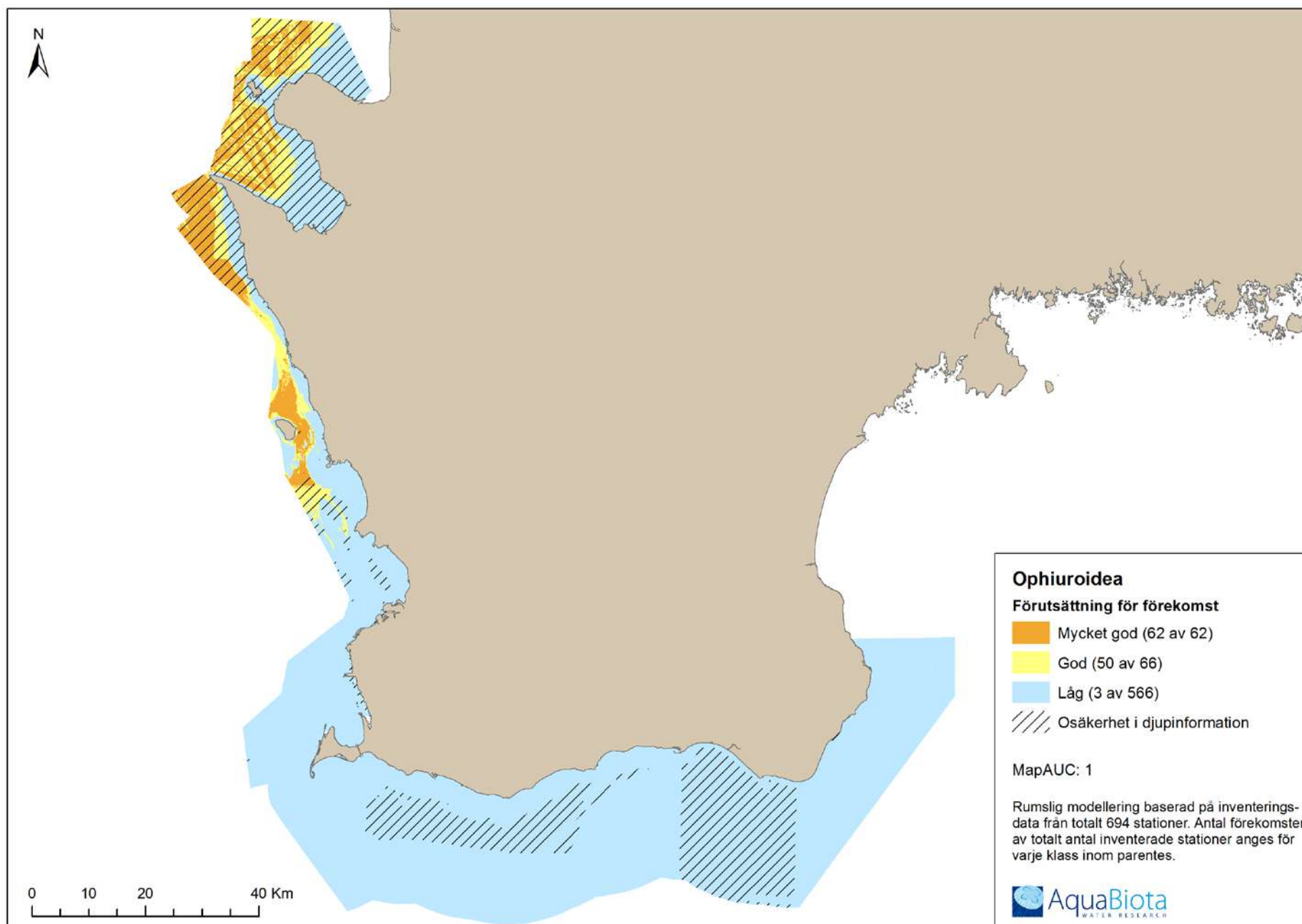
Figur 80. Predikterad förutsättning för förekomst av ormstjärnefamiljen Amphiuridae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



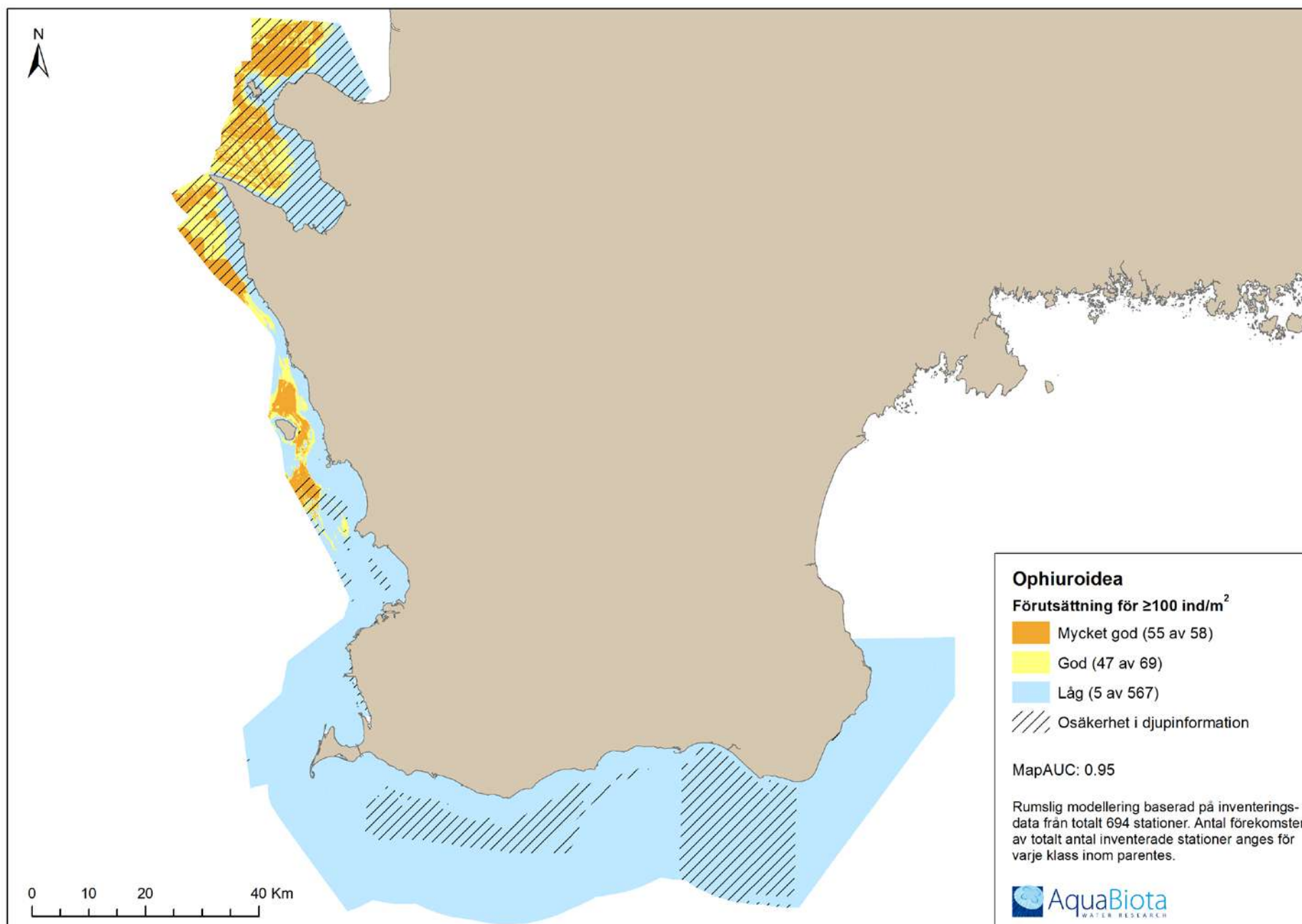
Figur 81. Predikterad förutsättning för förekomst av ormstjärnesläktet *Ophiura* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



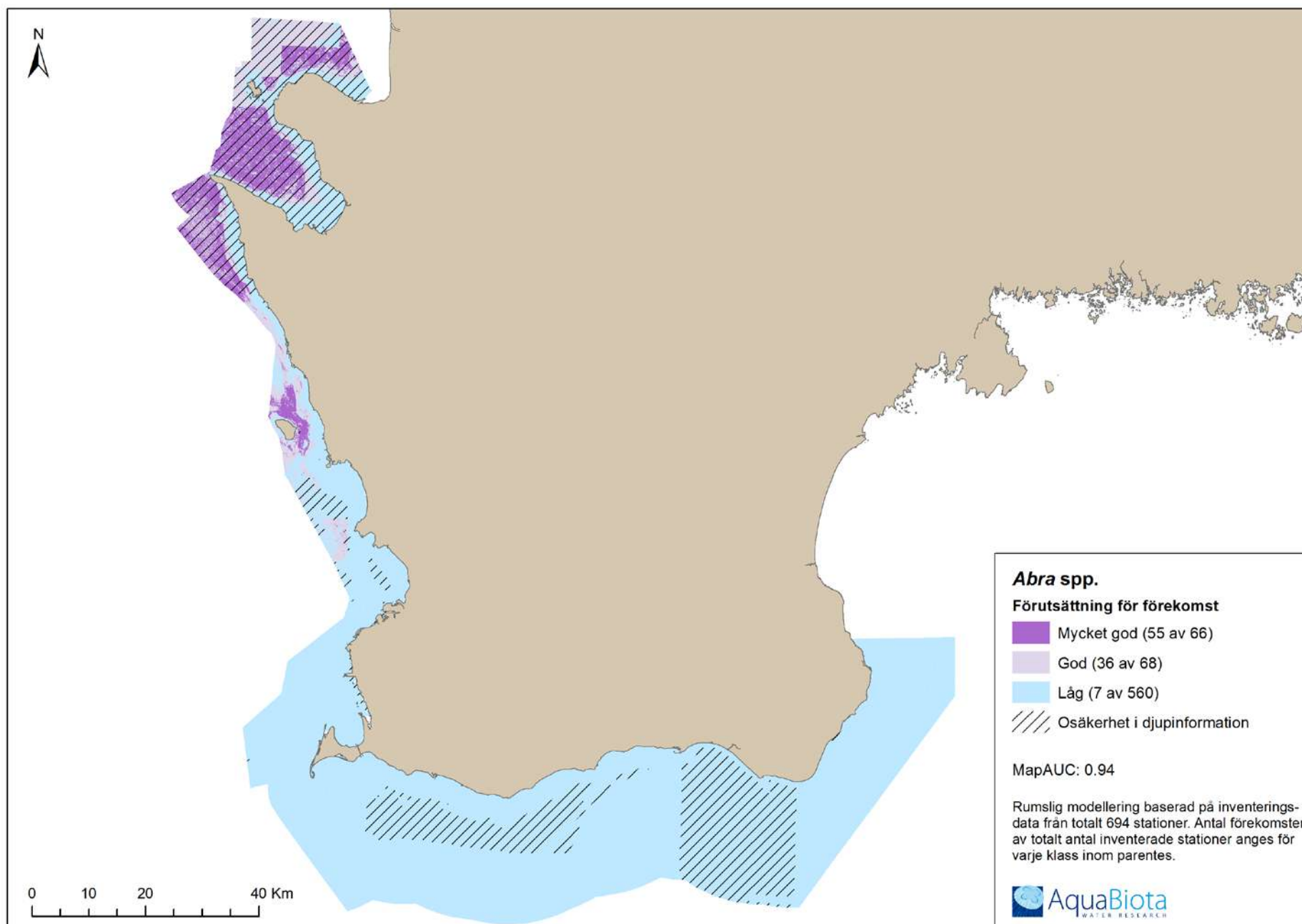
Figur 82. Predikterad förutsättning för förekomst av ormstjärnefamiljen Ophiuridae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



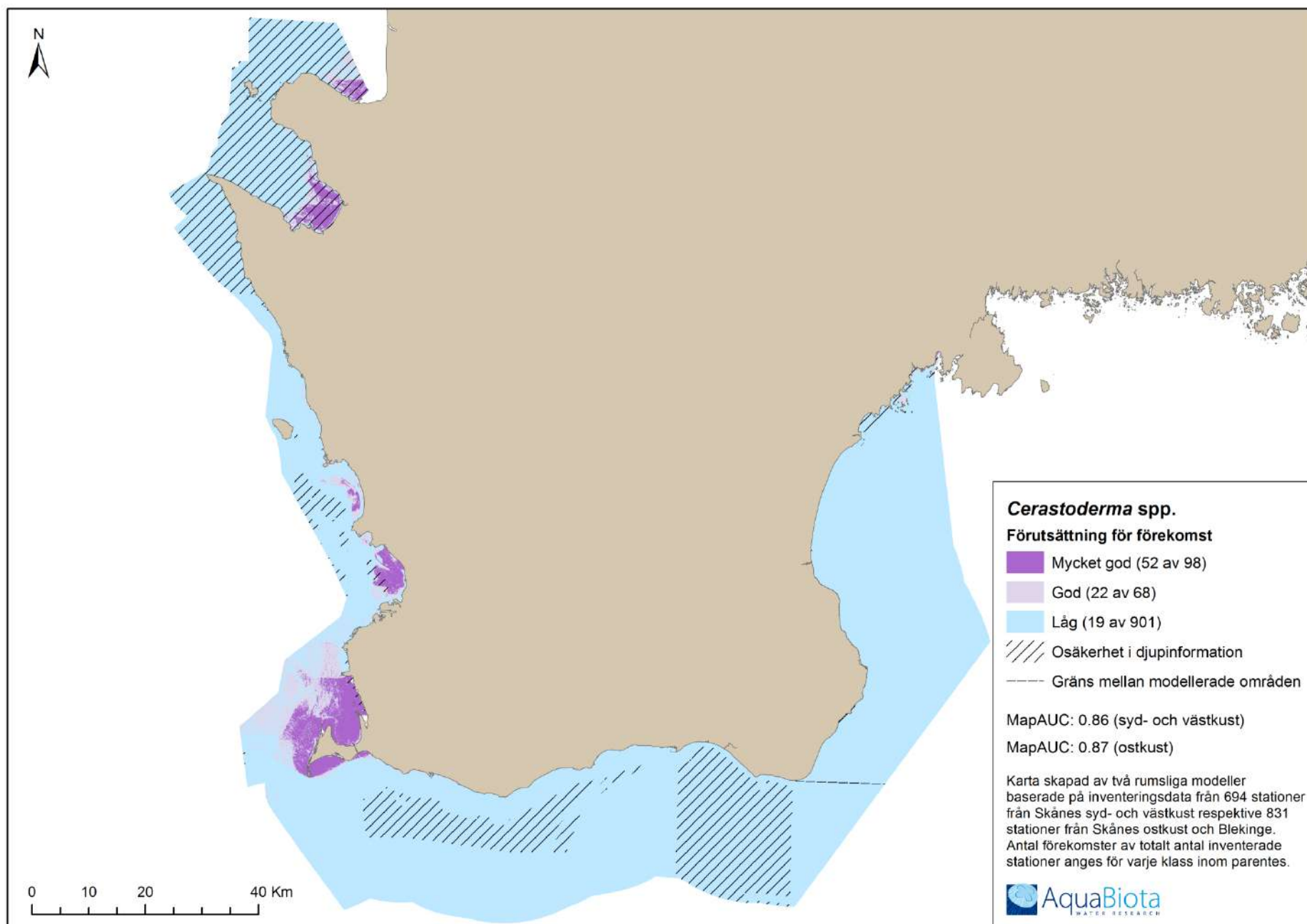
Figur 83. Predikterad förutsättning för förekomst av ormstjärneklassen Ophiuroidea, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



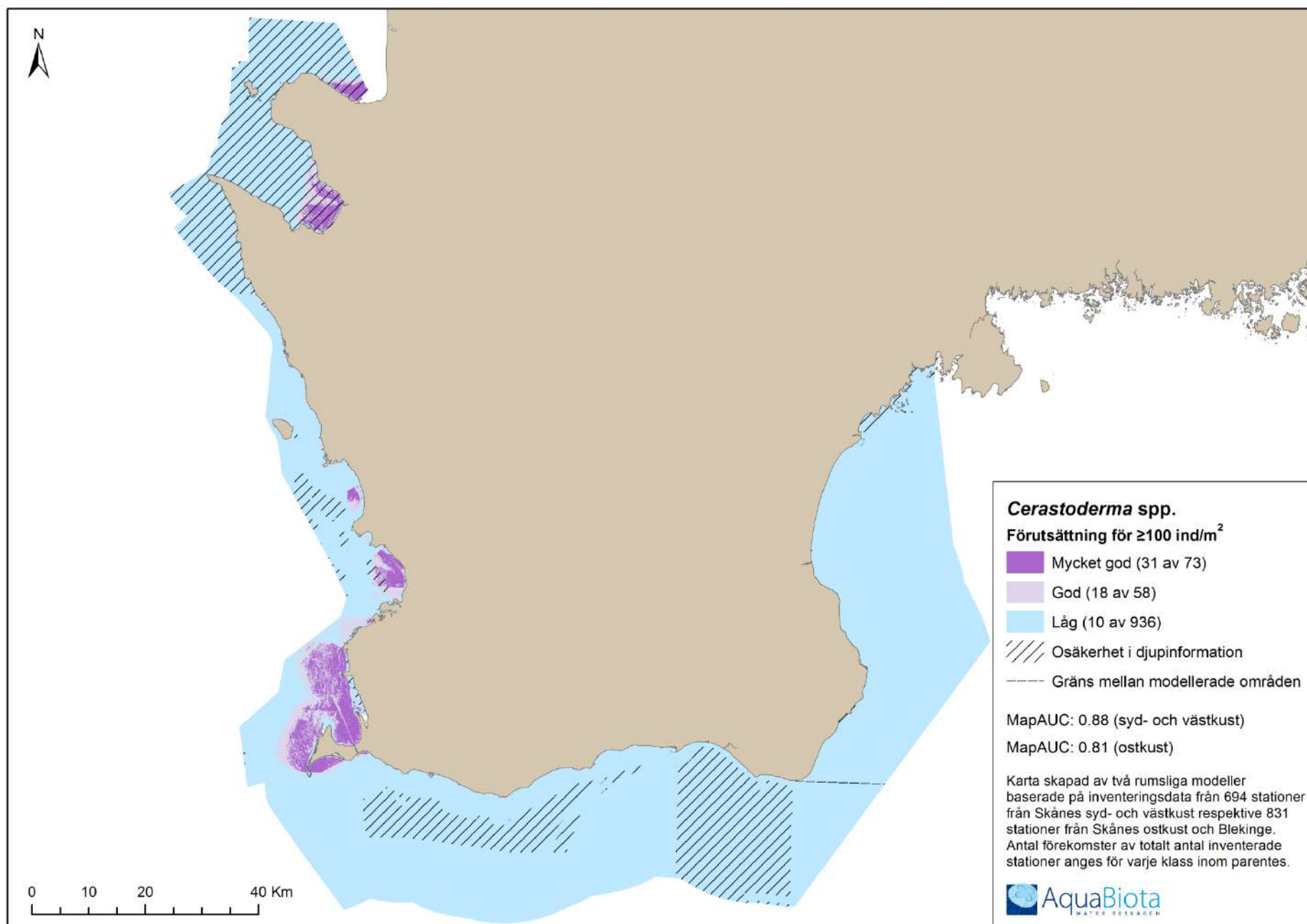
Figur 84. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av ormstjärneklassen Ophiuroidea, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



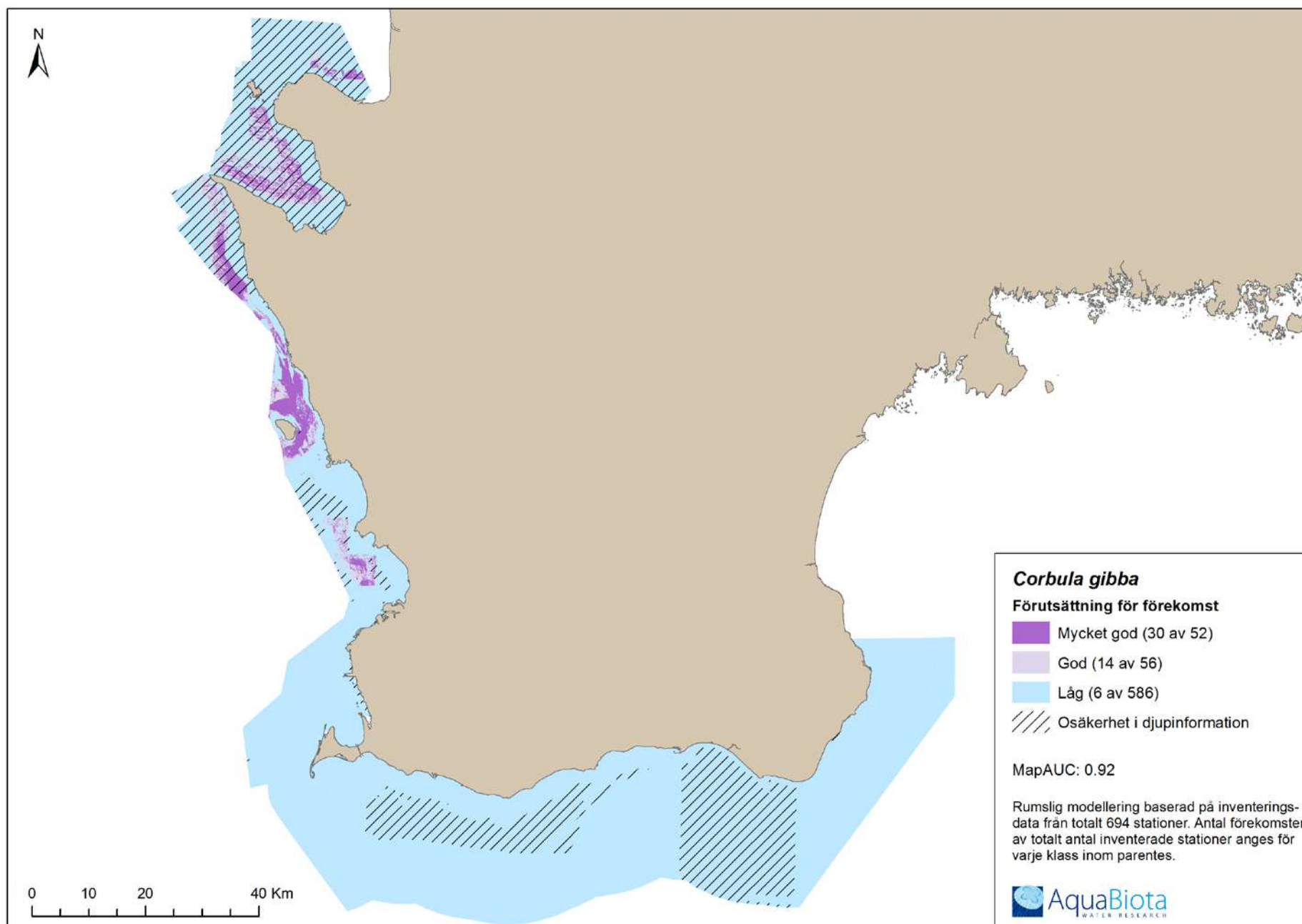
Figur 85. Predikterad förutsättning för förekomst av musselsläktet *Abra* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



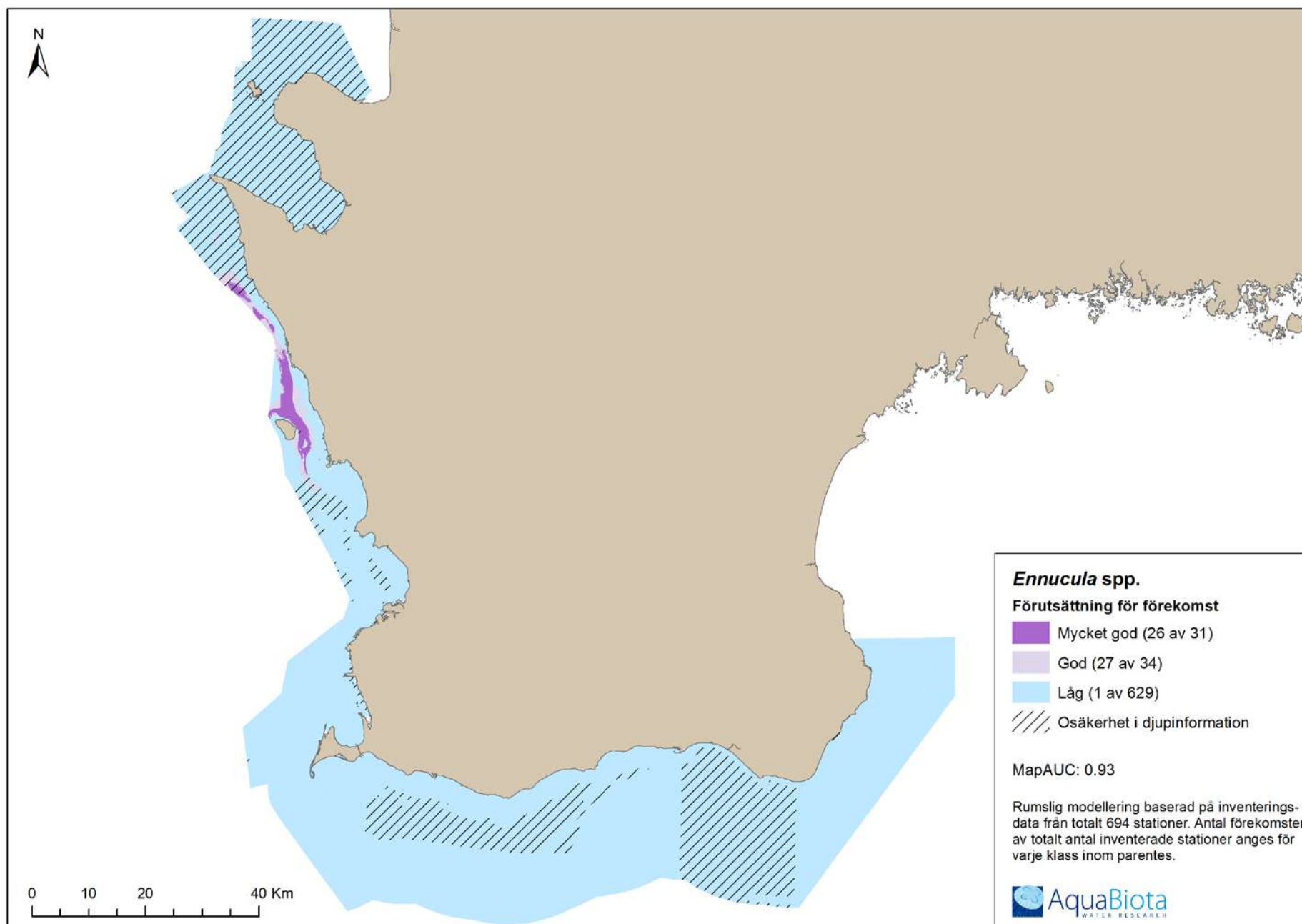
Figur 86. Predikterad förutsättning för förekomst av musselsläktet *Cerastoderma* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



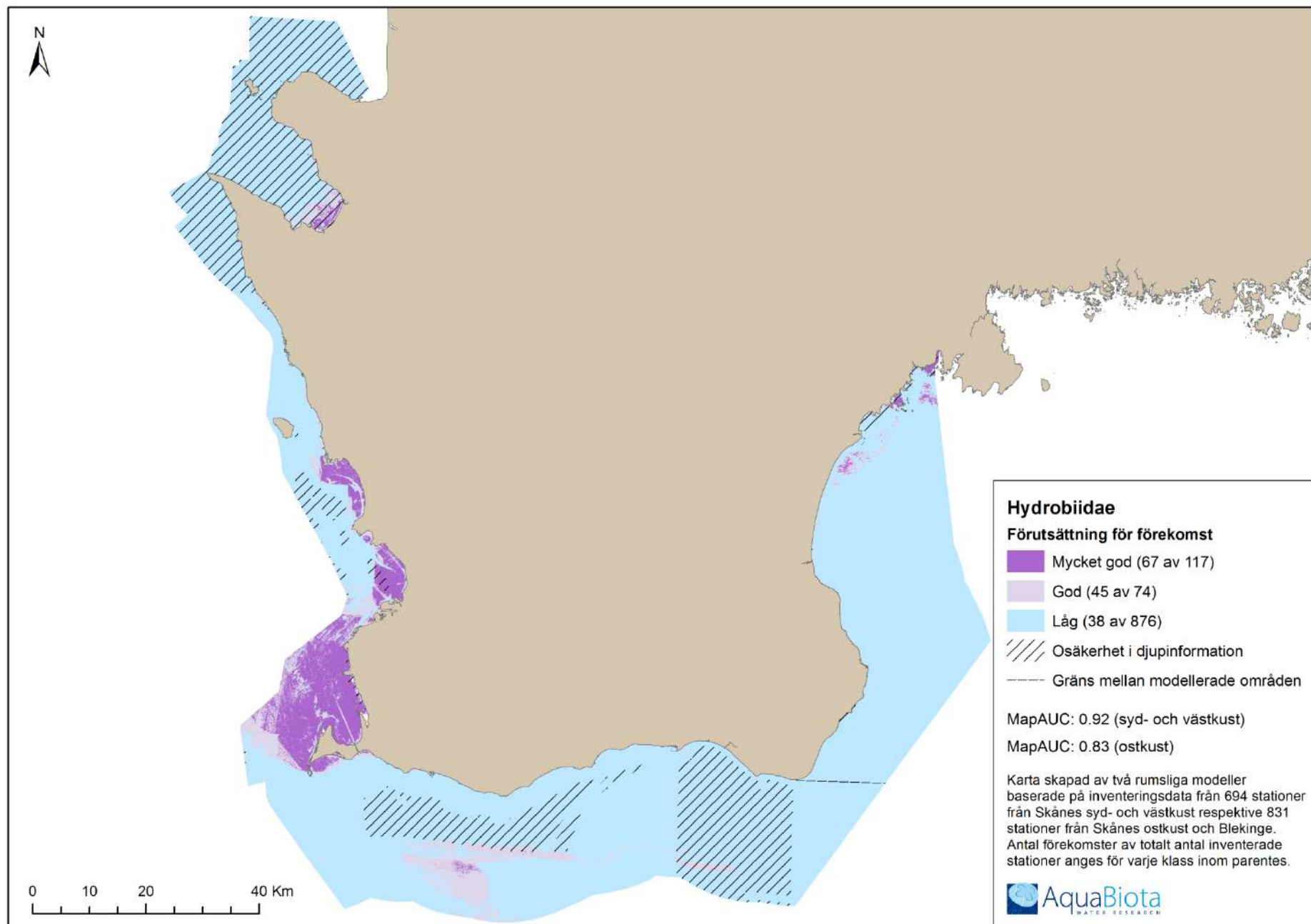
Figur 87. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av musselsläktet *Cerastoderma* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



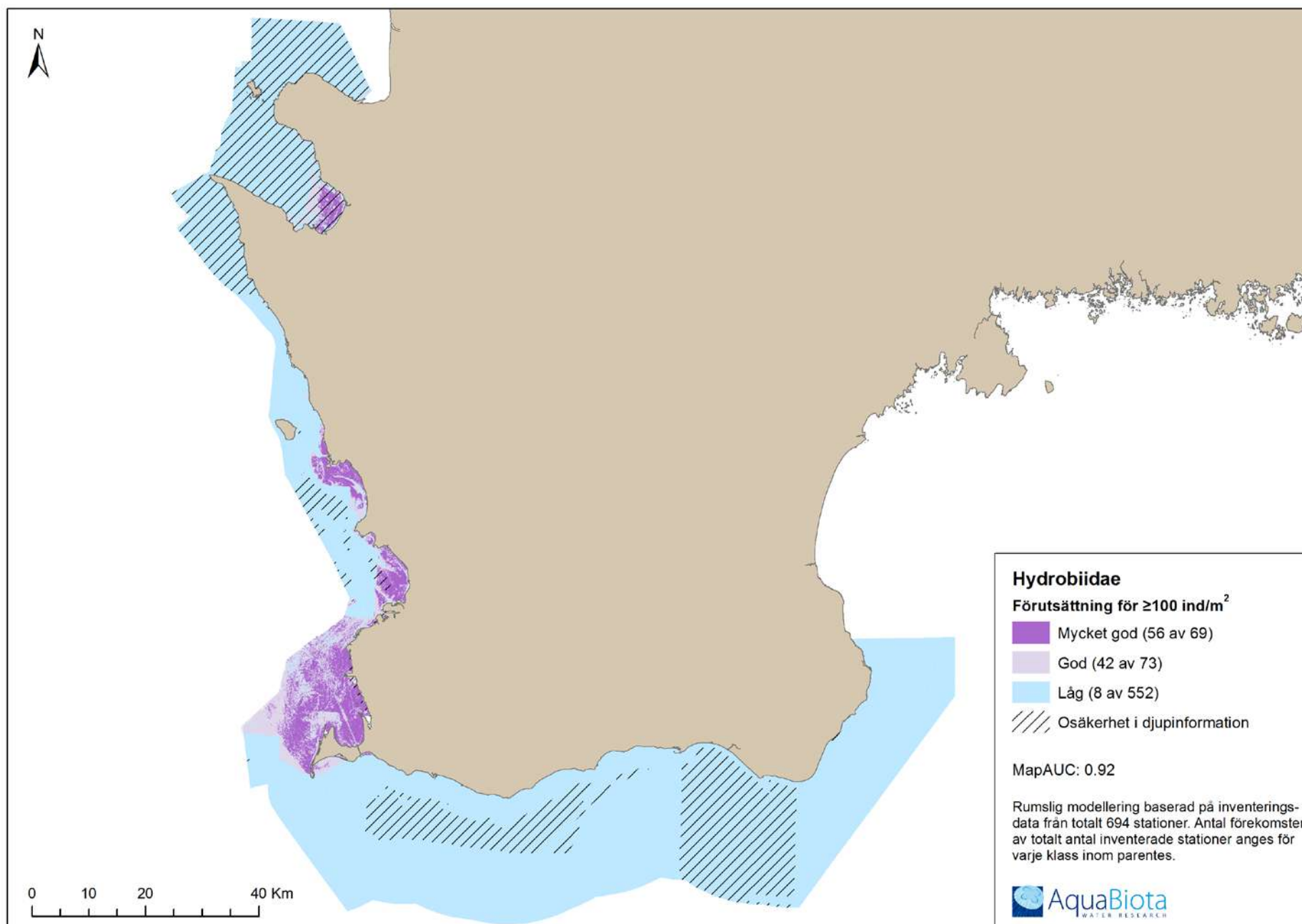
Figur 88. Predikterad förutsättning för förekomst av musslan *Corbula gibba*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



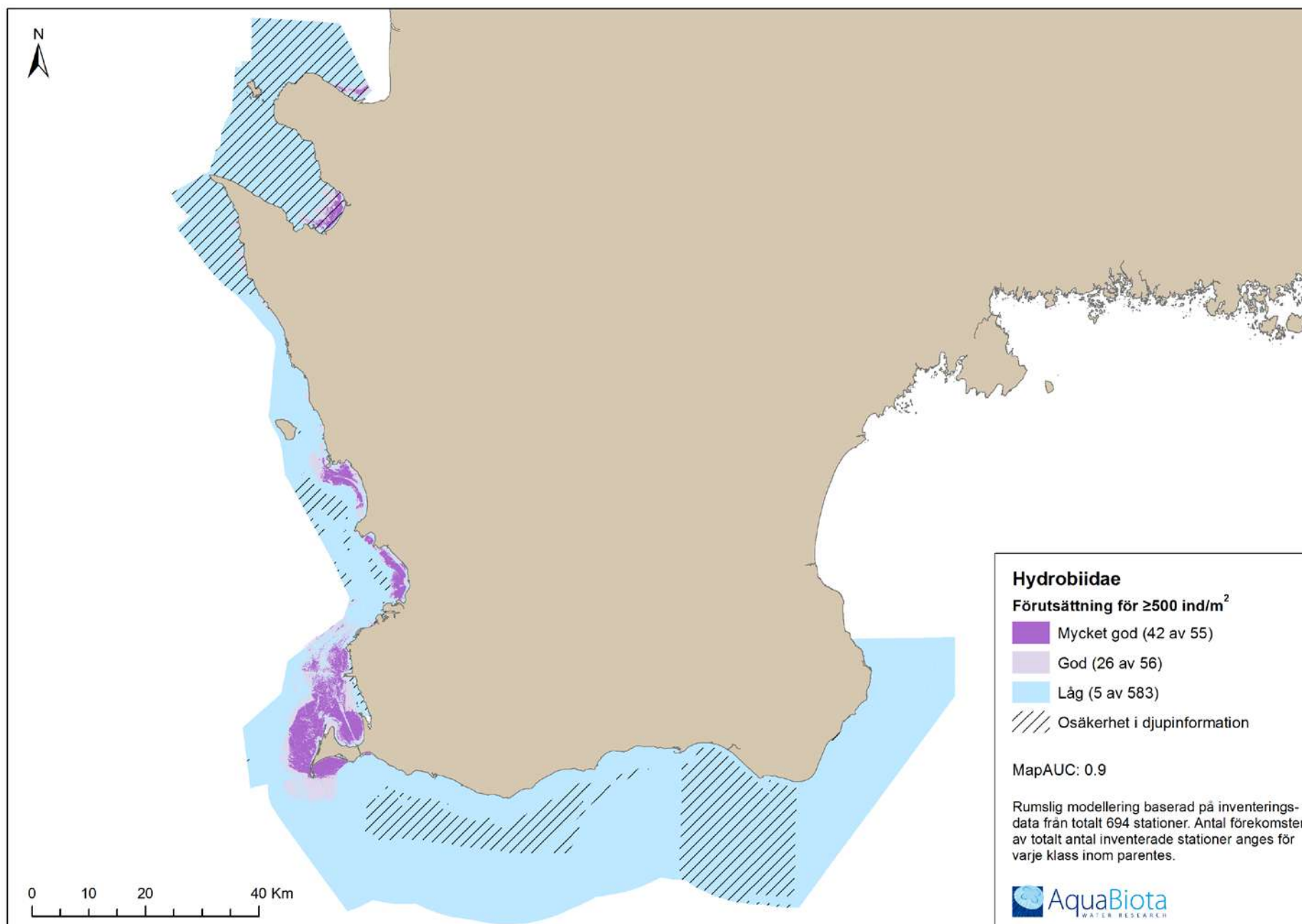
Figur 89. Predikterad förutsättning för förekomst av musselsläktet *Ennucula* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



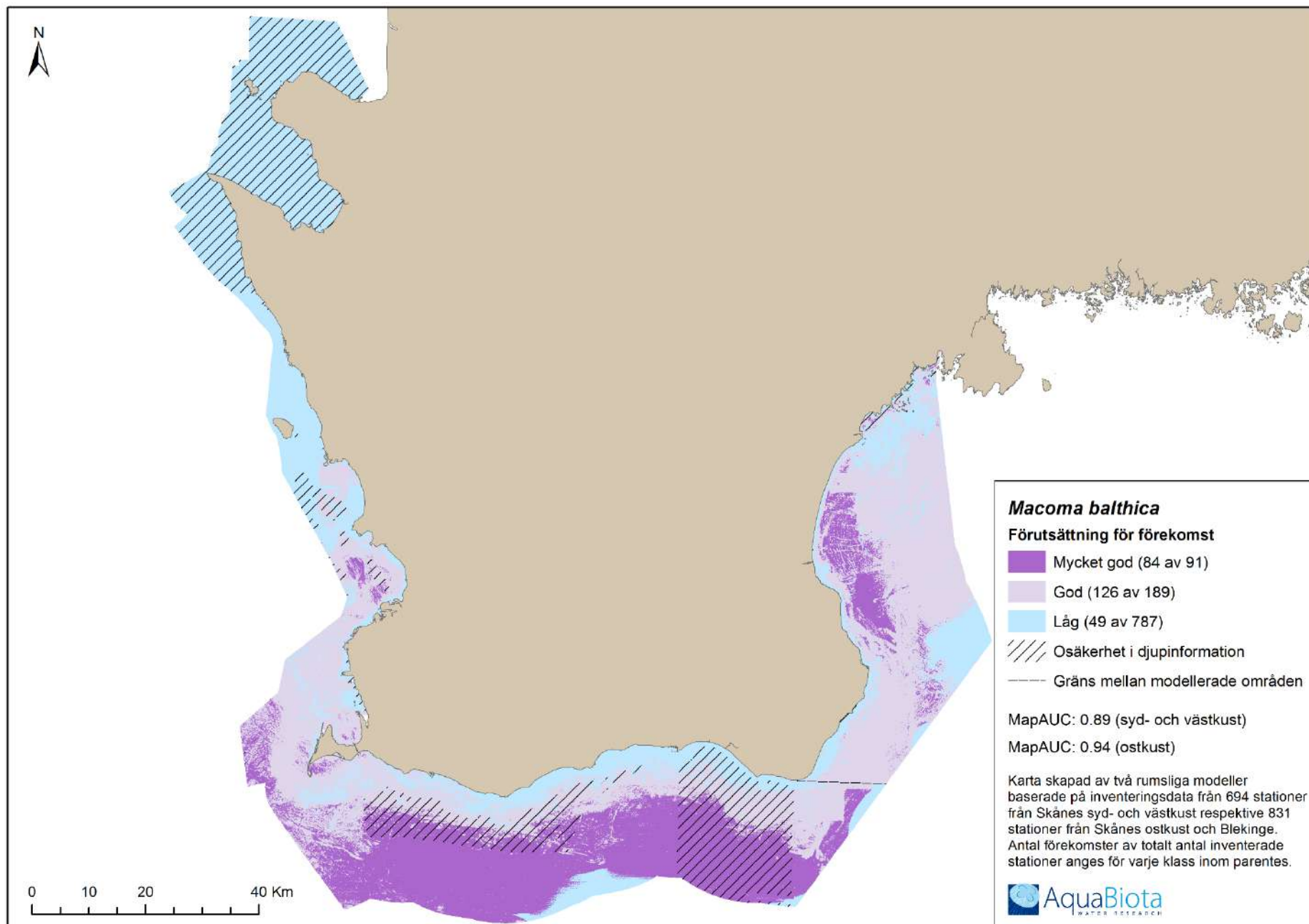
Figur 90. Predikterad förutsättning för förekomst av tusensnäckor (*Hydrobiidae*), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



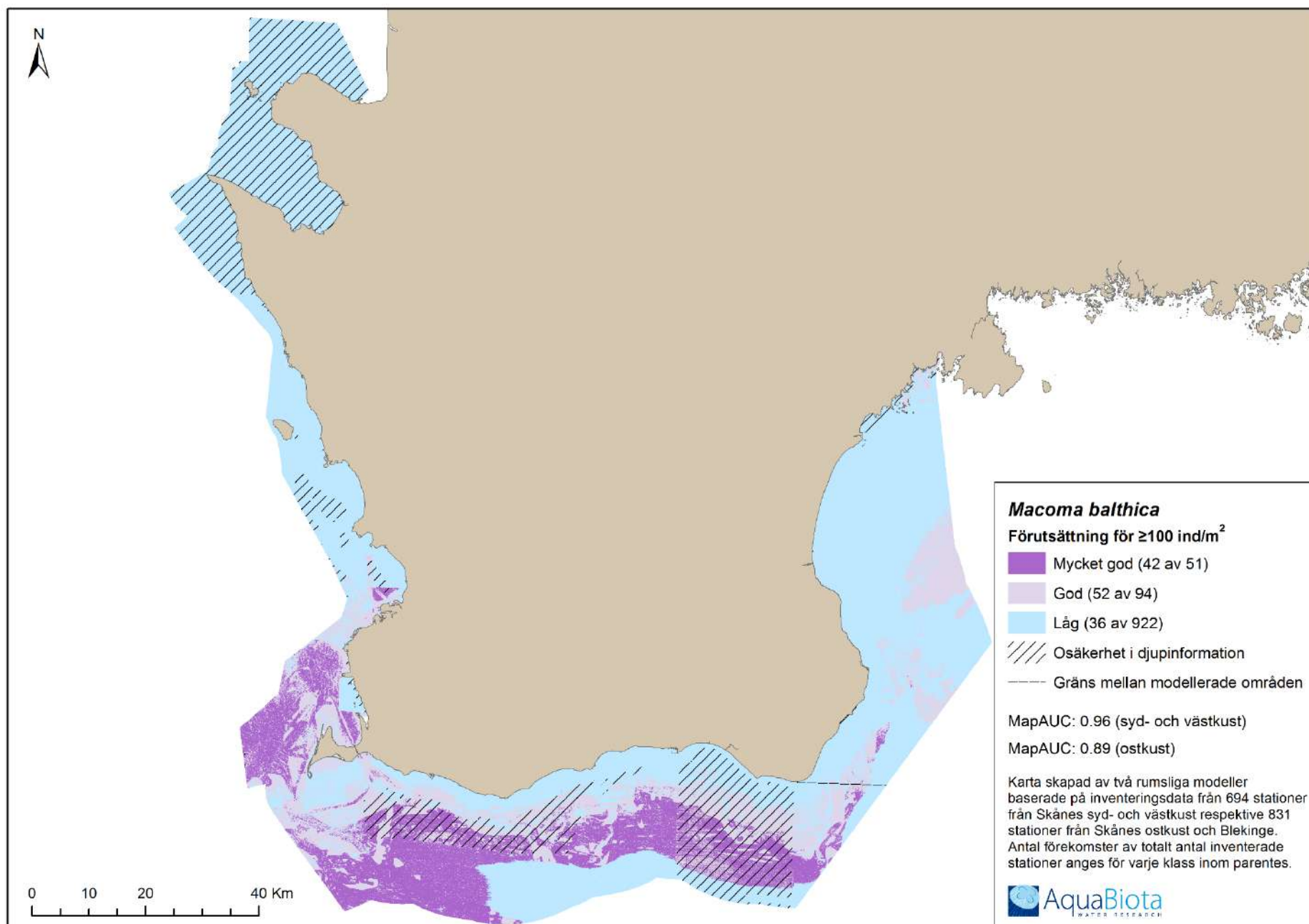
Figur 91. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av tusensnäckor (Hydrobiidae), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



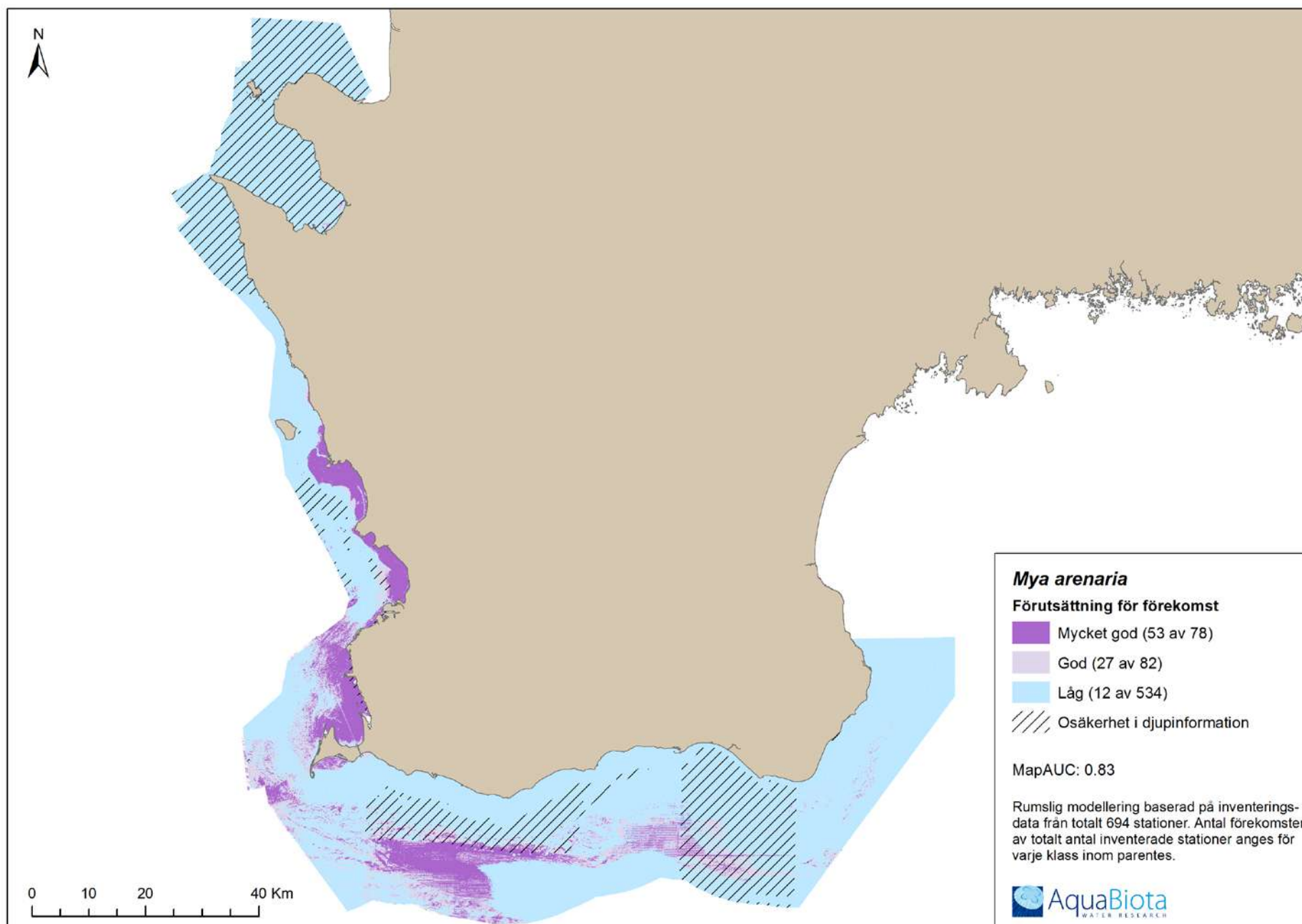
Figur 92. Predikterad förutsättning för över 500 individer/m² av tusensnäckor (Hydrobiidae), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



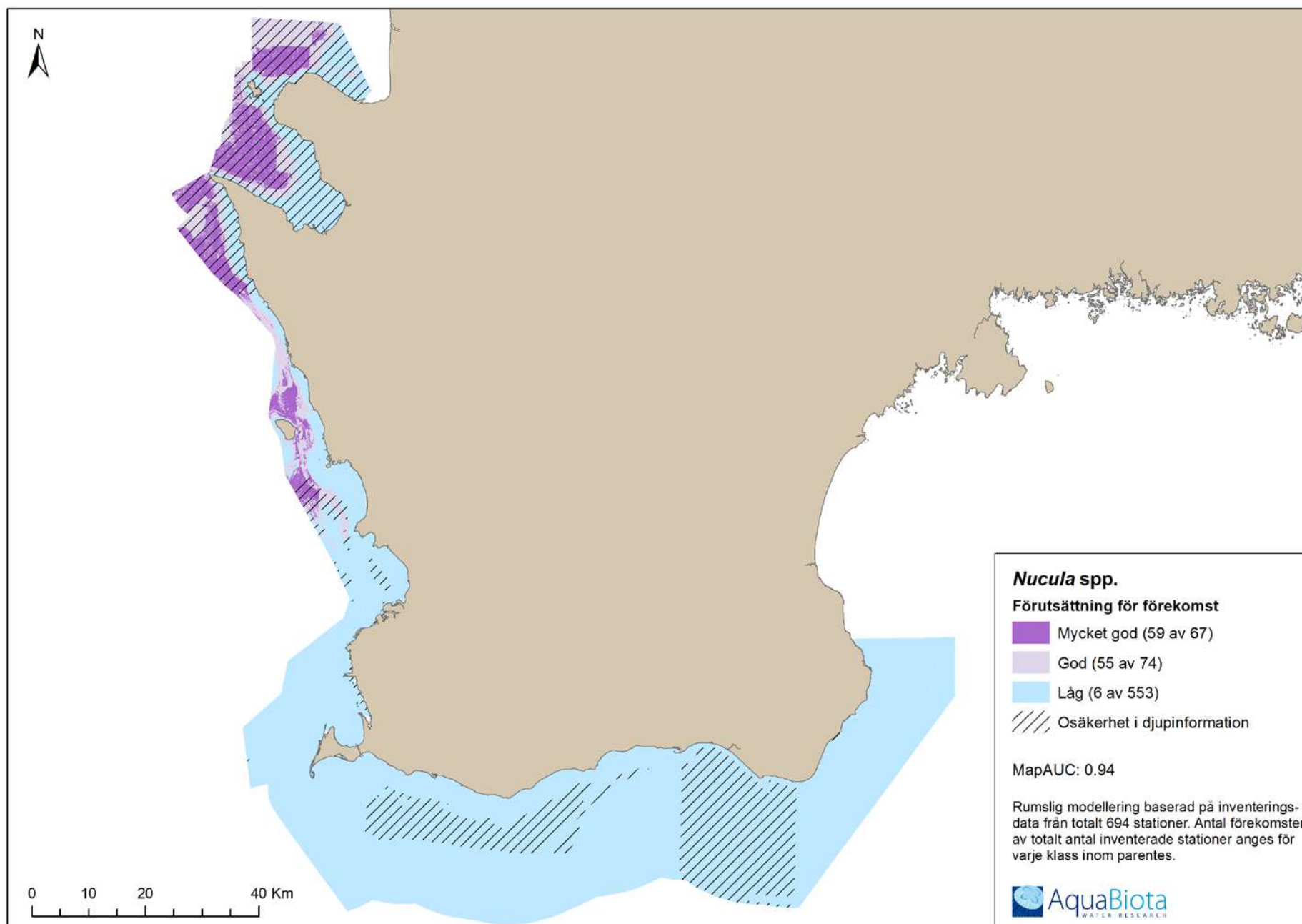
Figur 93. Predikterad förutsättning för förekomst av östersjömussla (*Macoma balthica*), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



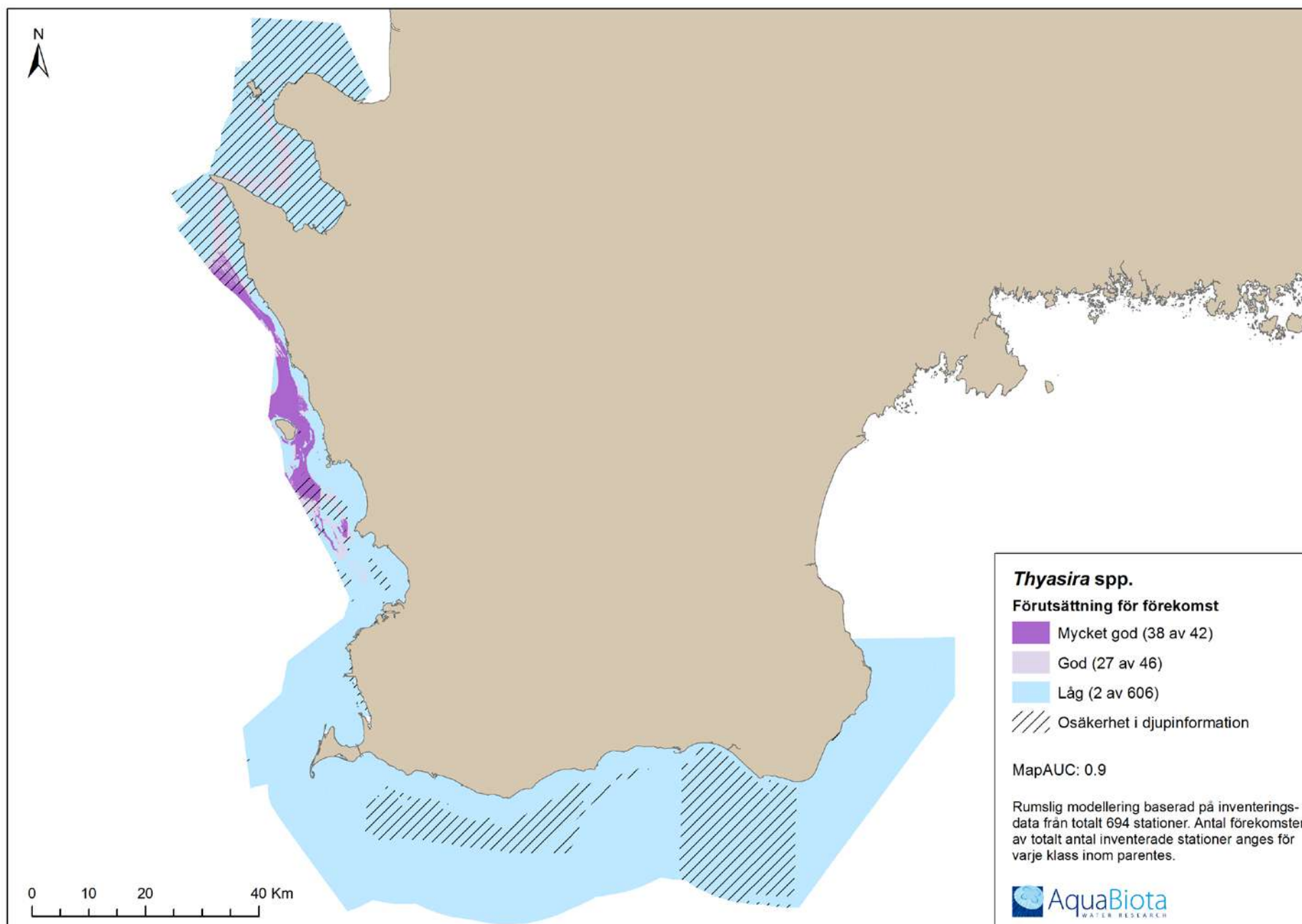
Figur 94. Predikterad förutsättning för över 100 individer/m² av östersjömussla (*Macoma balthica*), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



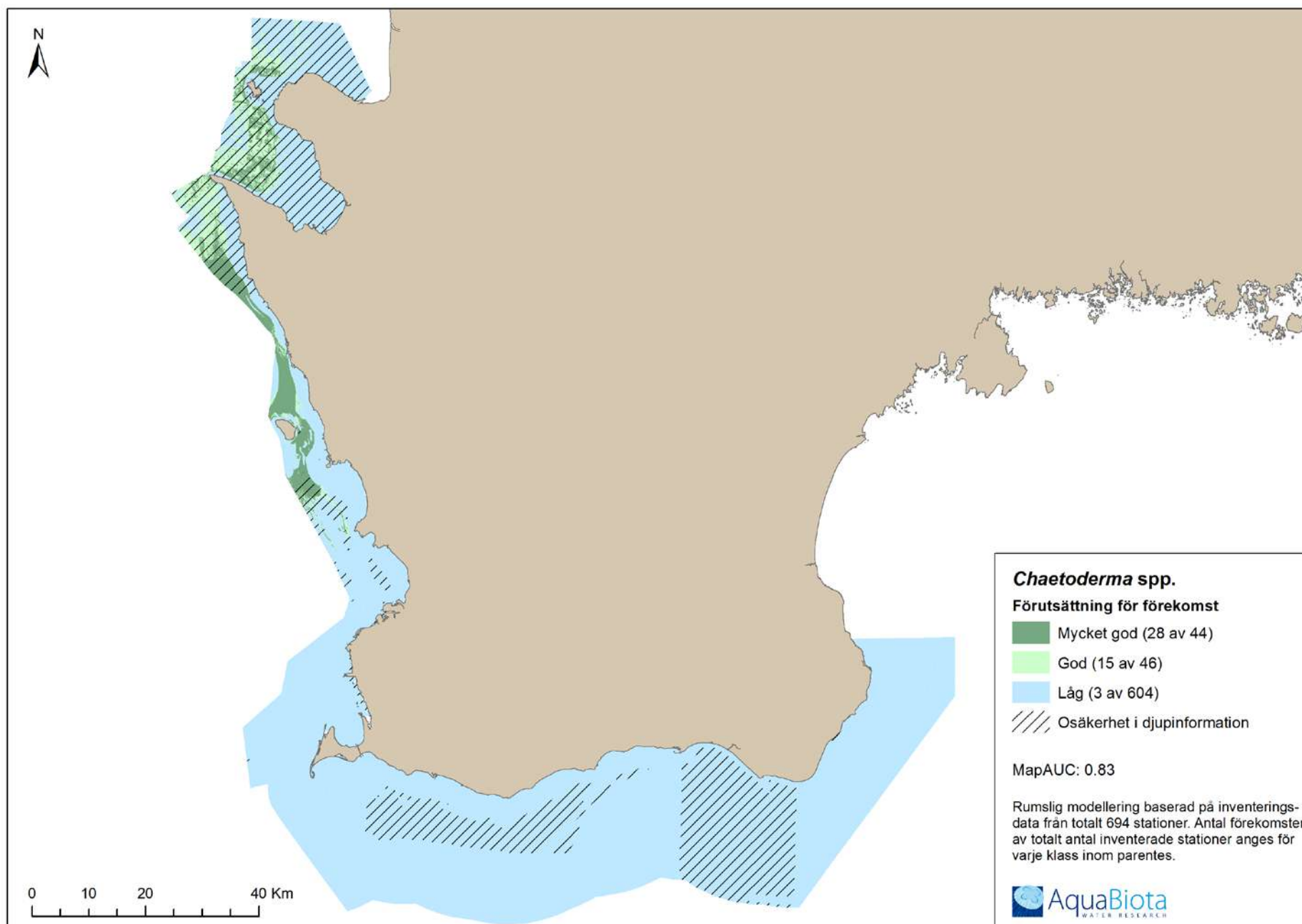
Figur 95. Predikterad förutsättning för förekomst av musslan *Mya arenaria*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



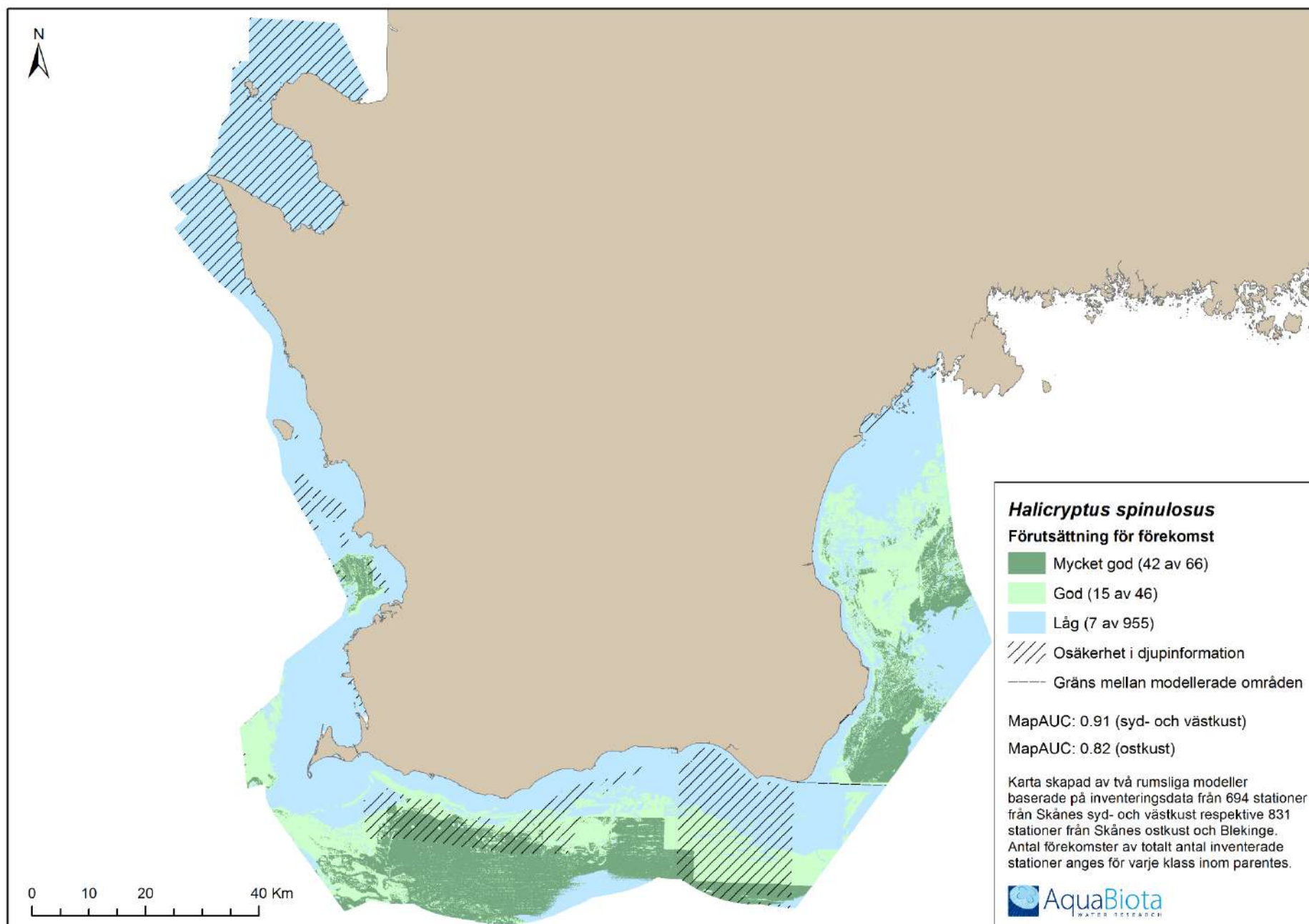
Figur 96. Predikterad förutsättning för förekomst av musselsläktet *Nucula* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



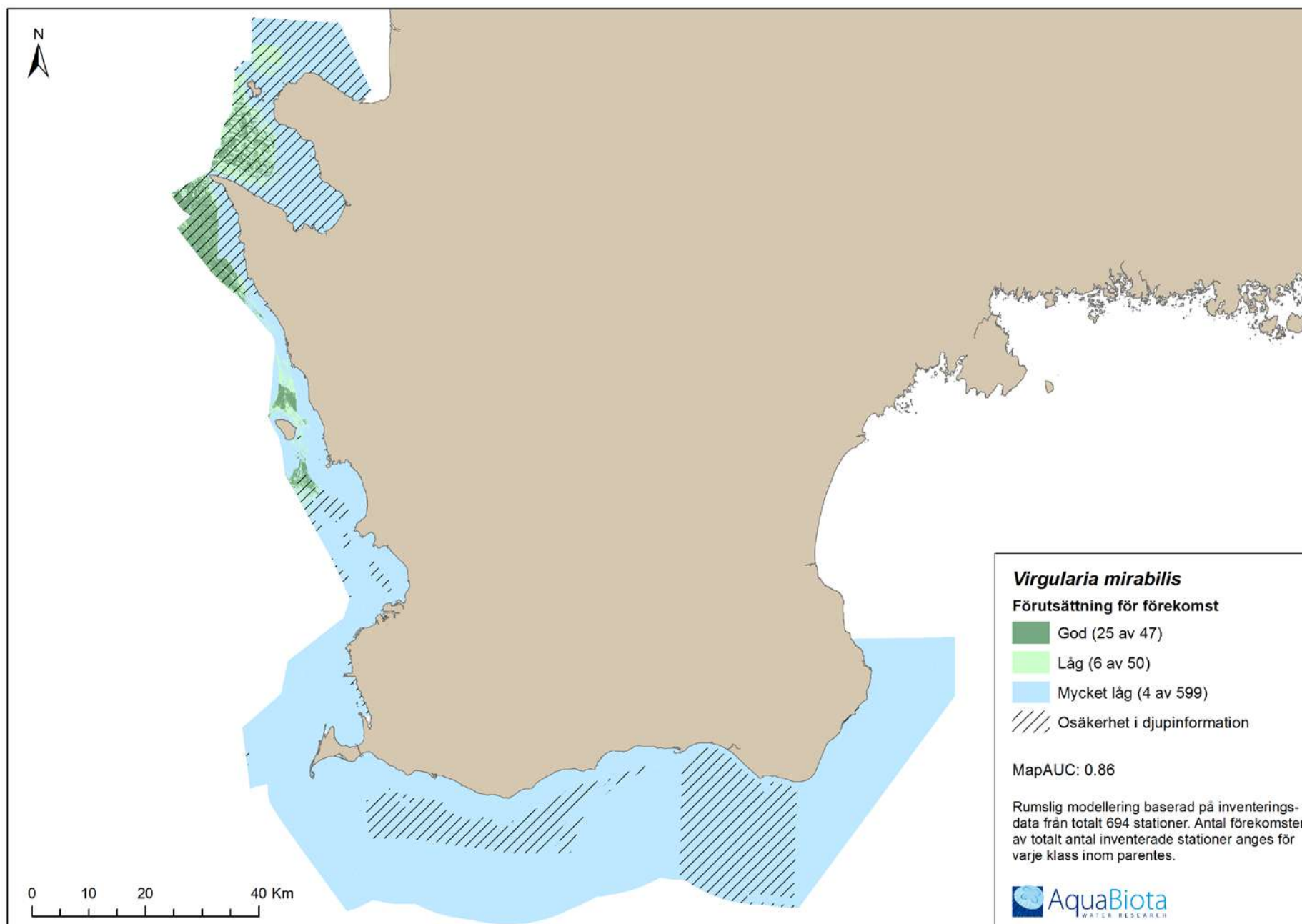
Figur 97. Predikterad förutsättning för förekomst av musselsläktet *Thyasira* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



Figur 98. Predikterad förutsättning för förekomst av svampsläktet *Chaetoderma* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



Figur 99. Predikterad förutsättning för förekomst av snabelsäckmasken *Halicryptus spinulosus*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



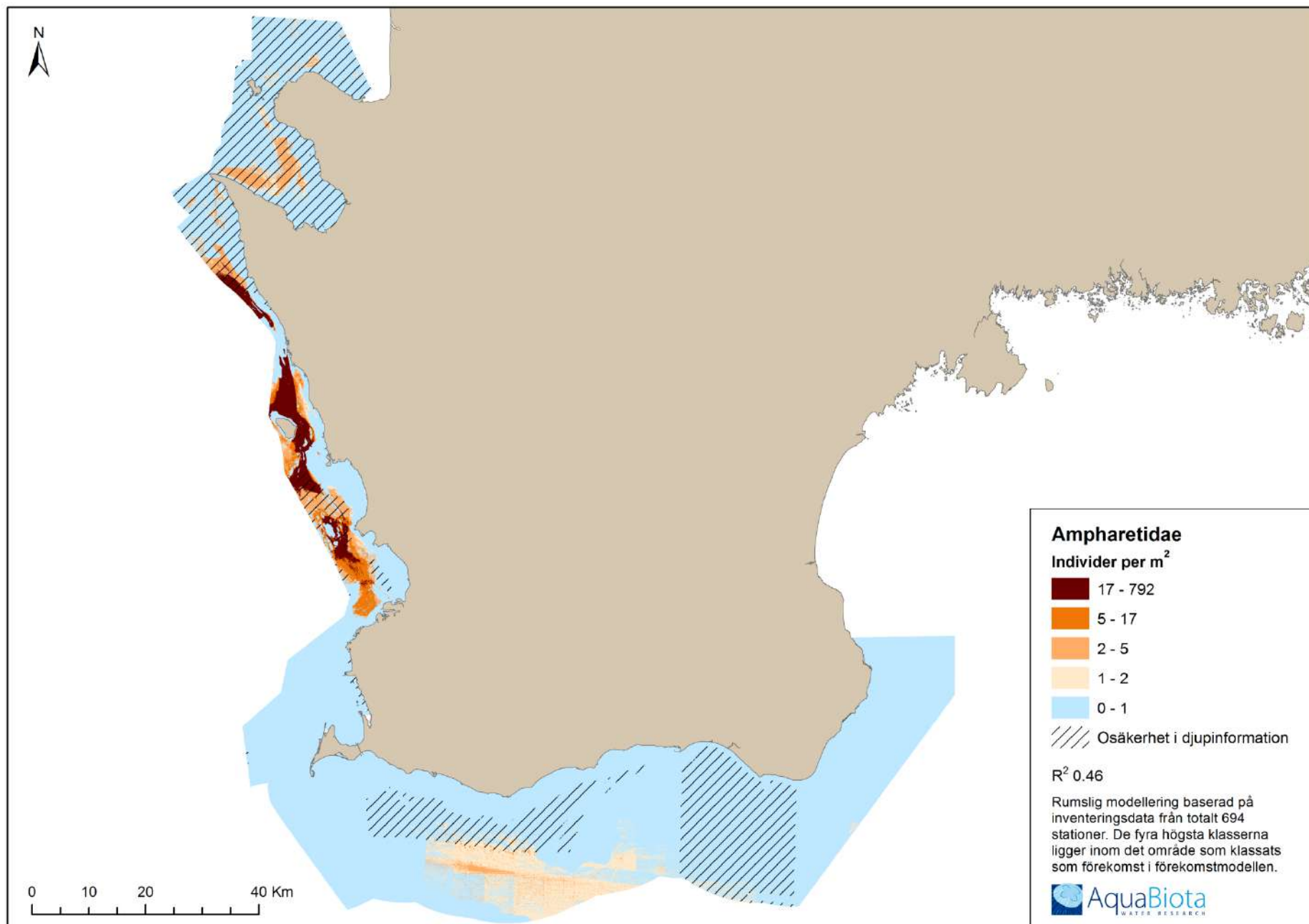
Figur 100. Predikterad förutsättning för förekomst av sjöpennan *Virgularia mirabilis*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.

Bottenlevande djur – predikterad abundans

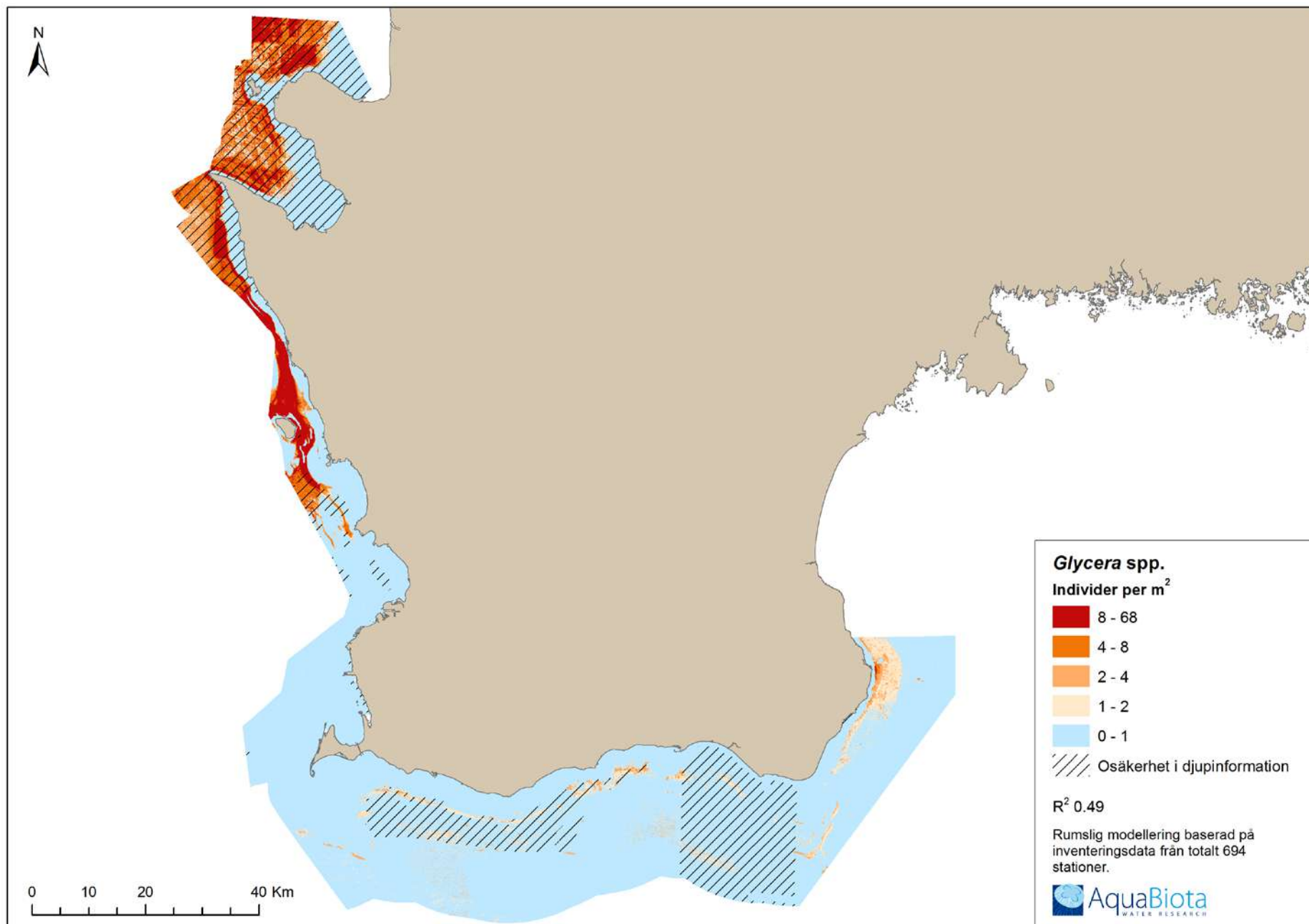
Här presenteras kartor över predikterad abundans av bottenlevande djur, samt totalt antal familjer och antal fyla.

Figur	Karta	Beskrivning	Filnamn*
101	Ampharetidae	individer/m ²	AqB _M_Ampharetidae_abundans
102	<i>Glycera</i> spp.	individer/m ²	AqB _M_Glycera_spp_abundans
103	<i>Hediste diversicolor</i>	individer/m ²	AqB _M_Hediste_diversicolor_abundans
104	Maldanidae	individer/m ²	AqB _M_Maldanidae_abundans
105	Phyllodocida	individer/m ²	AqB _M_Phyllodocida_abundans
106	Spionidae	individer/m ²	AqB _M_Spionidae_abundans
107	Terebellida	individer/m ²	AqB _M_Terebellida_abundans
108	<i>Haploops tenuis</i>	individer/m ²	AqB _M_Haploops_tenuis_abundans
109	Hydrobiidae	individer/m ²	AqB _M_Hydrobiidae_abundans
110	Amphiura	individer/m ²	AqB _M_Amphiura_abundans
111	Echinodermata	individer/m ²	AqB _M_Echinodermata_abundans
112	Antal familjer	familjer/m ²	AqB _M_Number_of_families
113	Antal fyla	fyla/m ²	AqB _M_Number_of_phylum

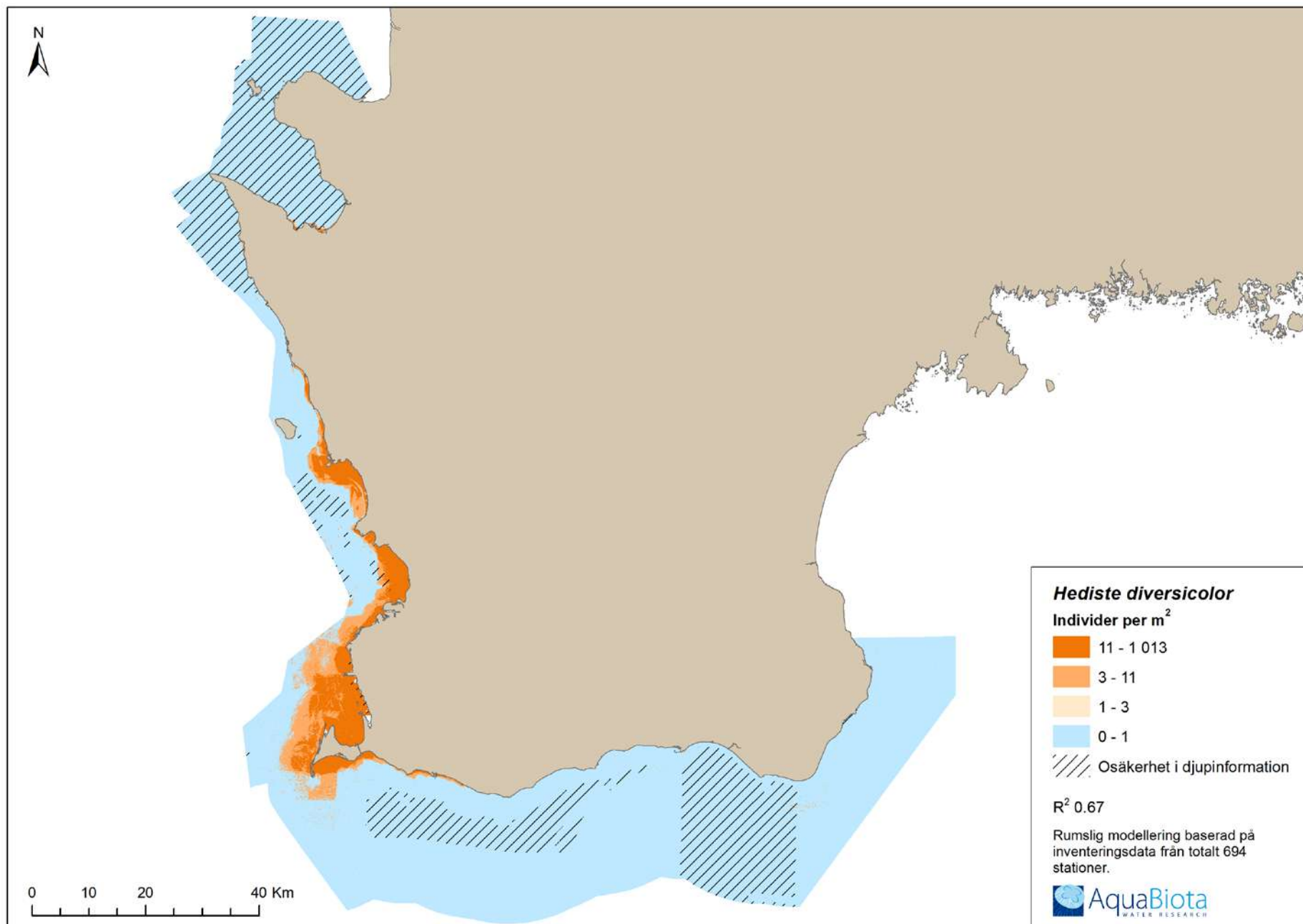
*Fria att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 14-01373)



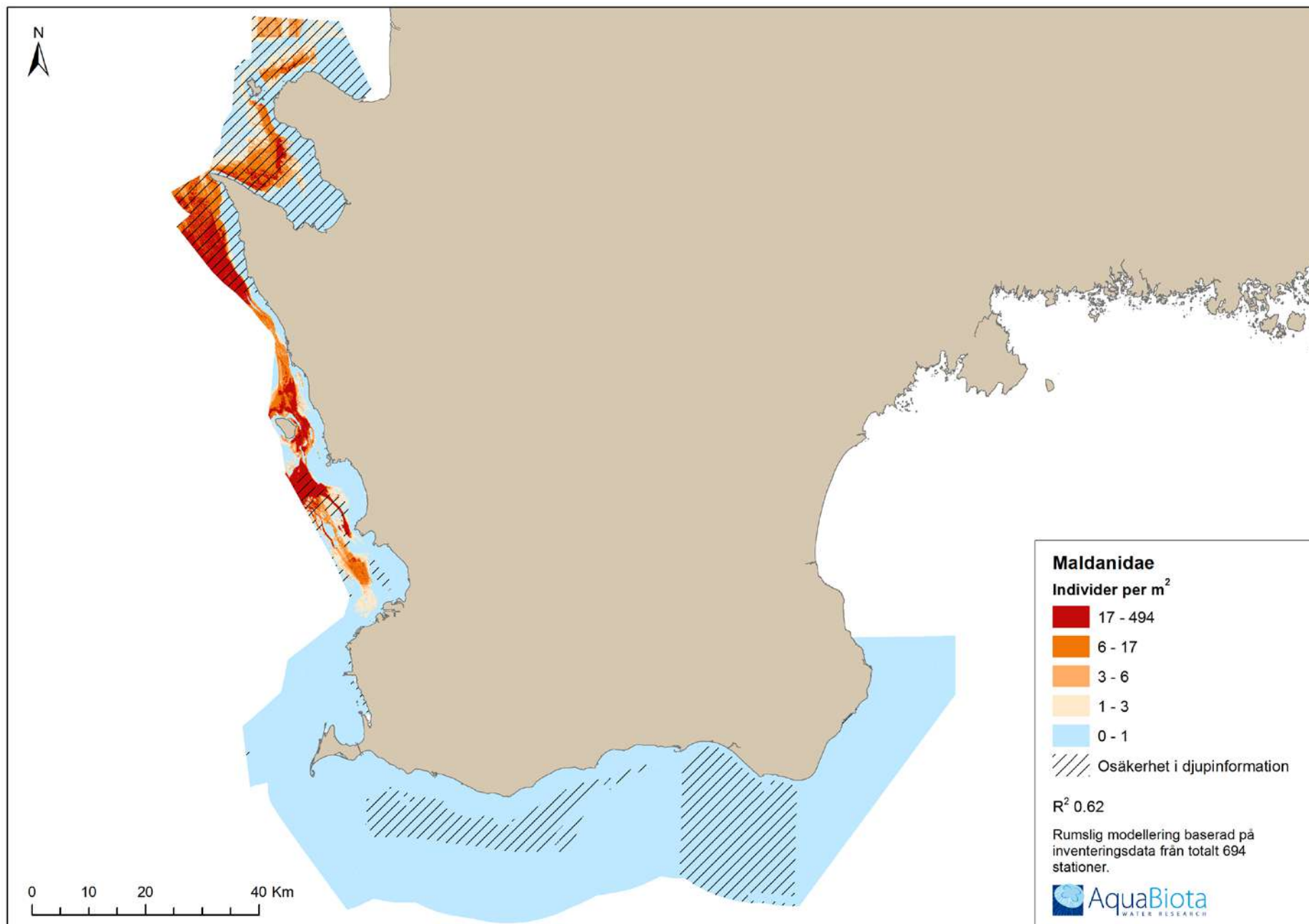
Figur 101. Predikterad abundans av havsborstmaskfamiljen Ampharetidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



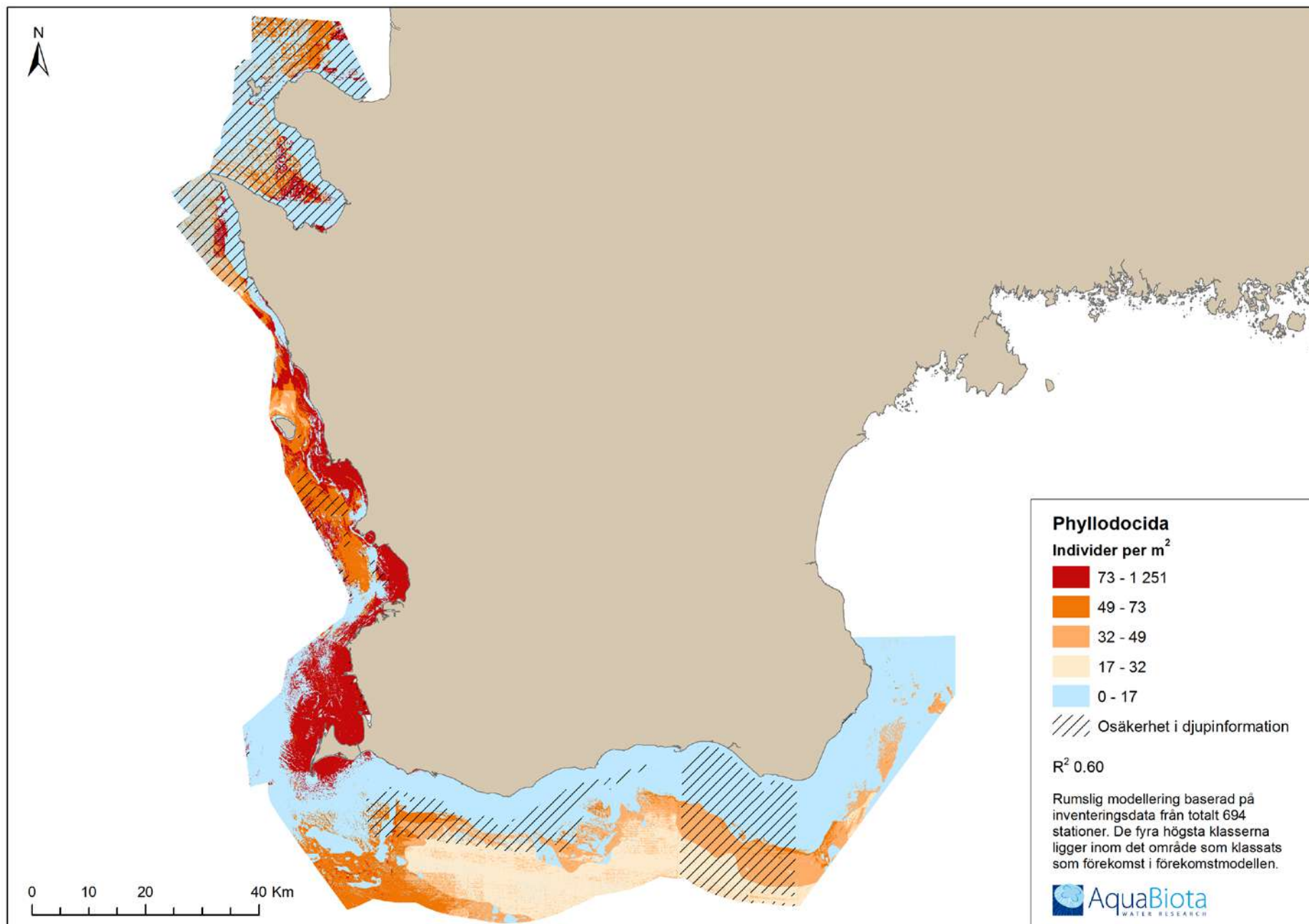
Figur 102. Predikterad abundans av havsborstmasksläktet *Glycera* spp., baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



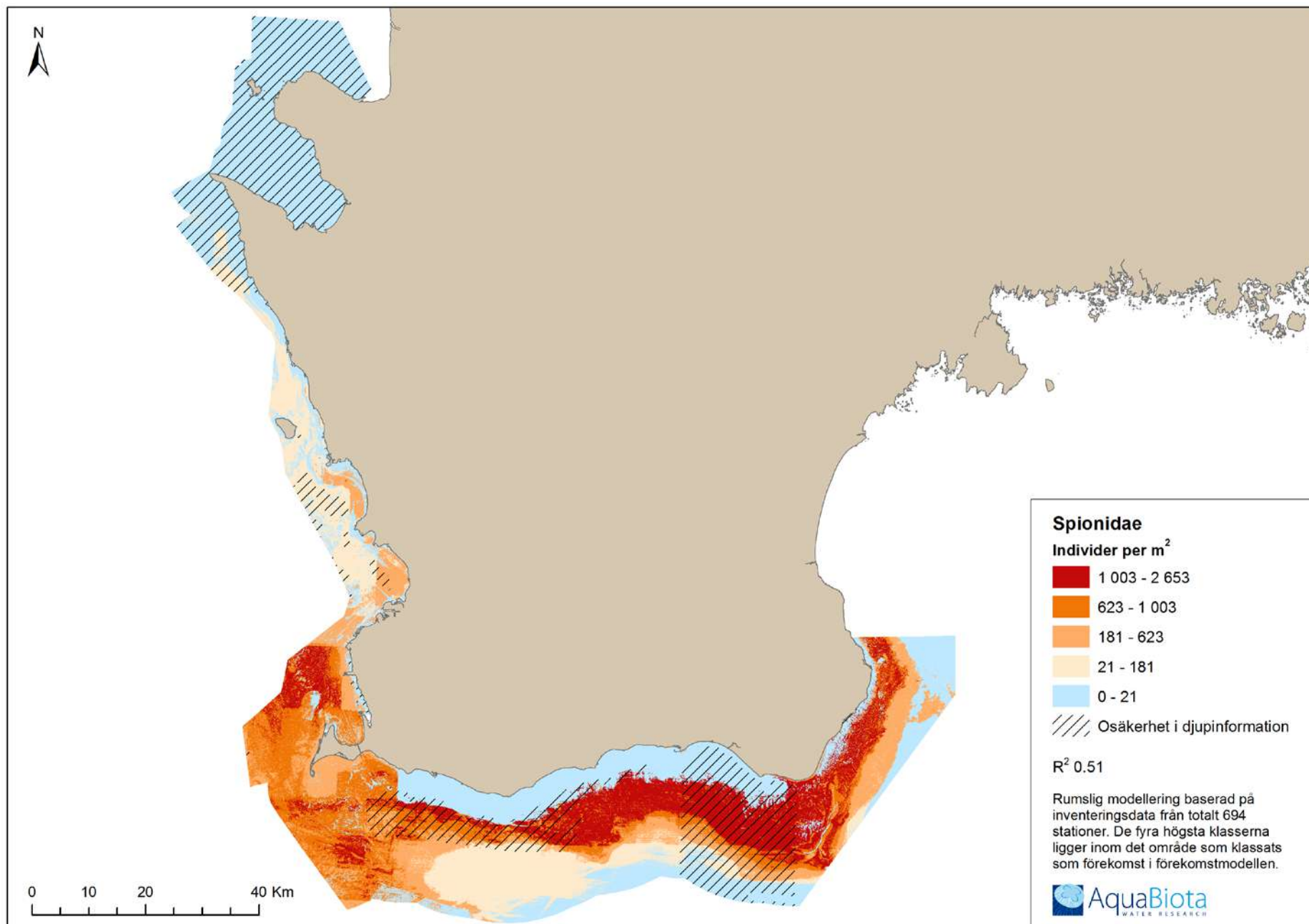
Figur 103. Predikterad abundans av havsborstmasken *Hediste diversicolor*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



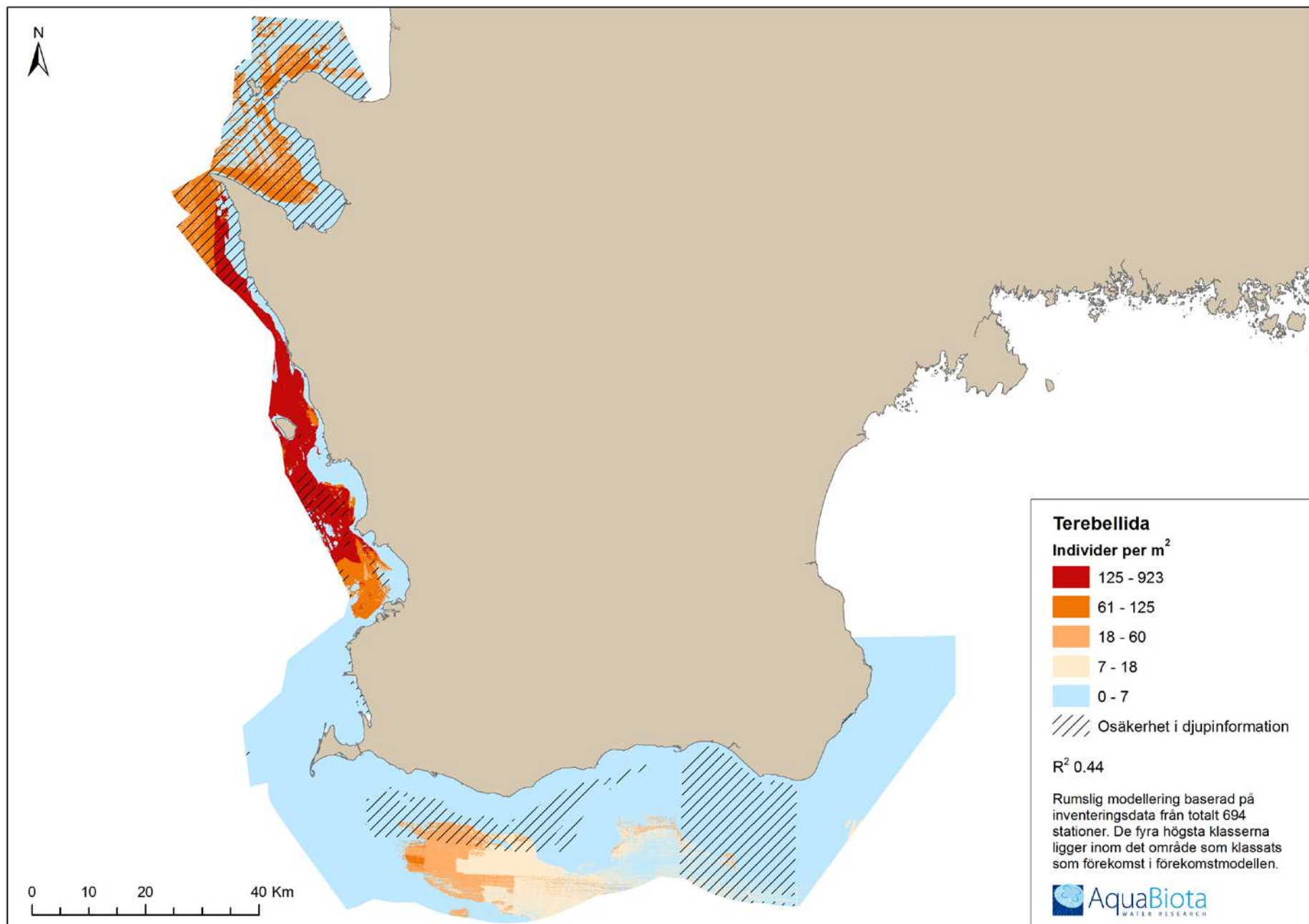
Figur 104. Predikterad abundans av havsborstmaskfamiljen Maldanidae, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



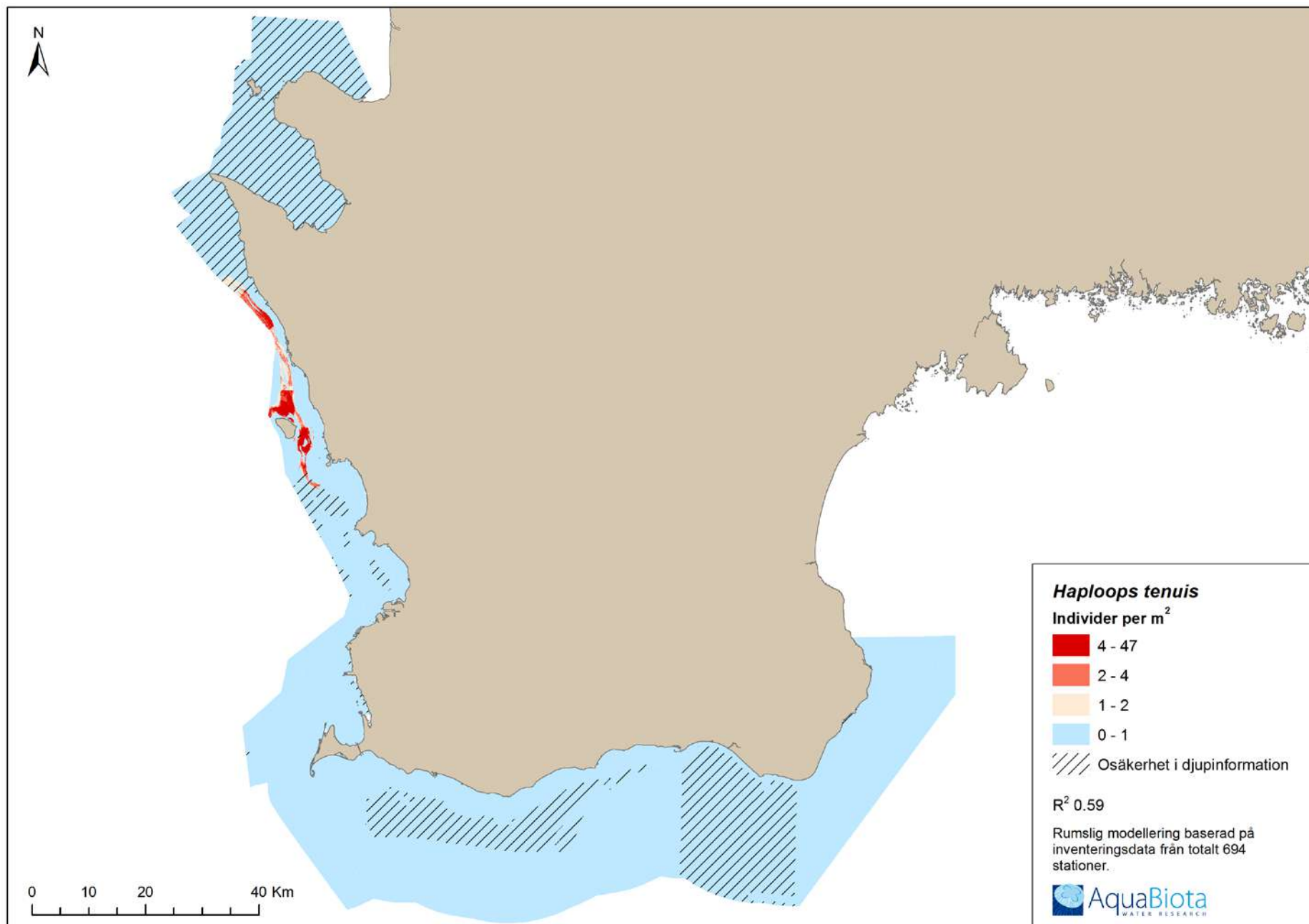
Figur 105. Predikterad abundans av havsborstmaskordningen *Phyllodocida*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



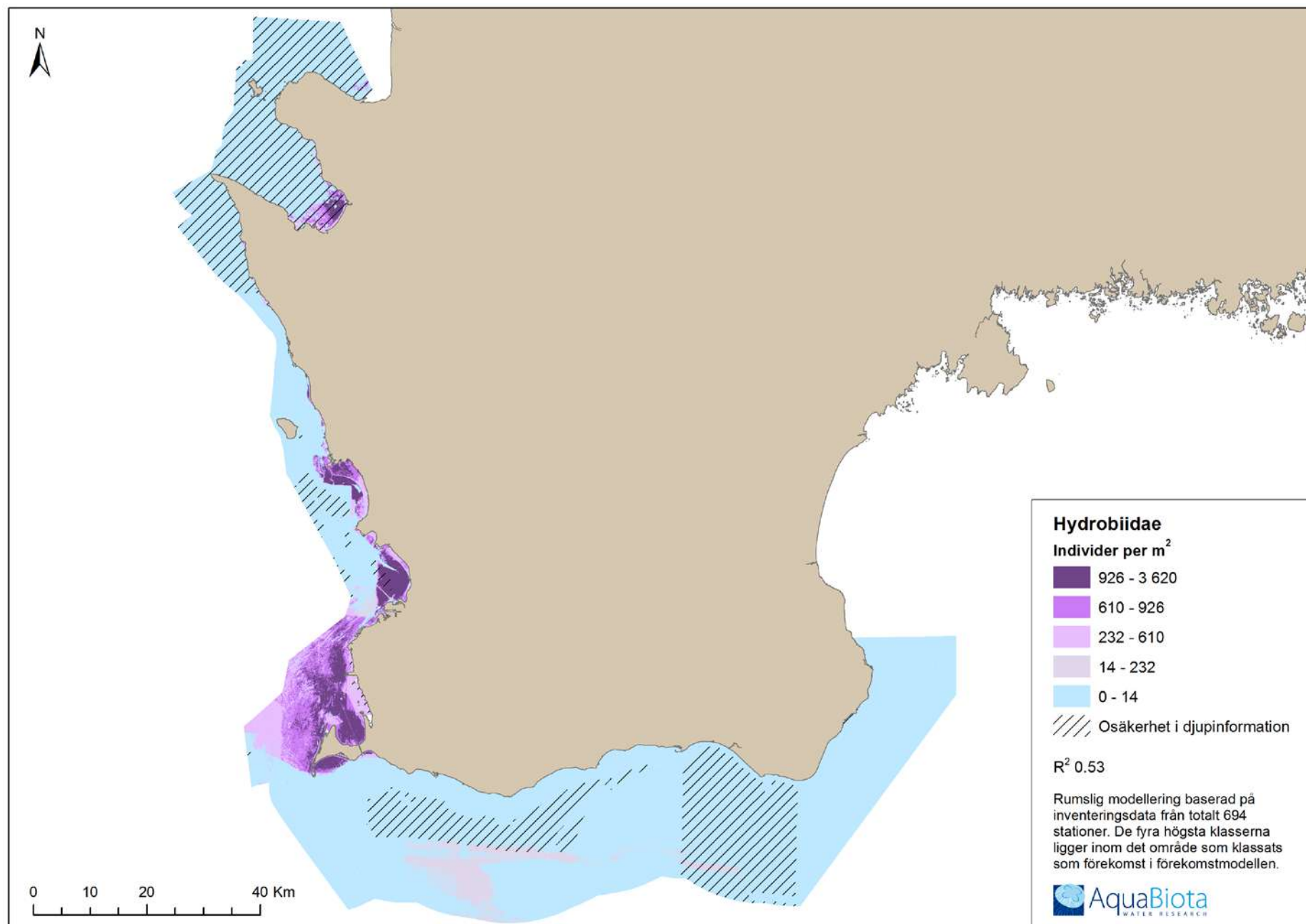
Figur 106. Predikterad abundans av havsborstmaskfamiljen *Spionidae*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



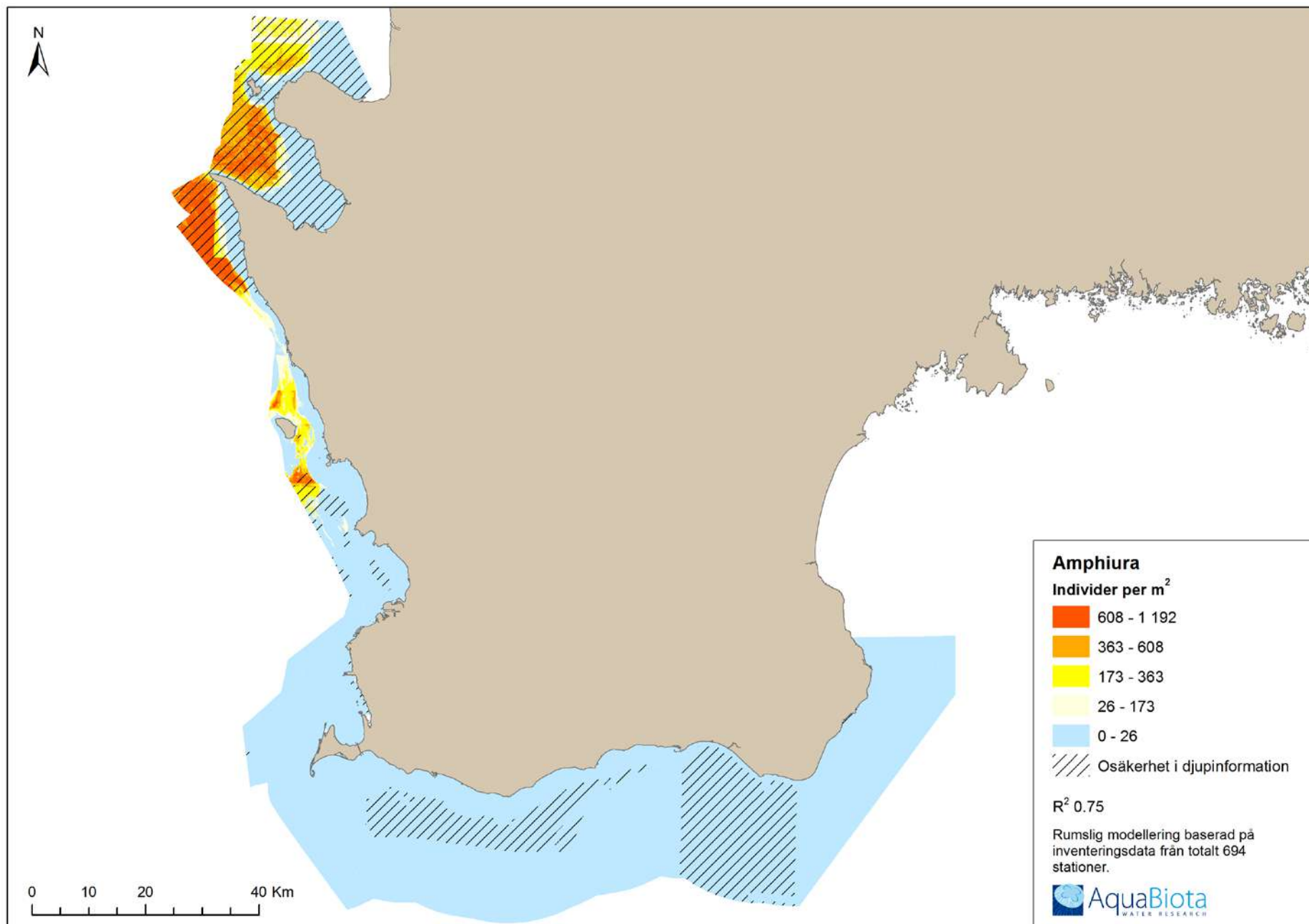
Figur 107. Predikterad abundans av havsborstmaskordningen Terebellida, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



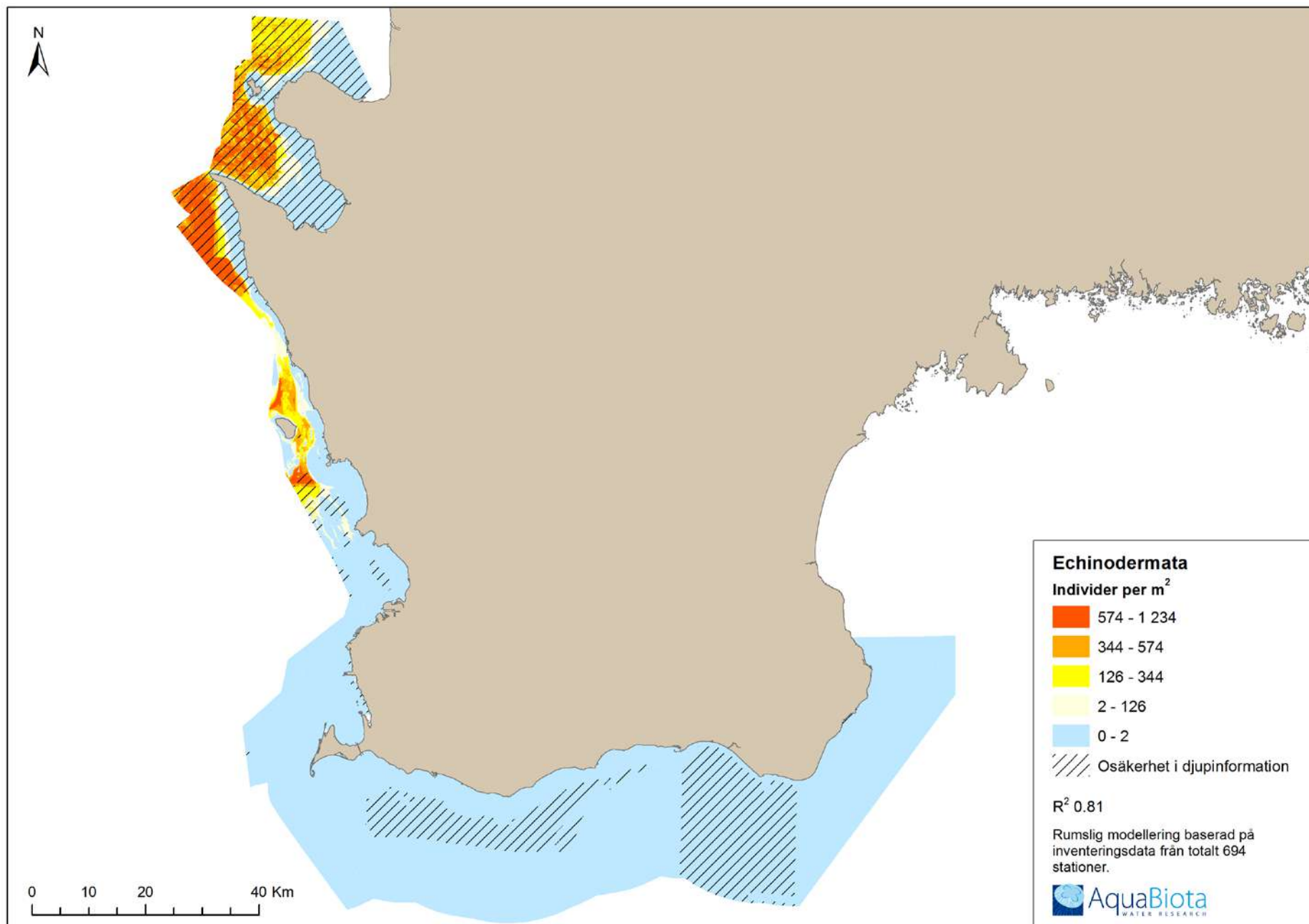
Figur 108. Predikterad abundans av kräftdjuret *Haploopsis tenuis*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



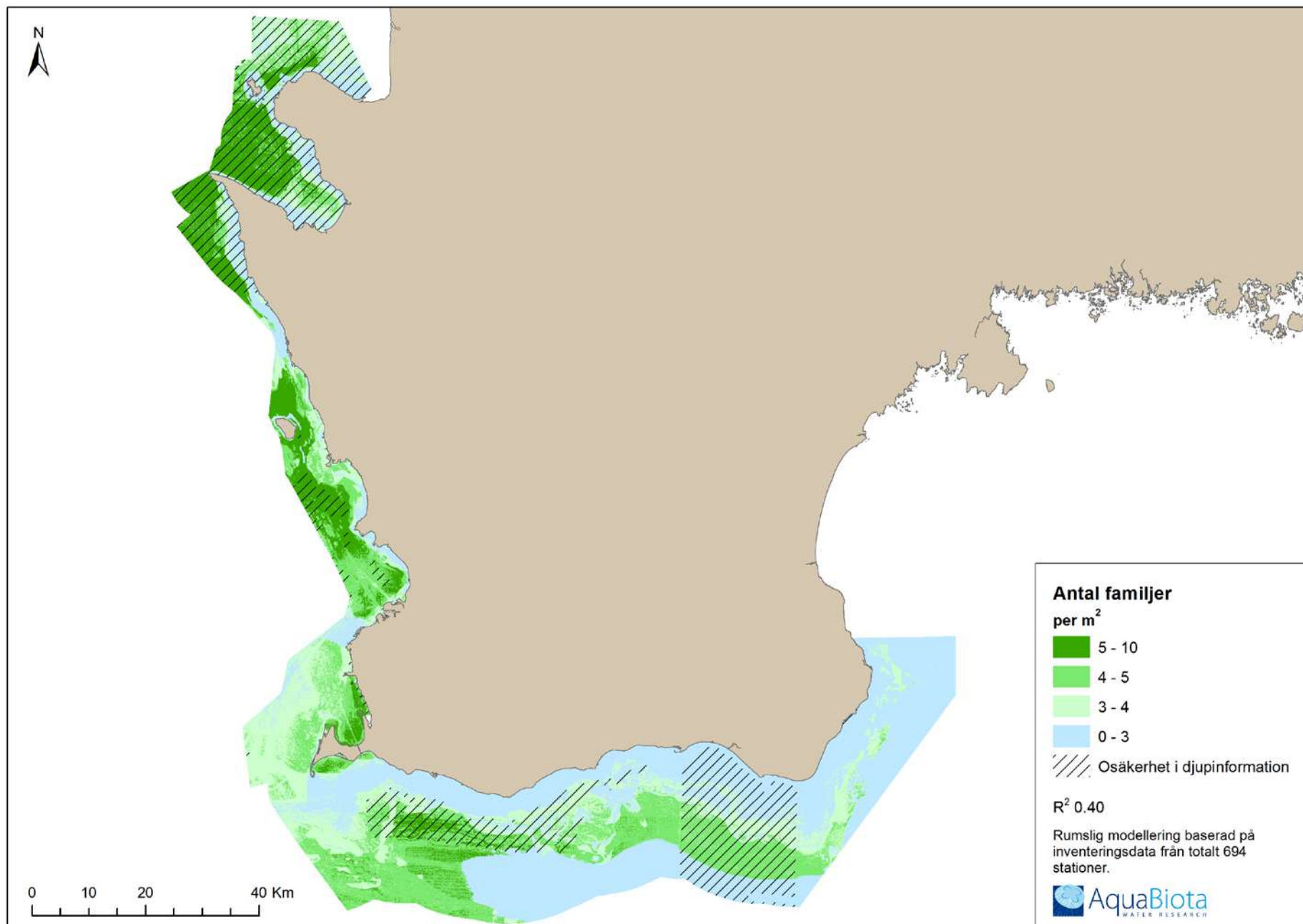
Figur 109. Predikterad abundans av tusensnäckor (Hydrobiidae), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



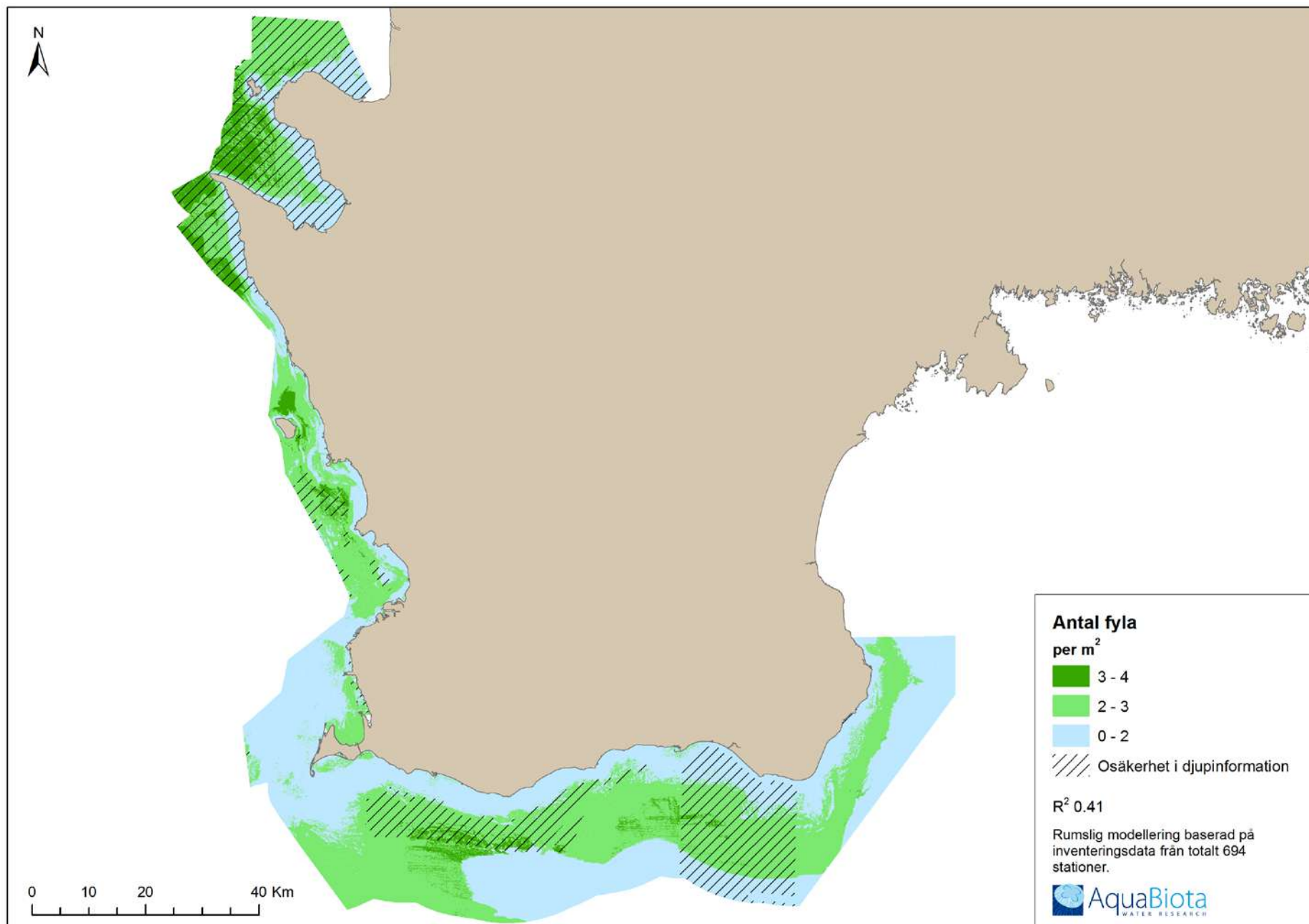
Figur 110. Predikterad abundans av ormstjärnesläktet *Amphiura*, baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



Figur 111. Predikterad abundans av ormstjärnor (Echinodermata), baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



Figur 112. Predikterat totalt antal familjer per m², baserad på inventeringsdata från bottenhugg.



Figur 113. Predikterad abundans av totalt antal fyla per m², baserad på inventeringsdata från bottenhugg.

Bilaga 3 – Kartor och grafer från fågelundersökningar inom MARMONI i Skåne län

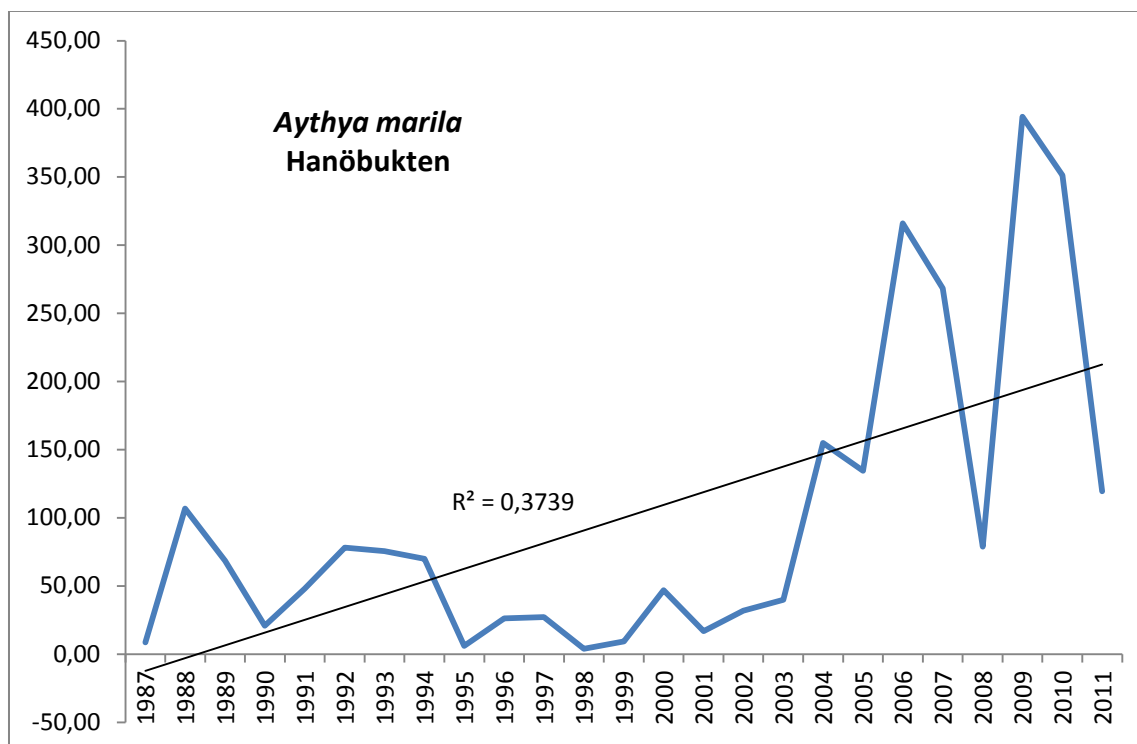
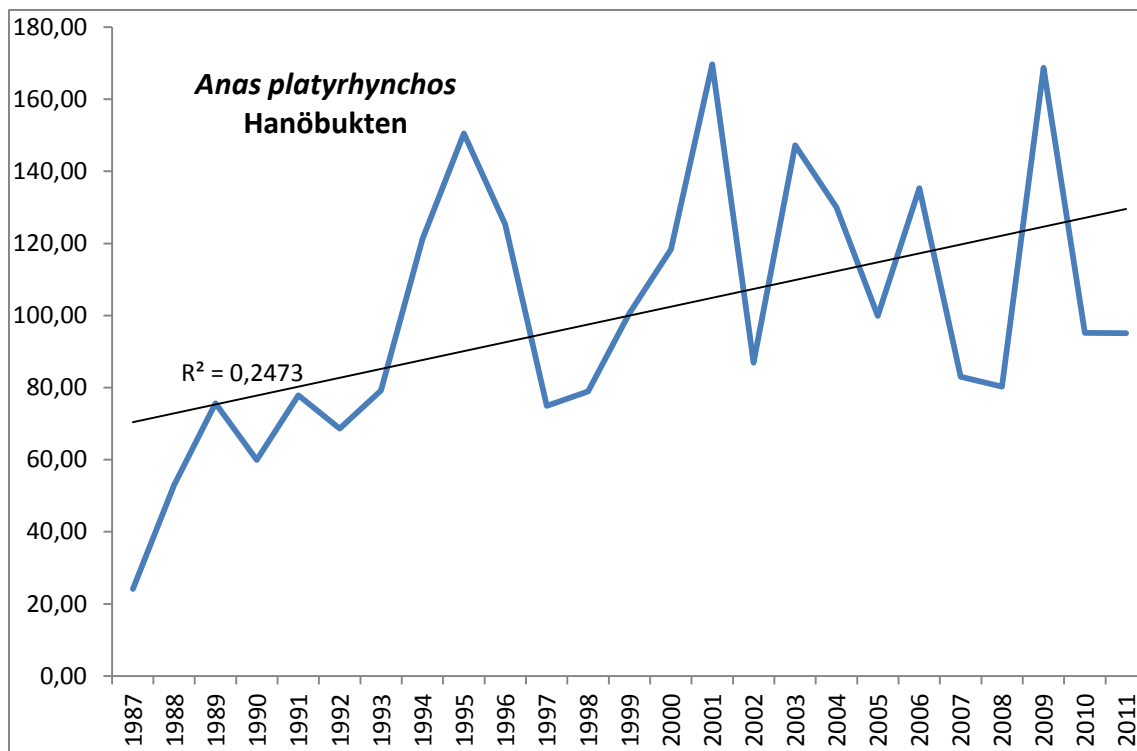
Denna bilaga innehåller kompletterande kartor och grafer samt korta förklarande texter från de fågelundersökningar som utförts inom MARMONI-projektet i Skåne Län.

Författare: Leif Nilsson

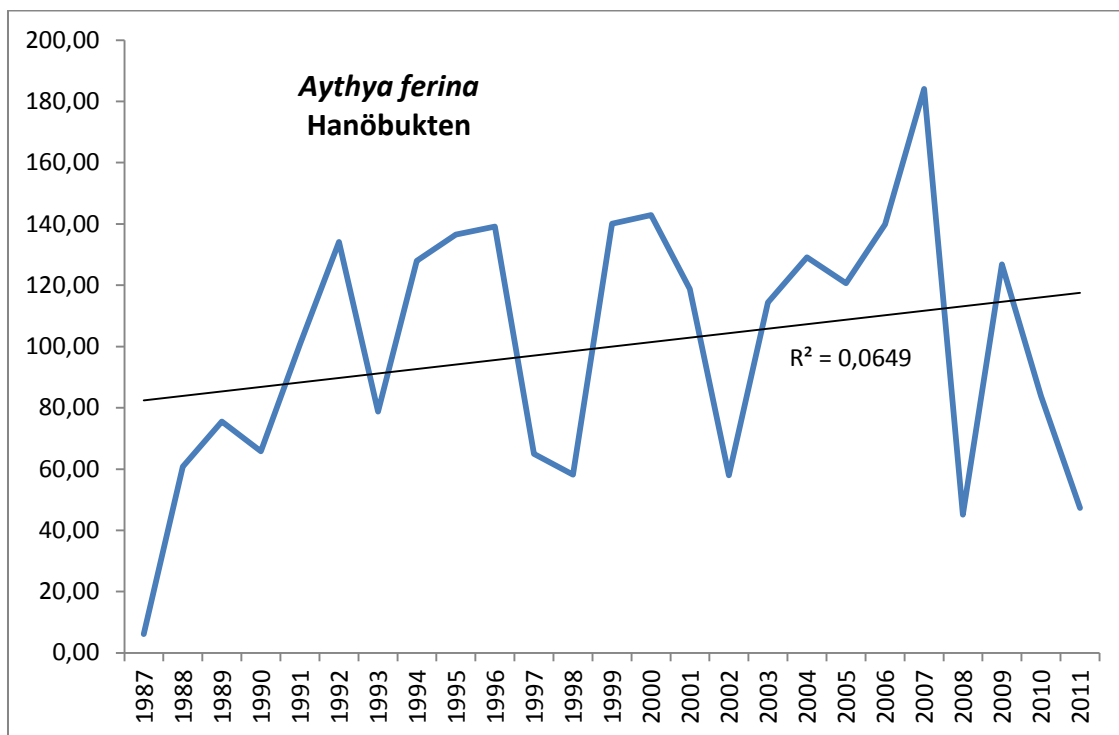
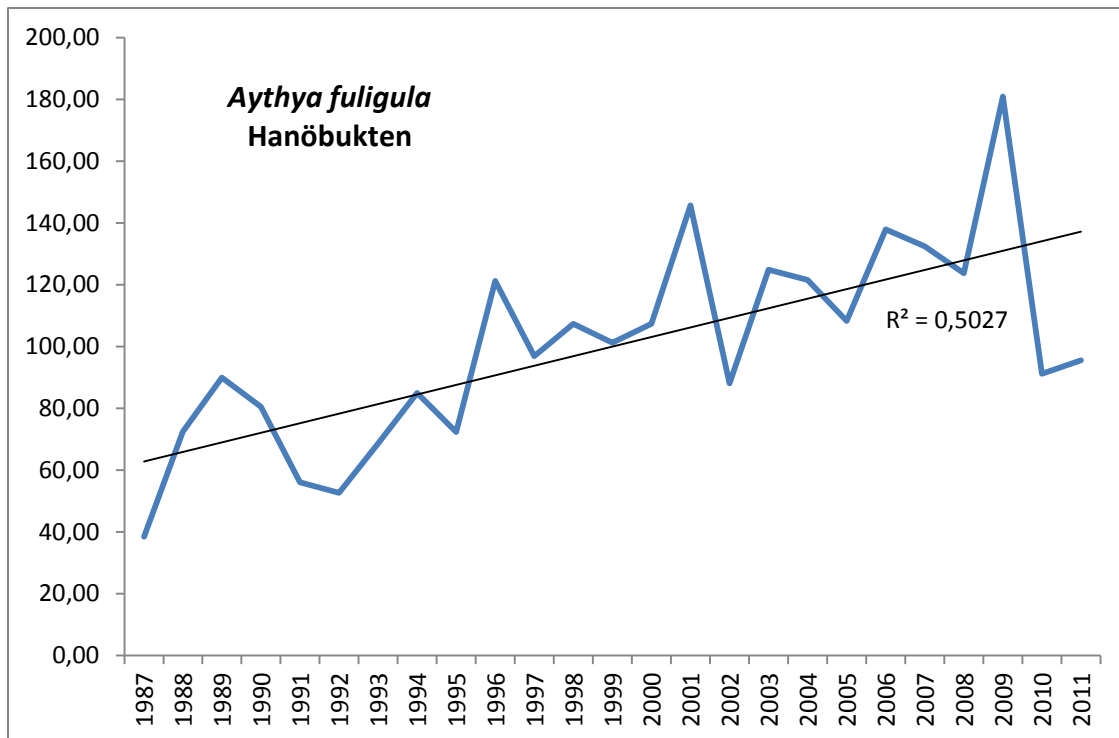
Redaktör för denna bilaga: Nicklas Wijkmark

Vinterindex för enskilda arter av sjöfåglar i Hanöbukten

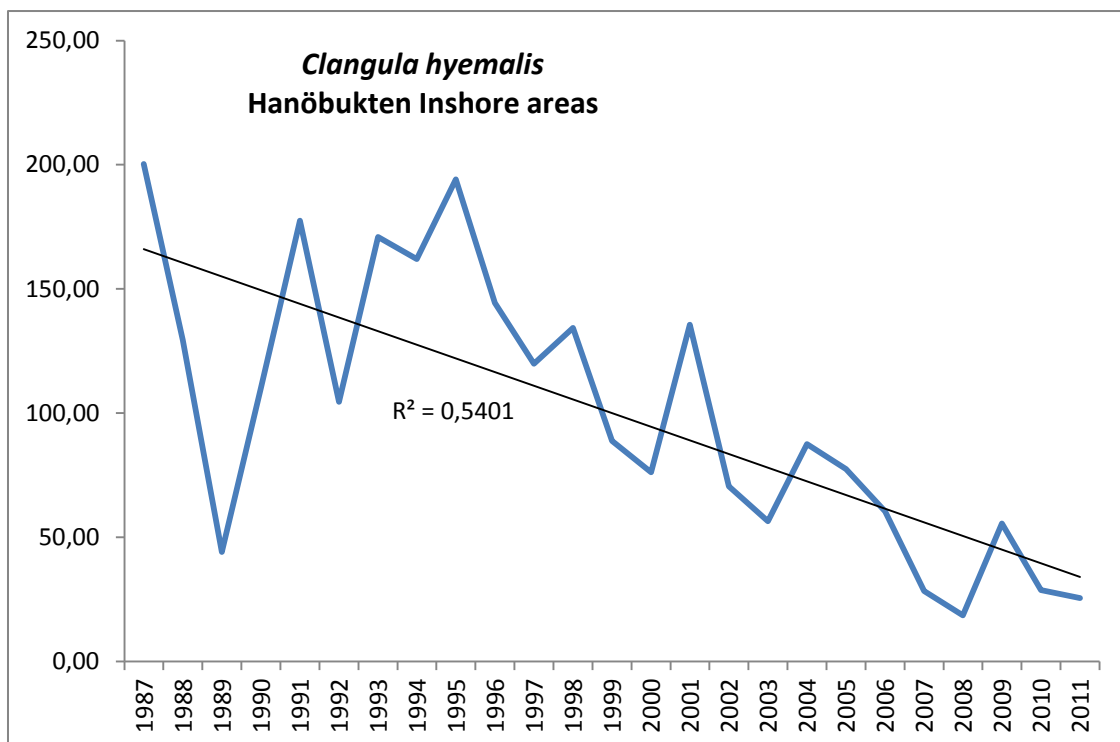
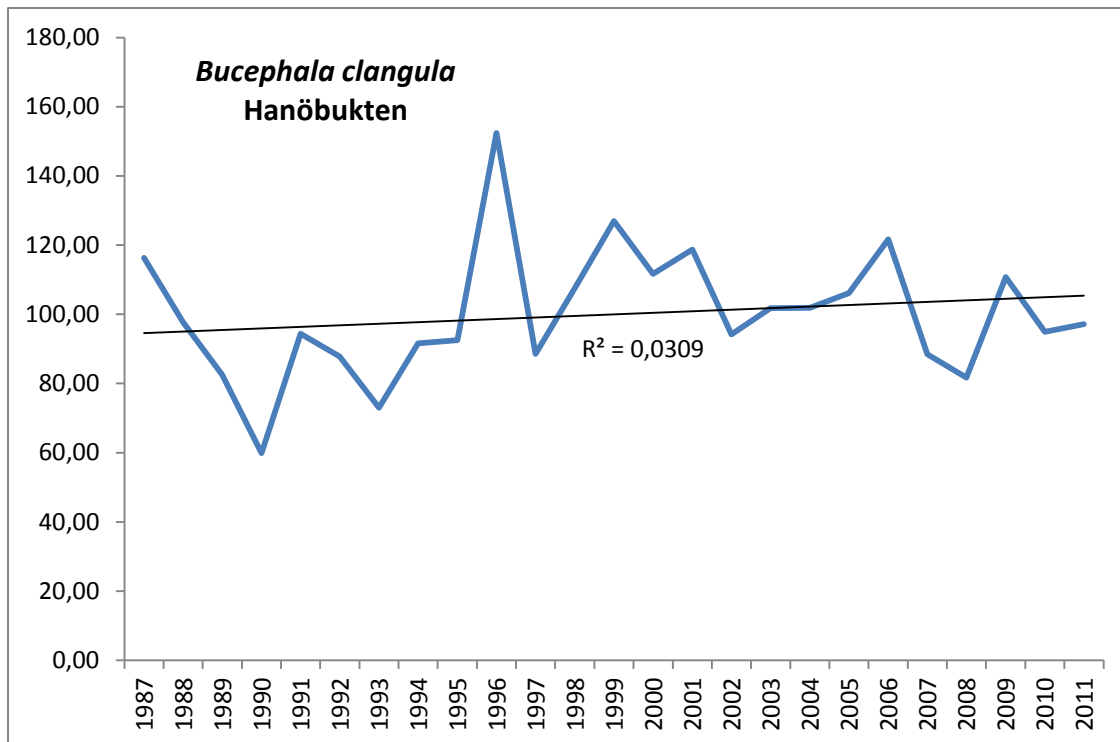
Den nordöstra delen av skånska kusten ingår i midvinterindex som beräknats för området Åhus – Torhamn som exempel på indikatorer inom MARMONI-projektet. Index redovisas för perioden 1987 – 2011. Startpunkten är vald efter den standardisering av det nationella programmet som genomfördes 1987, då referensområdena etablerades (Nilsson 2008).



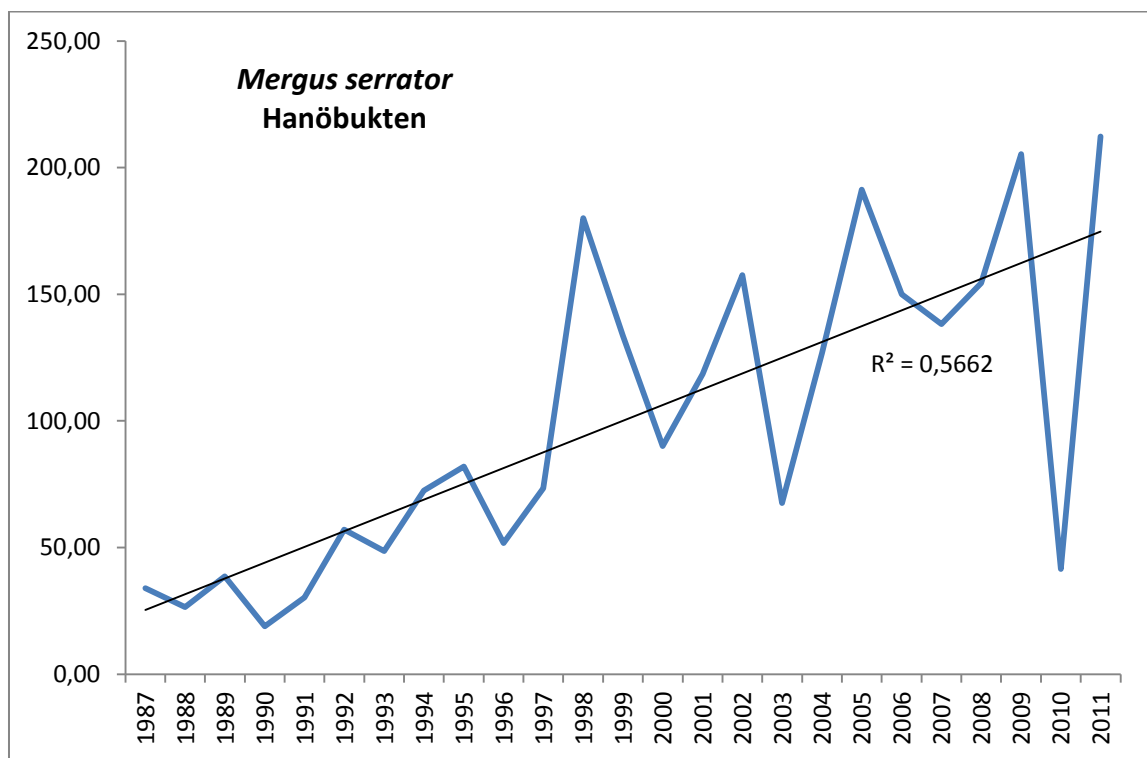
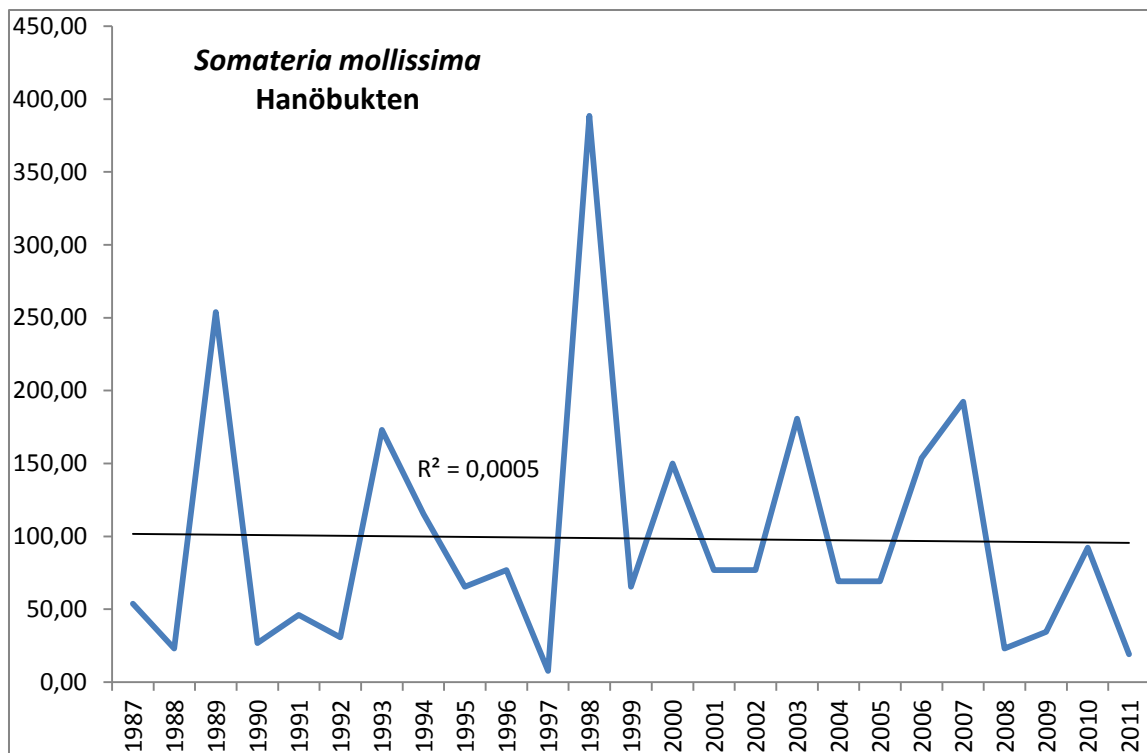
Figur 1. Midvinterindex för gräsand *Anas platyrhynchos* och bergand *Aythya marila* i norra Hanöbukten 1987- 2011.



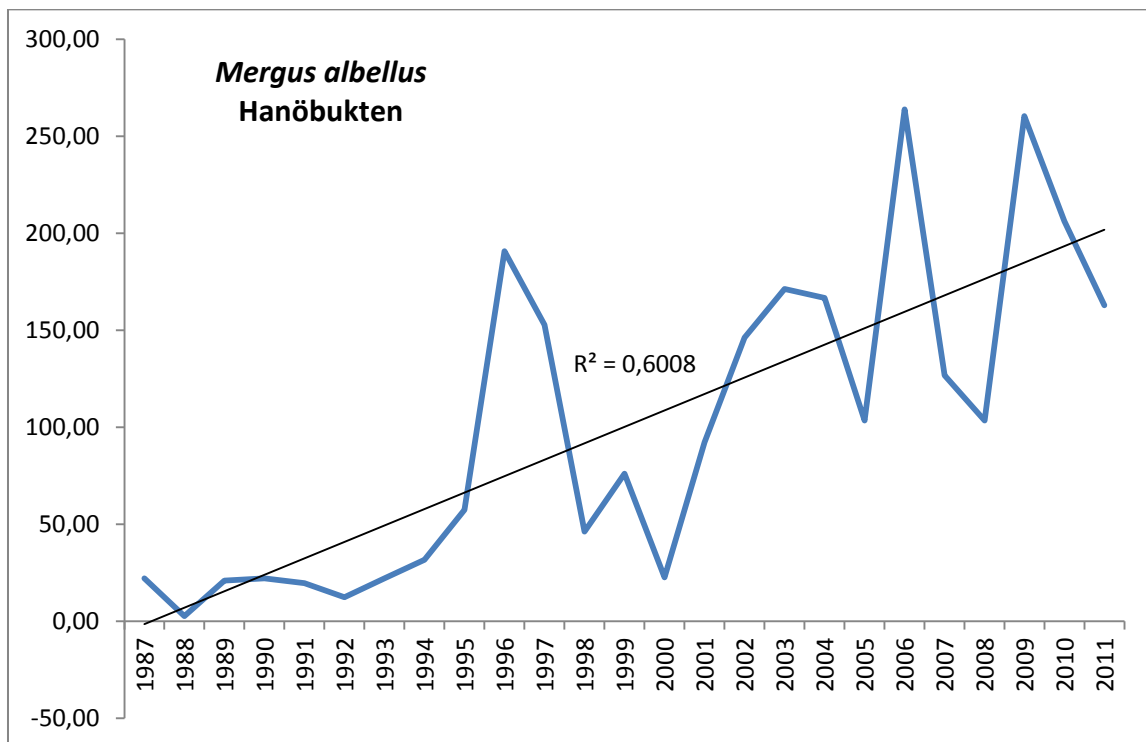
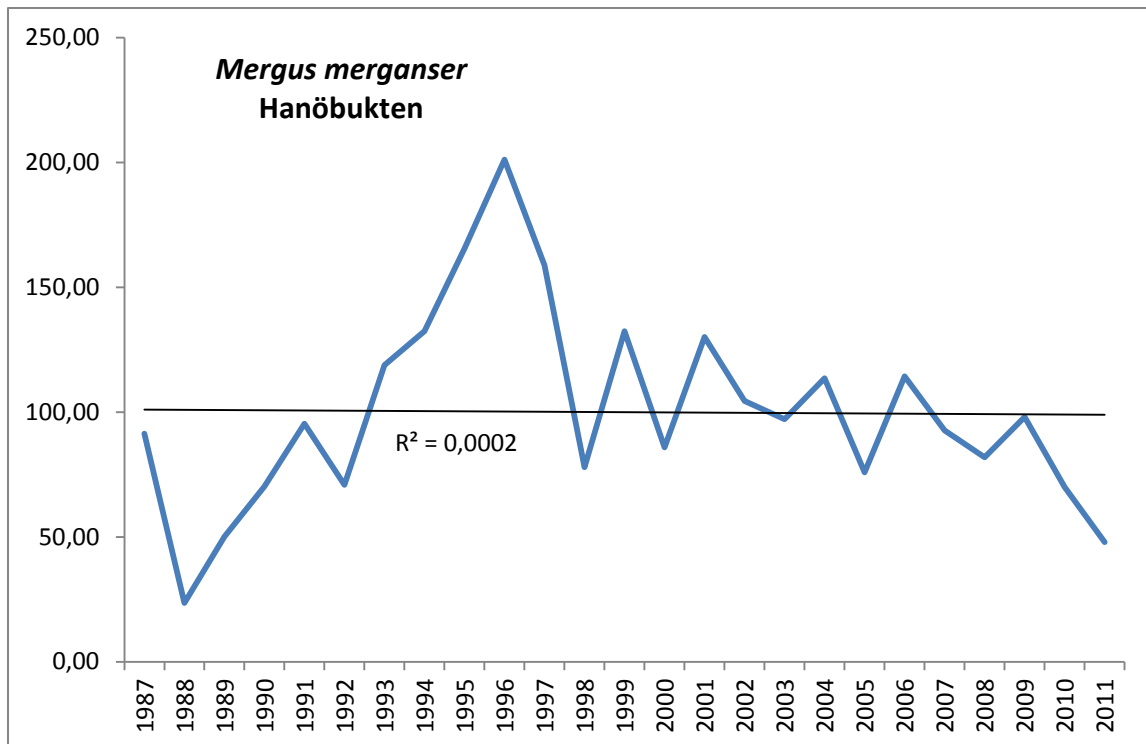
Figur 2. Midvinterindex för vigg *Aythya fuligula* och brunand *Aythya ferina* i norra Hanöbukten 1987- 2011.



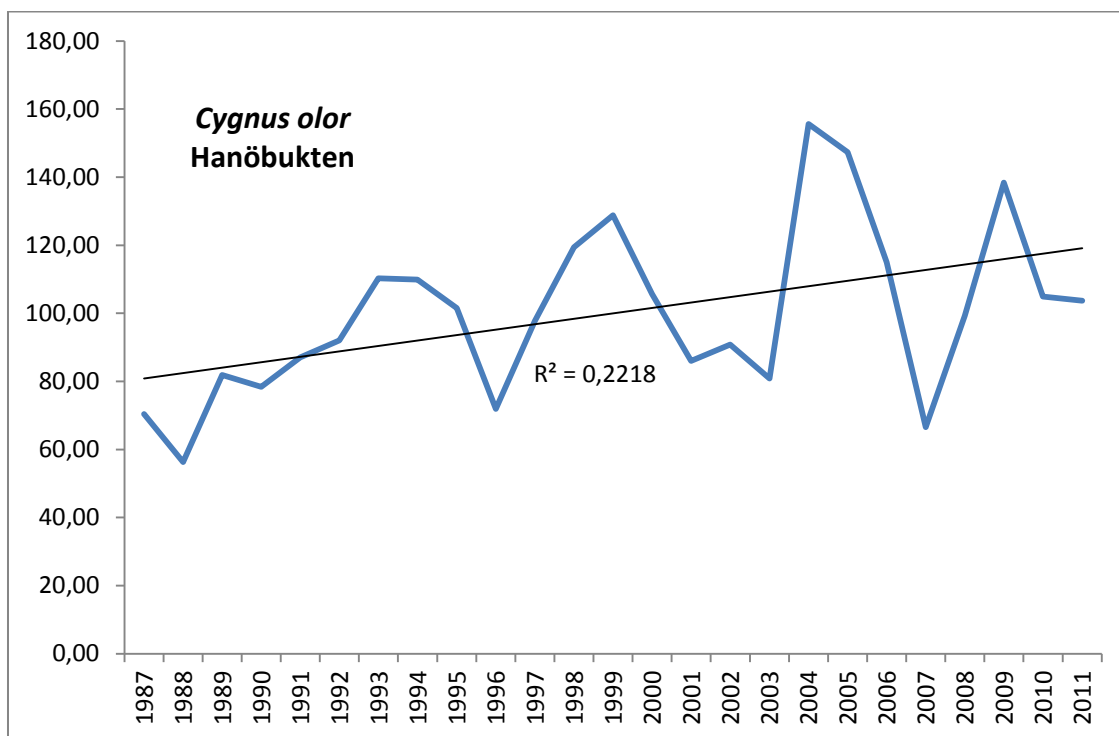
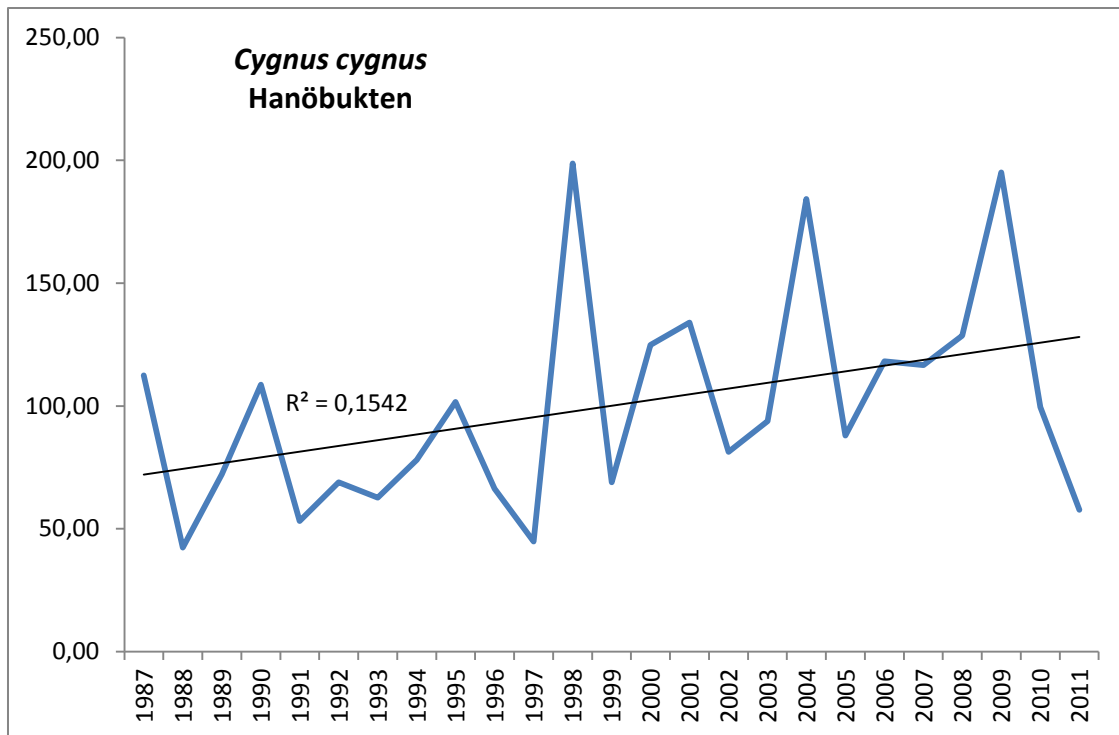
Figur 3. Midvinterindex för knipa *Bucephala clangula* och alfågel *Clangula hyemalis* i norra Hanöbukten 1987- 2011. Observera att endast de strandnära områdena ingår i index för alfågel.



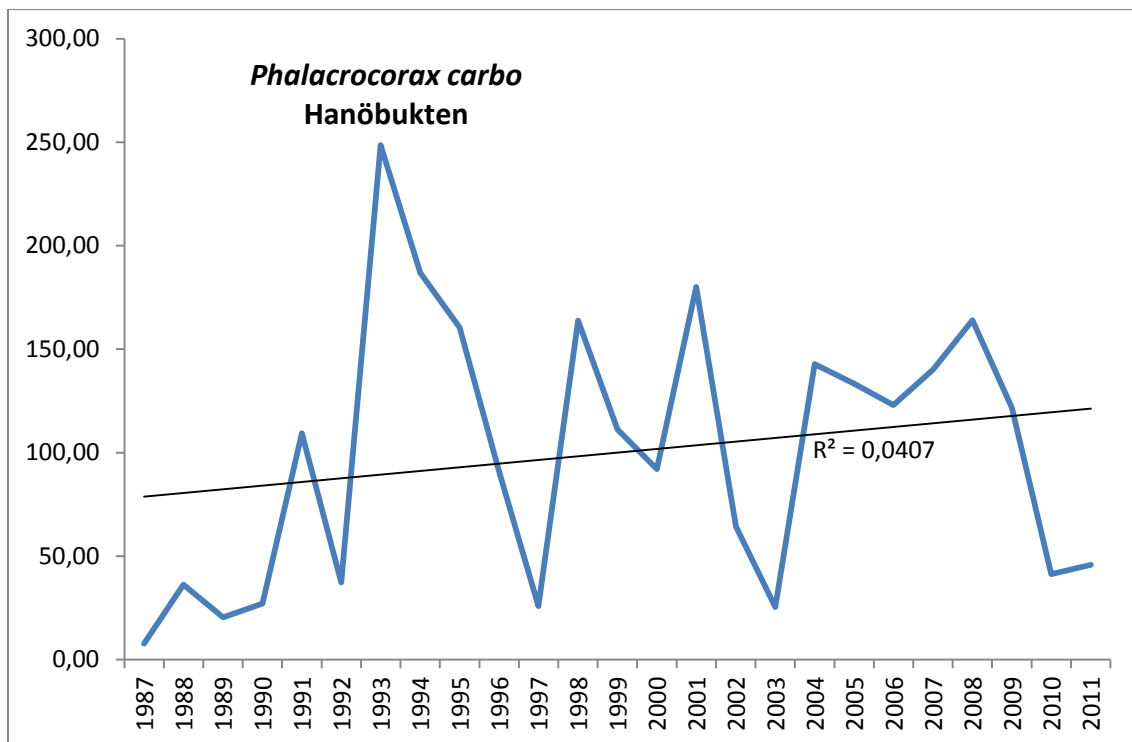
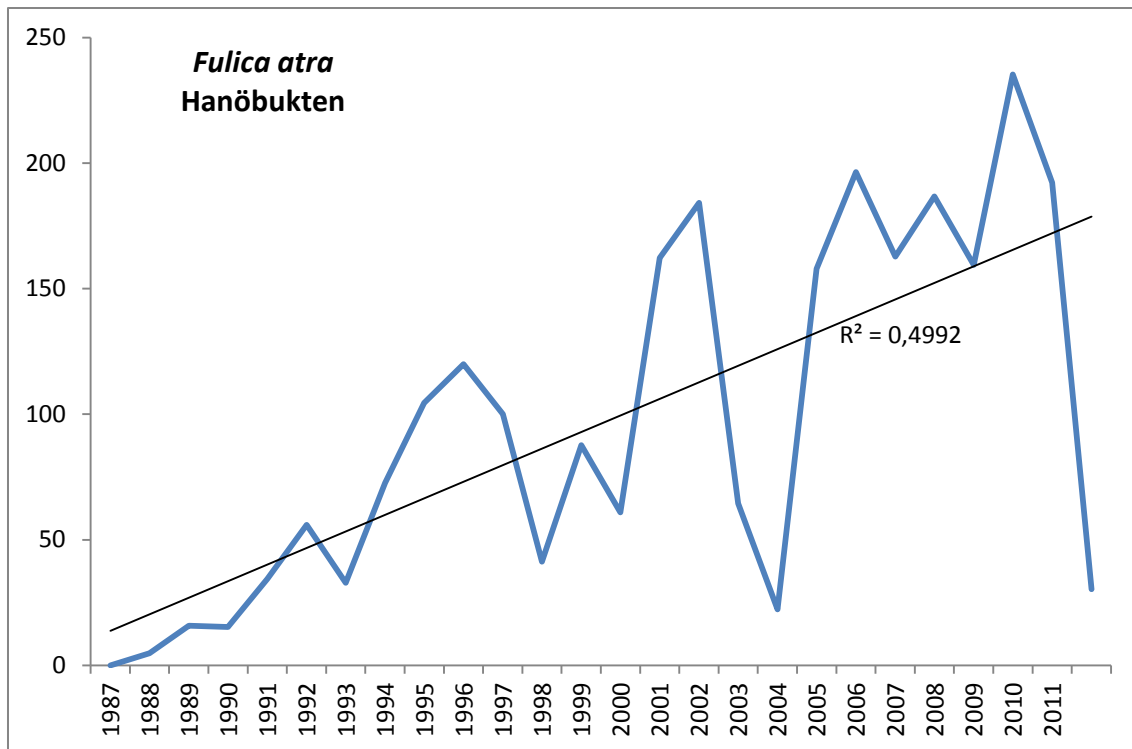
Figur 4. Midvinterindex för ejder *Somateria mollissima* och småskrake *Mergus serrator* i norra Hanöbukten 1987- 2011.



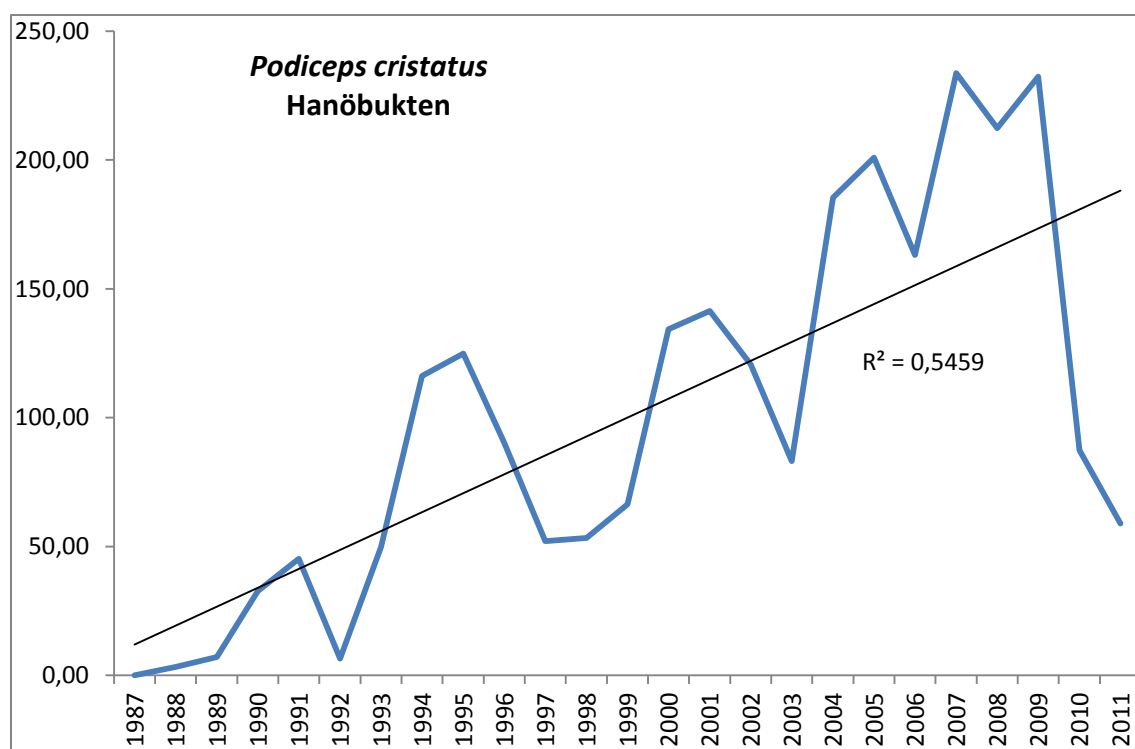
Figur 5. Midvinterindex för storskrake *Mergus merganser* och salskrake *Mergus albellus* i norra Hanöbukten 1987- 2011.



Figur 6. Midvinterindex för sångsvan *Cygnus cygnus* och knölsvan *Cygnus olor* i norra Hanöbukten 1987- 2011.

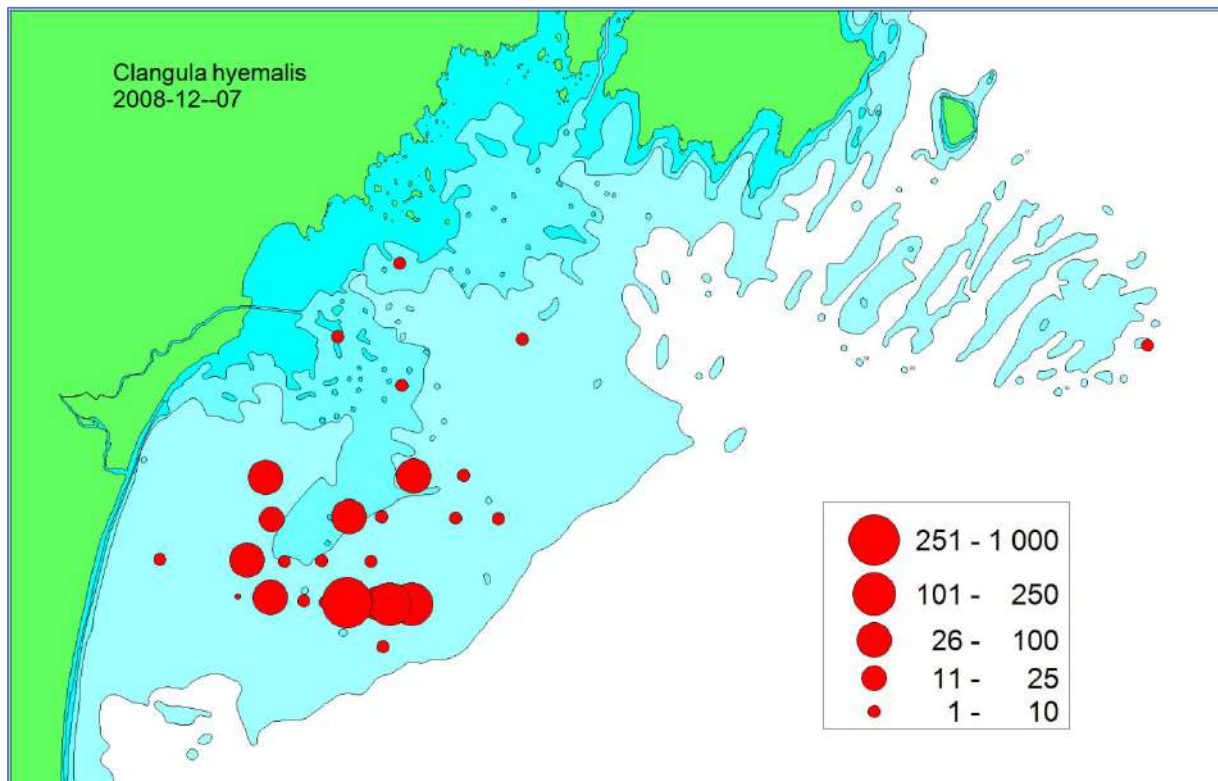


Figur 7. Midvinterindex för sothöna *Fulica atra* och storskarv *Phalacrocorax carbo* i norra Hanöbukten 1987- 2011.

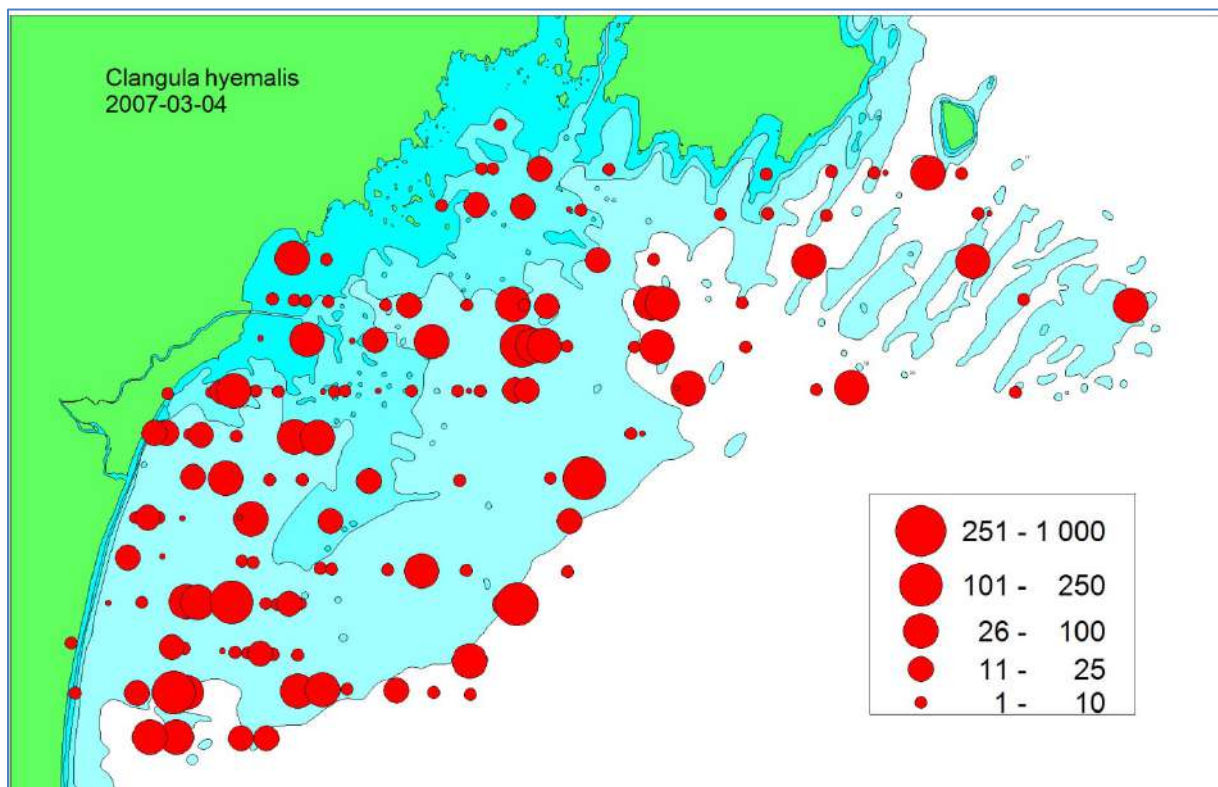


Figur 8. Midvinterindex för skaggdopping *Podiceps cristatus* i norra Hanöbukten 1987- 2011.

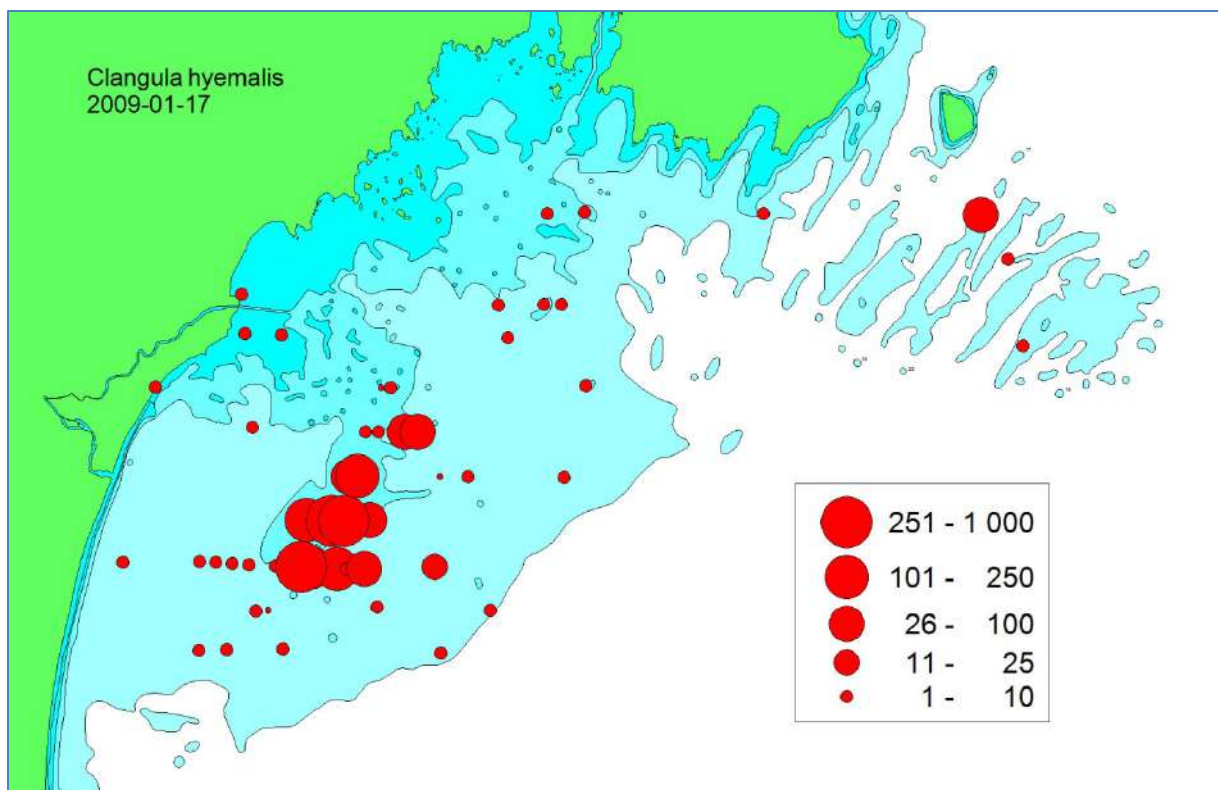
Alfågeln's utbredning vid olika inventeringstillfällen



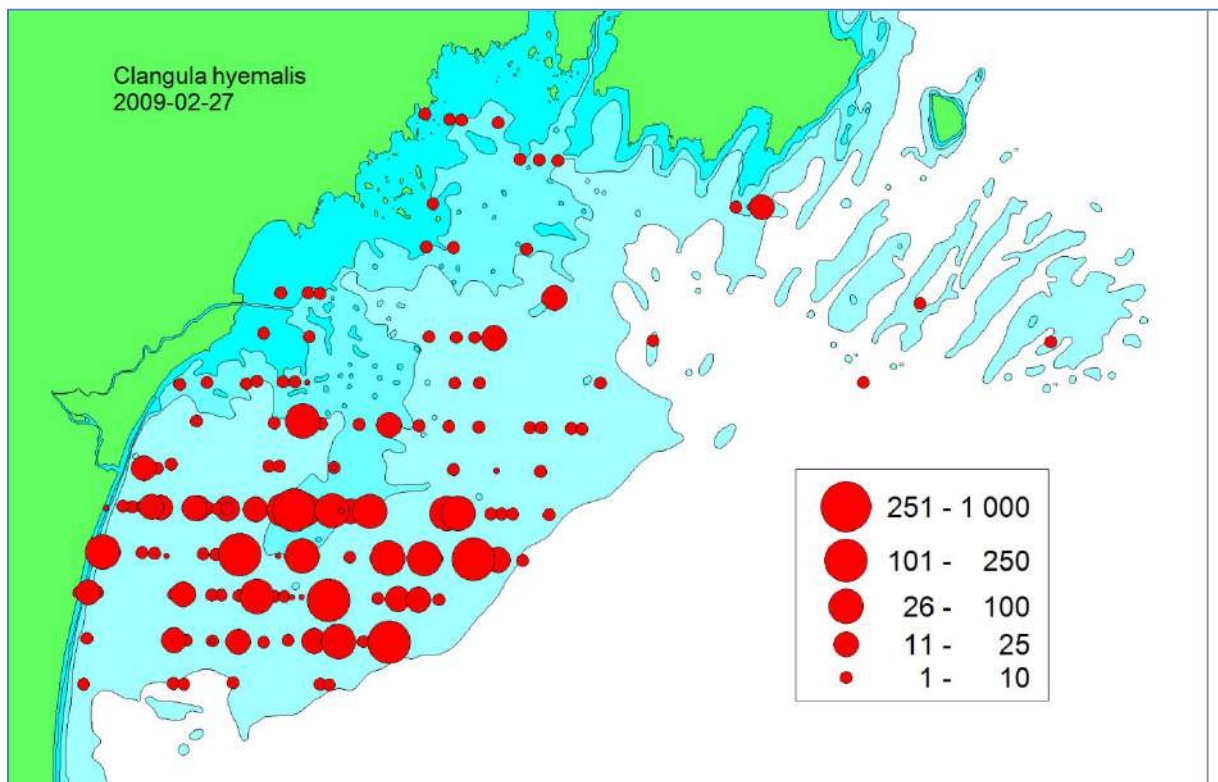
Figur 9. Alfågeln's utbredning 2008-12-07.



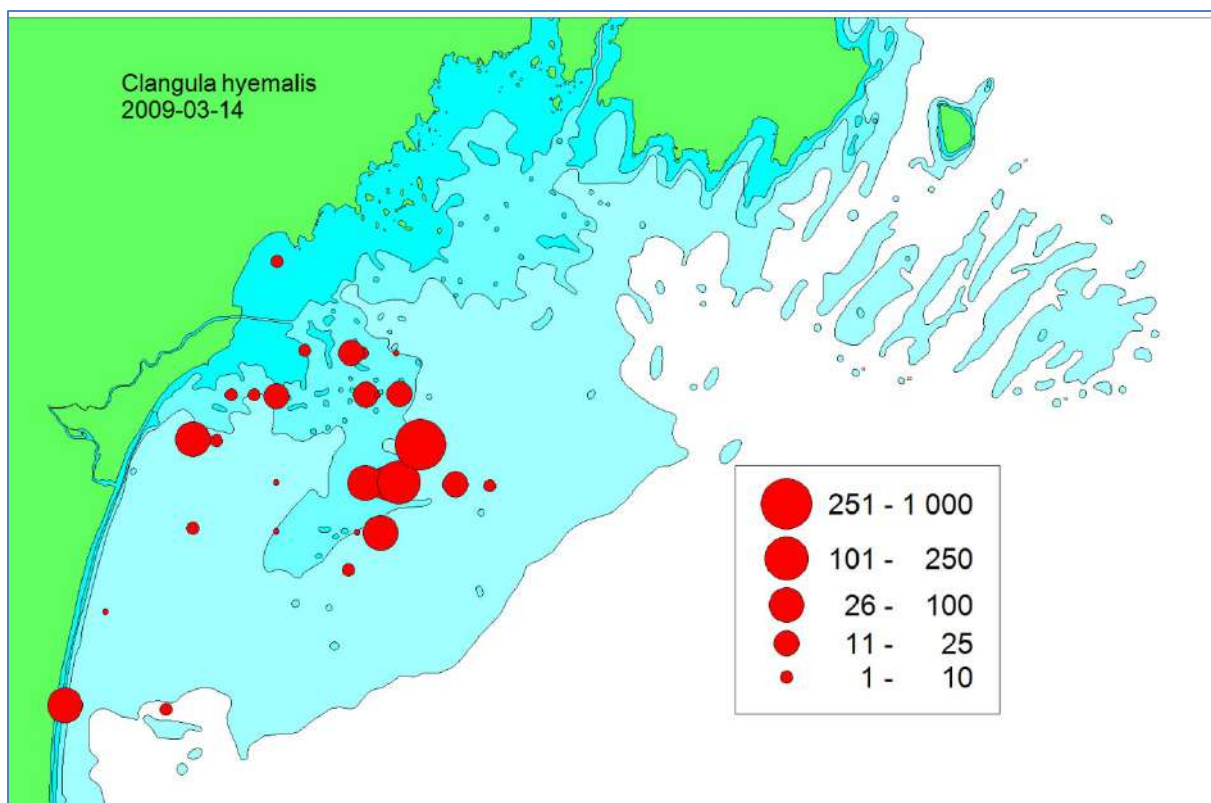
Figur 10. Alfågeln's utbredning 2007-03-04.



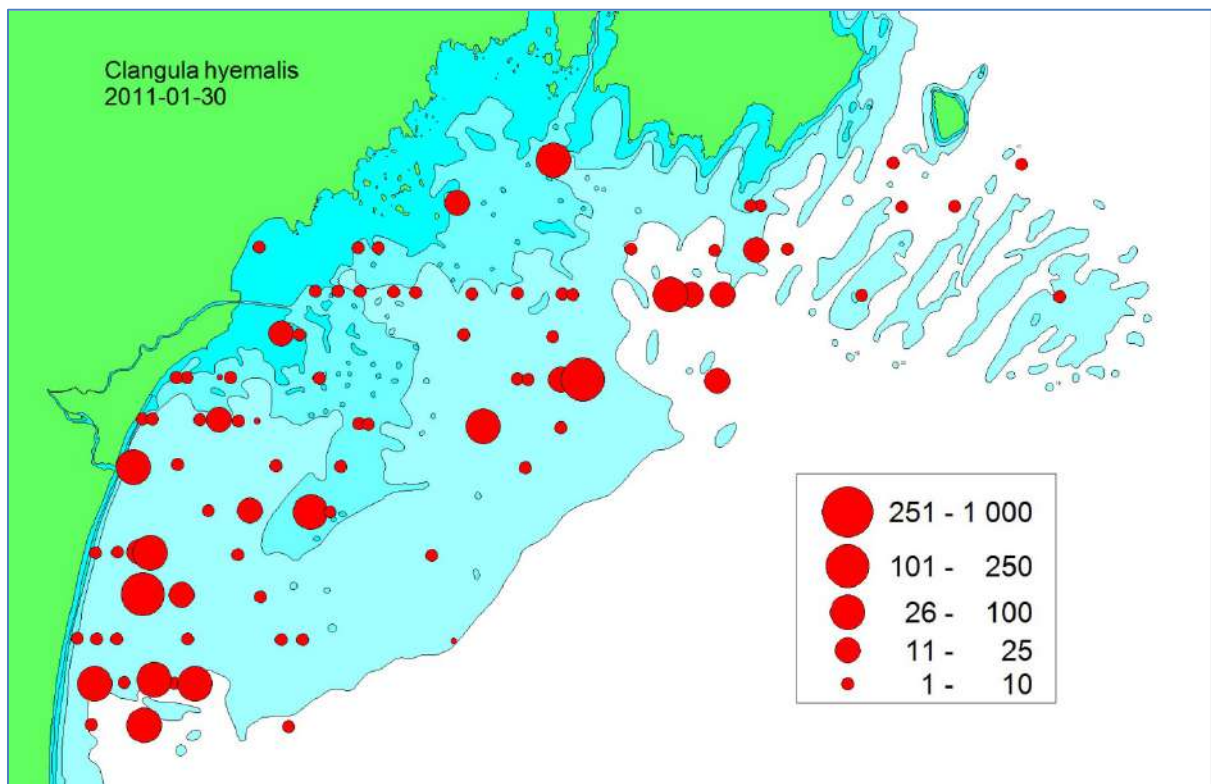
Figur 11. Alfågeln's utbredning 2009-01-17.



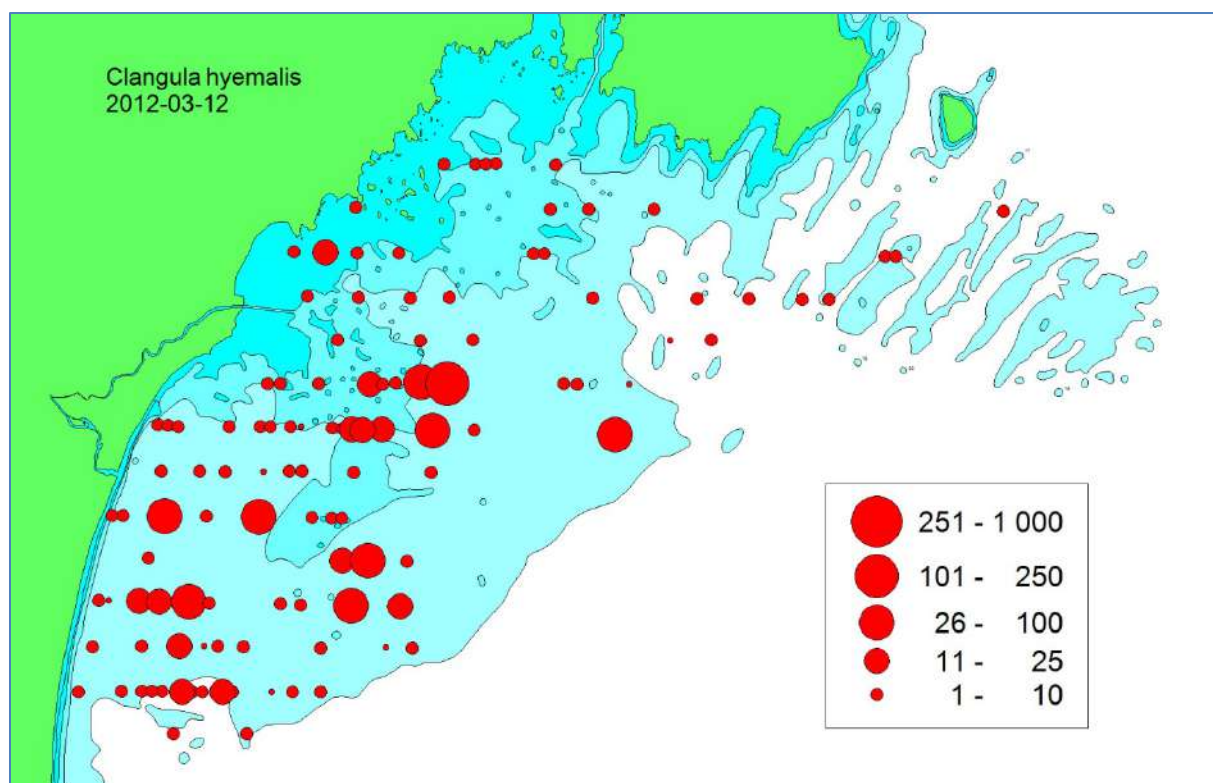
Figur 12. Alfågeln's utbredning 2009-02-27.



Figur 13. Alfågeln's utbredning 2009-03-14.



Figur 14. Alfågeln's utbredning 2011-01-30.



Figur 15. Alfågeln's utbredning 2012-03-12.

Marin inventering och modellering i Skåne län

Denna rapport redovisar EU LIFE-projektet MARMONI vars syfte var att ta fram underlag för en förbättrad förvaltning av havsmiljön. Inom projektet har omfattande inventeringar samt modellering av marin miljö i Skåne län genomförts. Inventeringarna har omfattat bottenlevande växter och djur samt fåglar. Modelleringen har gått ut på att modellera den rumsliga utbredningen av en art eller ett habitat. Sammanlagt presenteras kartor över förutsättningen för förekomst av tre arter och grupper av kärlväxter, 19 arter och grupper av makroalger samt 44 arter och grupper av bottenlevande djur.



Länsstyrelsen
Skåne

www.lansstyrelsen.se/skane