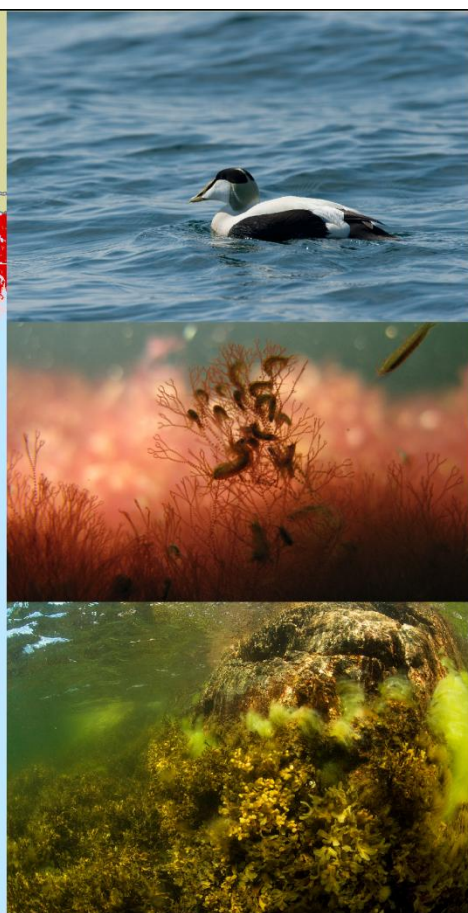
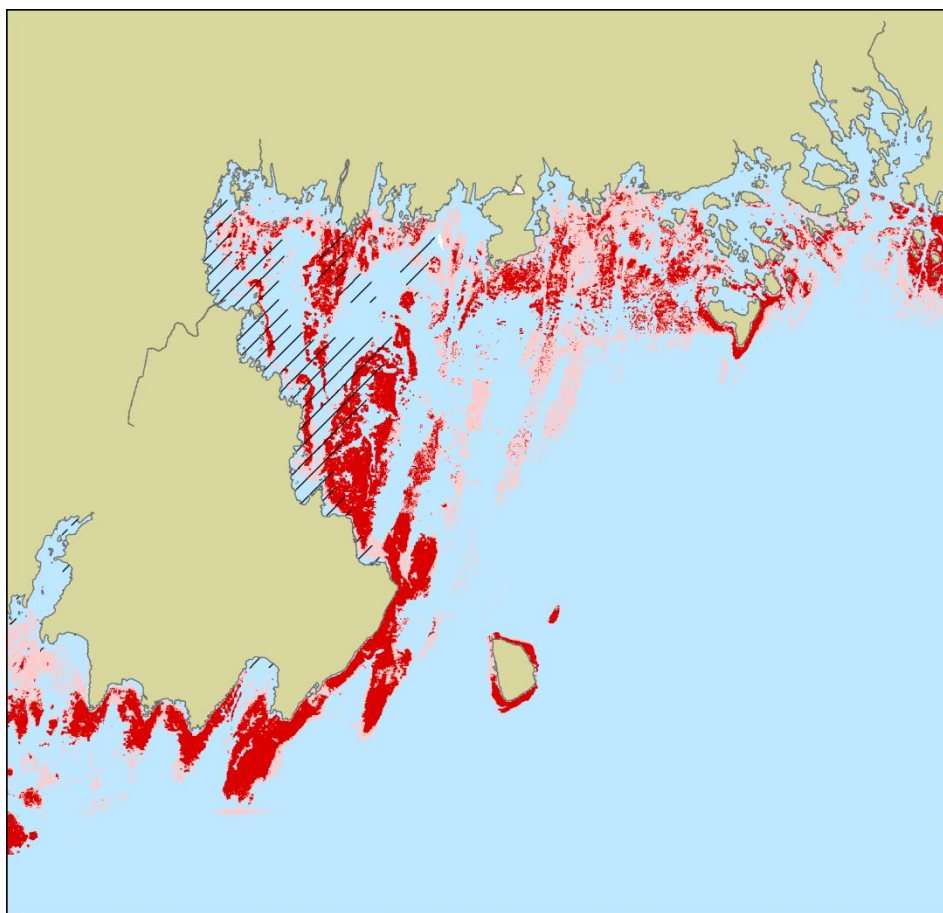




2015:06

Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten

AquaBiota
WATER RESEARCHSGU
Sveriges geologiska undersökningHavs
och Vatten
myndigheten

Rapport, år och nr: 2015/06

Rapportnamn: Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten.

Utgåva: 1

Utgivare: Länsstyrelsen Blekinge län, 371 86 Karlskrona.

Dnr: 502-3610-2012

Författare: Nicklas Wijkmark, Carolina Enhus, Martin Isaeus, Ulf Lindahl, Leif Nilsson, Anna Nikolopoulos, Antonia Nyström Sandman, Johan Näslund, Göran Sundblad, Tomas Didrikas, Jenny Hertzman

Foto/Omslag: Karl Florén och Nicklas Wijkmark, AquaBiota

ISSN: 1651-8527

Länsstyrelsens rapporter: www.lansstyrelsen.se/blekinge/publikationer

Rapporten har producerats av AquaBiota Water Research inom EU LIFE+ projektet ”*Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea (MARMONI)*”. Projektet finansieras genom bidrag från EU-fonden LIFE+ och Havs- och vattenmyndigheten.

© Länsstyrelsen Blekinge län

Förord

Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea (MARMONI) är ett projekt finansierat genom EU LIFE+ med svensk delfinansiering via Havs- och Vattenmyndigheten (HaV). Förutom HaV medverkar i Sverige AquaBiota Water Research (sverigekoordinator), länsstyrelserna i Blekinge och Skåne, Lunds universitet samt Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Projektet har även samverkat med det nationella programmet Biogeografisk uppföljning genom gemensam fältinventering och analyser av visuella inventeringsmetoder. MARMONI syftar till att utveckla koncept för bedömning av bevarandestatus för marin biologisk mångfald, vilket innefattar arter, habitat och påverkan från olika mänskliga aktiviteter. Projektet syftar till att använda en regional inriktning för framtida marin miljöövervakning, och gränsöverskridande samarbete för bedömning av biologisk mångfald i Östersjön. Hanöbukten är det svenska studieområdet inom MARMONI, och där har omfattande kartering av marin miljö utförts med syfte att demonstrera hur dessa kartor kan användas inom marin förvaltning, främst fysisk planering av hav och kust. Arbetet i Skåne och Blekinge redovisas i två rapporter per län. Dessa är på svenska och har följande uppdelning: 1. Marin inventering och modellering i länet, och 2. Naturvärdesbedömning och scenarier för marin planering i området. Dessa rapporter är även sammanfattade i en rapport på engelska, och samtliga kommer att färdigställas under 2014. För en komplett lista över MARMONIs alla rapporter hänvisas till projektets internationella hemsida *marmoni.balticseaportal.net*.

Innehåll

Sammanfattning	7
Summary	9
1 Bakgrund och syfte	10
1.1 Planering	11
1.1.1 Områdesskydd	11
1.1.2 Havsplanering	11
1.1.3 Underlag för fortsatta inventeringar	12
1.1.4 Miljöatlas	12
1.2 Tillsyn och provning	13
1.3 Underlag vid restaureringar och åtgärder	13
1.4 Fiskförvaltning	13
1.5 Information	13
1.6 Situationen i Hanöbukten	14
1.7 Kartorna	14
2 Sammanställning av befintliga biologiska data	15
3 Biologiska inventeringar	18
3.1 Vegetation	18
3.2 Bottenfauna/Bottendjur	24
3.3 Fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer	25
3.4 Pelagisk fisk och plankton	27
3.4.1 Fisk	28
3.4.2 Andra organismer	29
3.5 Fåglar	30
3.5.1 Inventeringsmetodik - häckande fåglar	31
3.5.2 Inventeringsmetodik övervintrande fåglar	32
3.5.3 Resultat häckande fåglar	34
3.5.4 Resultat övervintrande fåglar	35
3.5.5 Hanöbuktens betydelse som sjöfågellokal	44
3.5.6 Fåglar som indikatorer för god miljöstatus	46
4 Miljövariabler	49
4.1 Djup och djupderivat	49
4.1.1 Djup	49
4.1.2 Lutning, lutningsriktning, kurvatur och landformer	51
4.1.3 Täthet i djupinformation	52
4.2 Hydrografiska och kemiska variabler	52
4.2.1 Data	53
4.2.2 Resultat	54
4.3 Vågexponering	55
Beräkning av vågexponering	56
4.4 Siktdjup	57
4.5 Bottensubstrat	58
4.5.1 Vegetationsklädd botten karterad med hydroakustik	60
4.6 Mänsklig påverkan	61
4.6.1 Närhet till potentiellt förorenade områden	61
4.6.2 Närhet till tätbebyggda områden	62
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
5.2.2 Utvärdering av modellens kvalitet	65
5.3 Steg 2 - Prediktion	65
5.3.1 Framtagande av prediktion.....	65
5.3.2 Utvärdering av prediktionens kvalitet.....	66
5.3.3 MapAUC	66
5.3.4 Sensitivity, Specificity och Cut-off.....	69
5.3.5 Omarbetade sannolikhetskartor.....	70
5.3.6 Prediktionernas rumsliga osäkerhet	70
6 Artmodeller och kartor	71
6.1 Vegetation och blåmusslor	71
6.1.1 Modelleringsdata.....	71
6.1.2 Modelleringsresultat för vegetation och blåmusslor	72
6.2 Bottenfauna	85
6.2.1 Modelleringsdata.....	85
6.2.2 Modelleringsresultat för zoobentos.....	85
6.3 Fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer	93
6.3.1 Modelleringsdata.....	93
6.3.2 Resultat.....	93
6.4 Pelagisk fisk och plankton	98
6.4.1 Modelleringsdata.....	98
6.4.2 Modelleringsresultat för pelagisk fisk och plankton.....	99
7 Diskussion	106
8 Litteratur	109

Sammanfattning

Kunskap om de marina habitatens förekomst och utbredning efterfrågas idag av många aktörer. Sedan sekelskiftet (år 2000) 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, miljöövervakning 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 Life-projektet MARMONI samt projektet Biogeografisk uppföljning (uppföljning av Art- och habitatdirektivet) har inventeringar av bottenlevande växter och djur, fåglar, fiskyngel samt pelagisk fisk och plankton utförts inom Blekinge län samt Hanöbukten. För bottenlevande växter och djur, fiskar och plankton har även kartor tagits fram med hjälp av rumslig modellering. Inventeringar har utförts med flygtransekter, dropvideo, snorkling i kombination med dropvideo, dykinventering i rutor och transekter, bottenhugg, ekolodning och undervattensdetonationer. 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 prediktorvariabler för att skapa modeller och prediktioner. En modell är i detta sammanhang ett sätt att beräkna sannolikheten för någon företeelse t.ex. förekomst eller täthet av en art som funktion av ett antal miljövariabler. En prediktion är ett antagande av företeelsens rumsliga utbredning i en viss upplösning baserat på modellberäkningar och kontinuerliga kartor över miljövariabler. Kontinuerliga kartor samlades in eller skapades för miljövariablerna (miljövariabler eller prediktorvariabler innefattar både naturliga och antropogena variabler i miljön) salthalt, temperatur, näringsämnen, klorofyll, djup, olika djupderivat, siktdjup (Secchi-djup), vågexponering, potentiellt förorenade områden, närhet till tät bebyggelse och yrkestrafik.

Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av 7 arter eller grupper av kärlväxter, 9 arter eller grupper av alger och 19 taxa av bottenlevande djur, samt 3 arter av kustnära fiskyngel och spigg. Abundanskartor (anger mängd av något) presenteras för 3 grupper av pelagisk fisk, maneter, 2 grupper av djurplankton samt 7 taxa av bottenlevande djur. För flera av arterna och artgrupperna har dessutom prediktioner tagits fram för förutsättning för höga täckningsgrader eller tätheter (totalt antal kartor för alla grupper är 81 st). Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten är av god kvalitet eller bättre (enligt de kvalitetskriterier som beskrivs i denna rapport).

Även för ärendehantering på nationell och internationell nivå krävs ofta att modelleringar görs med hög rumslig upplösning. Detta dels 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.

Prediktioner kan även användas som underlag för både integrerad (sektorövergripande) och sektorspecifik 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 Marine Protected Areas och OSPAR Marine Protected Areas, samt vid översyn av riksintressen för naturvård. Högupplösta kartunderlag lämpar sig väl 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 Life project MARMONI as well as the Swedish project “Biogeografisk uppföljning” (monitoring for the Habitats Directive), extensive field surveys of benthic flora and fauna, birds, juvenile fish, pelagic fish and plankton has been performed within Blekinge County and the Hanö Bight. Maps of benthic flora and fauna, fish and plankton have been created using spatial modeling. The surveys were performed with different methods such as aerial transects, drop-video, snorkeling, diving, bottom grabs, echo-sounding and small underwater detonations. Data from earlier surveys have also been compiled for use in the modeling.

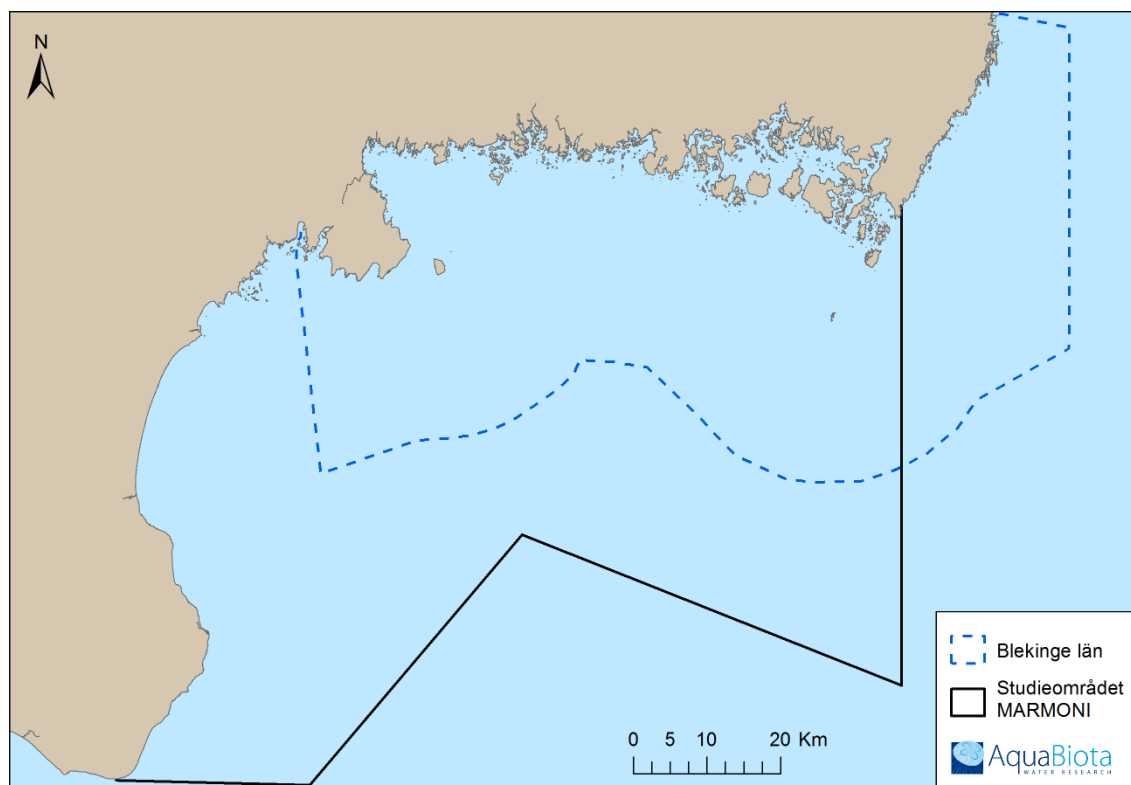
In the spatial modeling, data about the physical environment and anthropogenic activities have been used as predictor variables in order to create models and predictions. Coherent maps were collected or created for the variables salinity, temperature, nutrients, chlorophyll, depth, different depth derivatives, 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 7 species or groups of vascular plants, 9 species or groups of algae, 19 taxa of benthic animals, 3 species of juvenile coastal fish and sticklebacks. Abundance-maps are presented for 3 groups of pelagic fish, jellyfish, 2 groups of zooplankton as well as 7 taxa of benthic animals. For several species and groups, maps were also created for probability of high cover or densities. The total number of created maps is 81. All model results presented in this report are of good or excellent quality (according to the evaluations described in this report).

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 in the assessment of 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 Marine 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 marina organismer utförts inom Blekinge och Skåne län. Denna rapport innefattar hela Blekinge läns marina område samt Skånska vatten som ingår i det svenska studieområdet i MARMONI-projektet (figur 1).



Figur 1. Karta över de områden som innefattas av denna rapport. Hela Blekinge län och MARMONI-området har modellerats inom denna studie.

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. Även på nationell nivå har behovet av en statlig havsplanering aktualiserats i samband med införlivandet av ramdirektivet för havsplanering och därmed ett behov av kunskapsunderlag för marina naturvärden.

Havsmiljödirektivet införlivades i svensk lagstiftning med havsmiljöförordningen hösten 2010. Målet med Sveriges förvaltning är att både Östersjön och Nordsjön ska ha en god miljöstatus senast år 2020. Vattendirektivet ställer krav på att vattenförekomster statusbedöms och här kan de marina kartorna vara ett hjälpmedel. Statusen på vattenförekomsterna får inte försämrats och gäller som så kallad miljökvalitetsnorm. Tillstånd, godkännande eller dispens får normalt inte ges till en ny verksamhet som medverkar till att en miljökvalitetsnorm överträds.

1.1 Planering

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 grupperns utbredning utgör underlag för naturvärdesbedömningar och kan användas för marin rumslig planering och kustzonsförvaltning, bevarandeplaner samt vid handläggning av exploateringsstillstånd.

1.1.1 Områdesskydd

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 grupperns utbredning. Tillsammans med kartor över miljövariabler som skapats eller sammanställts här ger dessa en god bild av miljöer och naturtyper i olika kustområden. I Naturvårdsverkets vägledning för skydd av marina miljöer (Naturvårdsverket 2007a) 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 Blekinge län finns för närvarande fem marina reservat som omfattar totalt 4 854 ha (endast hav medräknat).

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 bevarandeplaner tas fram där värden, habitat, status och hot beskrivs (motsvarande gäller även naturreservaten). Även i detta arbete kan de modellerade kartorna vara ett värdefullt underlag. Stora delar av Blekinges kust och skärgård är utpekade som riksintresse för naturvärden 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 därför viktig.

1.1.2 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. Även områdesskydd (avsnitt 1.1.1 ovan ingår i havsplanering).

Den nationella planeringen av havet samordnas av Havs- och vattenmyndigheten. Planeringen delas in i tre stora havsplaner med utsträckning från en nautisk mil utanför baslinjen ut till ekonomisk zon. 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. Senast 2021 ska EU-länderna ha tagit fram havsplaner.

I både havs- och kustmiljön ska olika verksamheter såsom vindkraftsetableringar, yrkesfiske, fartygstrafik, friluftsliv med mera styras till de områden som är mest lämpliga. 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.

1.1.3 Underlag för fortsatta inventeringar

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.

1.1.4 Miljöatlas

Länsstyrelsernas digitala miljöatlas ska ge vägledning och hjälp till prioritering 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 rekommendationer av saneringsmetoder specifikt knutna till strandtyperna för kustområdena.

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 olycka. Detta verktyg är numera införlivat i Länsstyrelsernas WeebGIS. Kunskap om undervattensmiljön är ett självklart underlag för att kunna göra dessa 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.

1.2 Tillsyn och prövning

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 behöver 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 naturvårdesbedömningar som i sin tur är mycket användbara i planeringssammanhang.

1.3 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 förutsättningar 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 avvärjande av en negativ påverkan övervägas. Kartorna kan också användas som underlag för prioriteringar mellan olika restaureringsåtgärder. Exempelvis kan man jämföra den förväntade nyttan av att återskapa bra rekryteringsmiljö för fisk genom att restaurera en invallad och torrlagd havsvik i Karlskrona östra skärgård med nyttan av motsvarande insats i Pukaviksbukten. Kartorna över rekryteringshabitat visar tydligt att den nuvarande utbredningen av denna miljö är betydligt mindre i Pukaviksbukten än i Karlskronaområdet, vilket talar för att åtgärder i Pukaviksbukten bör prioriteras.

1.4 Fiskförvaltning

Kunskap om fiskars förekomst i olika områden samt de marina habitatens utbredning är ett mycket viktigt underlag för att kunna bedöma om en viss förvaltning kan ha effekter på lokala bestånd. Här presenteras kartor över kustnära uppväxtområden för flera fiskarter, fiskar i pelagialen samt en mängd kartor över vegetation och bottenlevande djur, miljövariabler m.m. Kartor över fiskars utbredning och deras livsmiljöer kan utgöra viktiga pusselbitar för att utvärdera och tolka resultaten av fiskeribiologiska undersökningar och förstå olika fisksamhällens ekologiska krav. Kartorna kan också vara ett underlag för val av provfiskeområden. Kartorna tillsammans med provfisken och andra fältkontroller kan vara ett ytterligare komplement som underlag då regleringar av resursutnyttjandet övervägs.

1.5 Information

Många människor är mycket intresserade av vattenmiljöer men eftersom de generellt är dåligt kända blir 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 in-

formationsmaterial och guideböcker om livet under ytan. En intresserad och kunnig allmänhet är viktig inte minst för framtida naturvårdsarbete. Att utveckla turismen i området är också av stort intresse och här kan de marina kartorna vara ett underlag för att kunna vägleda och kanalisera besökarna.

1.6 Situationen i Hanöbukten

Under de senaste åren har rapporter om problem hos kustfisk, sjöfågel samt förekomsten av brunt illaluktande vatten uppmärksamats 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 Länsstyrelsen i Skåne tidigare genomfört har inte kunnat bekräfta problemen eller fastställa deras 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 Hanöbuktsproblematiken i sig men presenterar omfattande inventeringar och kartmaterial från Hanöbukten som kan vara av intresse vid vidare utredningar. Utöver fysiska miljövariabler, vegetation och bottenlevande djur presenteras även predikterade kartor av pelagisk fisk samt omfattande inventeringar av sjöfågel från det aktuella området.

1.7 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 underlagets upplösning och kvalitet, modelleringens utförande (bl.a. i vilken upplösning den görs) och inneboende egenskaper hos arten eller habitatet. En grövre 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. Årsyngel av fisk i kustnära uppväxtområden har predikterats med 10 m upplösning då en hög rumslig upplösning är motiverad eftersom dessa områden ofta är av begränsad storlek. Undervattensvegetation och bottenlevande djur som i regel predikteras över betydligt större områden har modellerats i 25 m upplösning. Pelagisk fisk och plankton har däremot modellerats i 1 000 m upplösning eftersom dessa miljöer är så stora och homogena att en högre rumslig upplösning inte är motiverad.

2 Sammanställning av befintliga biologiska data

Utöver de data som samlades in via fältinventeringar inom MARMONI-projektet, 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. Länsstyrelserna i Blekinge och Skåne län står även som uppdragsgivare till en rad olika undersökningar gällande den marina miljön i länen.

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 omarbete användes inte.

Data som användes för modellering av vegetation samlades in från dropvideoundersökningar, transekt- eller punktinventeringar utförda av dykare eller med vattenkikare och/eller räfsa i grunda områden (tabell 1). Även vegetationsdata insamlad vid yngelsprängningar sammanställdes inför modelleringarna. För modellering av mjukbottenfauna gjordes en sammanställning av data från olika bottenundersökningar och från SMHI:s databas SHARK (tabell 2).

De kompletterande data som använts för fiskyngelmodellering kommer från fiskyngelsprängningar i Blekinge län 2008 och 2010 (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 data för vegetation och fisk som sammanställts för användning i modellering.

Referens/beskrivning	Län	Inventeringsår	Metod	Inventerade variabler
Marin basinventering i Skåne Län	Skåne	2007-2010	Dyktransekter, tidsserier	vegetation
Recipientkontroll i Hanöbukten	Blekinge	1995-2009	Dyktransekter, tidsserier	vegetation
Hanöbukten - div små dykundersökningar	Blekinge	1997-2003	Dyktransekter, tidsserier	vegetation
Basinventering (delvis i samband med yngelsprängningar)	Blekinge	2005-2008	Dyk, snorkling, vattenkikare, räfsa	vegetation
Provfiske i Maraviken och Flan samt inventering av makrovegetation i Flan, Eriksbergs naturreservat, Blekinge län augusti 2008. Rapport 2008:7. ISSN 1402-6197	Blekinge	2008	Provfiske, vattenkikare, räfsa	fisk, vegetation
Marin inventering av makrovegetation inom vattenområdet tillhörande Eriksbergs, Eriksbergs stränder, Bockö-Mjöö och Tjärö naturreservat i Blekinge, hösten 2007. Rapport 2008:18. ISSN 1402-6197	Blekinge	2007	Dyktransekter, vattenkikare, räfsa	vegetation
Marin inventering av makroalger i anslutning till Utklippans naturreservat i Blekinge, oktober 2007. Rapport 2008:19. ISSN 1402-6197	Blekinge	2007	Dyktransekter, punkter	vegetation
Marin inventering av makrovegetation öster om Listerhuvuds naturreservat, runt Hanö och Malkvarn, hösten 2006. Rapport 2007:15. ISSN 1402-6197	Blekinge	2006	Dyktransekter, snorkel, räfsa	vegetation
Marin inventering av makrovegetation vid Almö, Kvalmsö och Listerby skärgårds naturreservat i Blekinge, hösten 2005. Rapport 2006:1. ISSN 1402-6197	Blekinge	2005	Dyktransekter, vattenkikare, räfsa	vegetation
Marin inventering av makrovegetation vid Gö i Blekinge, hösten 2005. Rapport 2006:2. ISSN 1402-6197	Blekinge	2005	Dyktransekter, vattenkikare, räfsa	vegetation
Vegetationskartering i Möcklösund. Rapport 2002:18. ISSN 1402-6197	Blekinge	2002	Dyk, vattenkikare	vegetation
Biologisk inventering vid Tromtö, Karlskrona kommun. Rapport 2002:20. ISSN 1402-6197	Blekinge	2001	Hugg, dyk, vattenkikare, räfsa	vegetation, mjukbottenfauna
Yngelsprängningar	Blekinge	2010	Skott, snorkling	fisk, vegetation
Yngelsprängningar	Blekinge	2008	Skott, snorkling	fisk, vegetation

Tabell 2. Befintliga data för mjukbottenfauna som sammanställts för användning i modellering.

Referens/ beskrivning	Län	Inventeringsår	Metod	Inventerade variabler
Bottensubstrat och livsmiljöer – underlagsrapport för Blekinge Offshore AB. ISBN 978-91-86461-00-3.	Blekinge	2010	Hydroakustik, bottenhugg, dropvideo, dyk	Bottenfauna, vegetation, sediment
SHARK Bottenfauna	Blekinge & Skåne	1977-2009	Bottenhugg	Bottenfauna
Bottenmiljö och bottenfauna – underlagsrapport för Hanöbukten Offshore. ISBN 91-975566-0-2	Blekinge	2006	Bottenhugg	Bottenfauna, sediment
Marin miljö vid kabelspåret – underlagsrapport för hanöbukten Offshore. ISBN 91-975566-2-9	Blekinge	2006	Bottenhugg	Bottenfauna, sediment
Biologisk inventering vid Tromtö, Karlskrona kommun. Rapport 2002:20. ISSN 1402-6198	Blekinge	2001	Bottenhugg	Bottenfauna, vegetation

3 Biologiska inventeringar

3.1 Vegetation

I detta avsnitt beskrivs dataunderlag för bottenlevande växter samt blåmusslor som samlades in inom MARMONI-projektet under juli och augusti 2011 och 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).

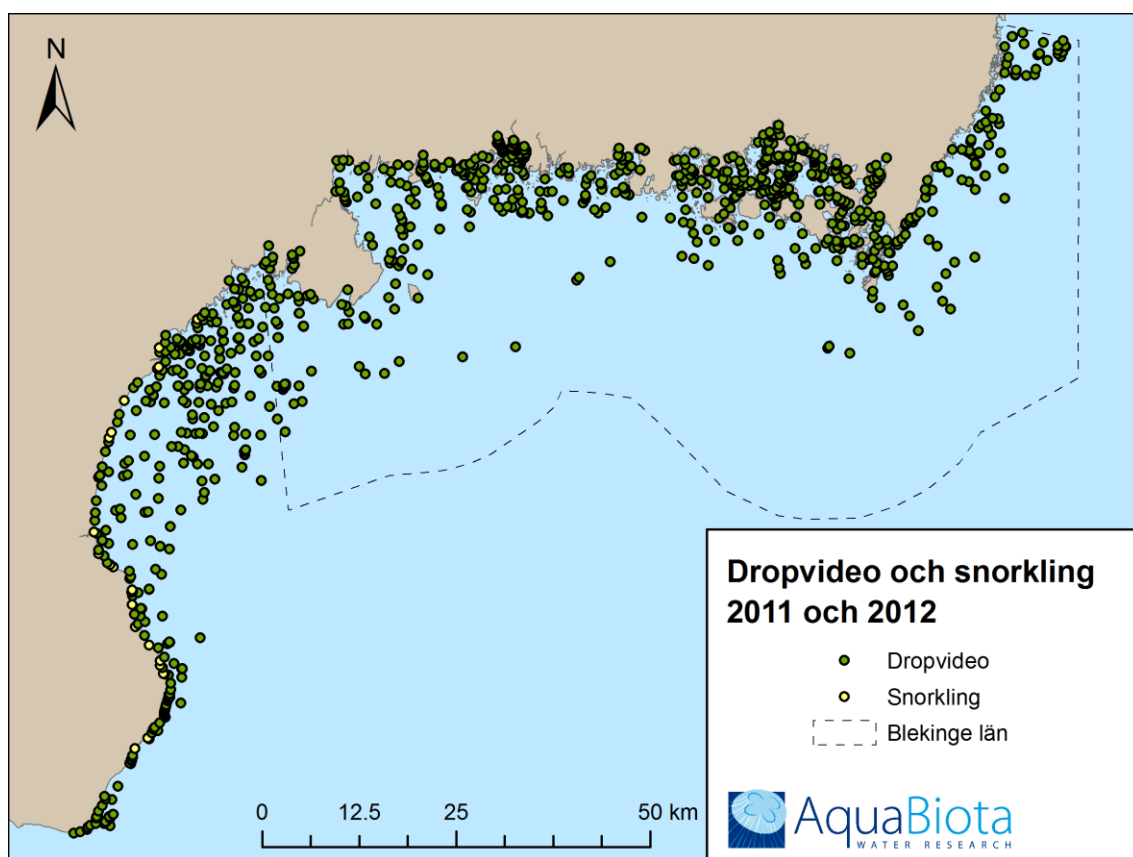
3.1.1 Dropvideoundersökningar

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.

Under 2011 och 2012 inventerades bottenlevande växter och djur med hjälp av dropvideo enligt ”Metodbeskrivning dropvideo 1.4” (Isaeus och Fyhr 2010) samt Metodbeskrivning dropvideo 1.5: Isaeus m.fl. 2012). Den inventerade ytan var ca 5*5 meter. Sammanlagt samlades data in från 1038 stationer inom modelleringsområdet Blekinge med studieområdet Hanöbukten (figur 2). 732 av dessa stationer ligger i Blekinge Län. 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 botten substrat.

3.1.2 Snorkling i samband med dropvideoundersökning

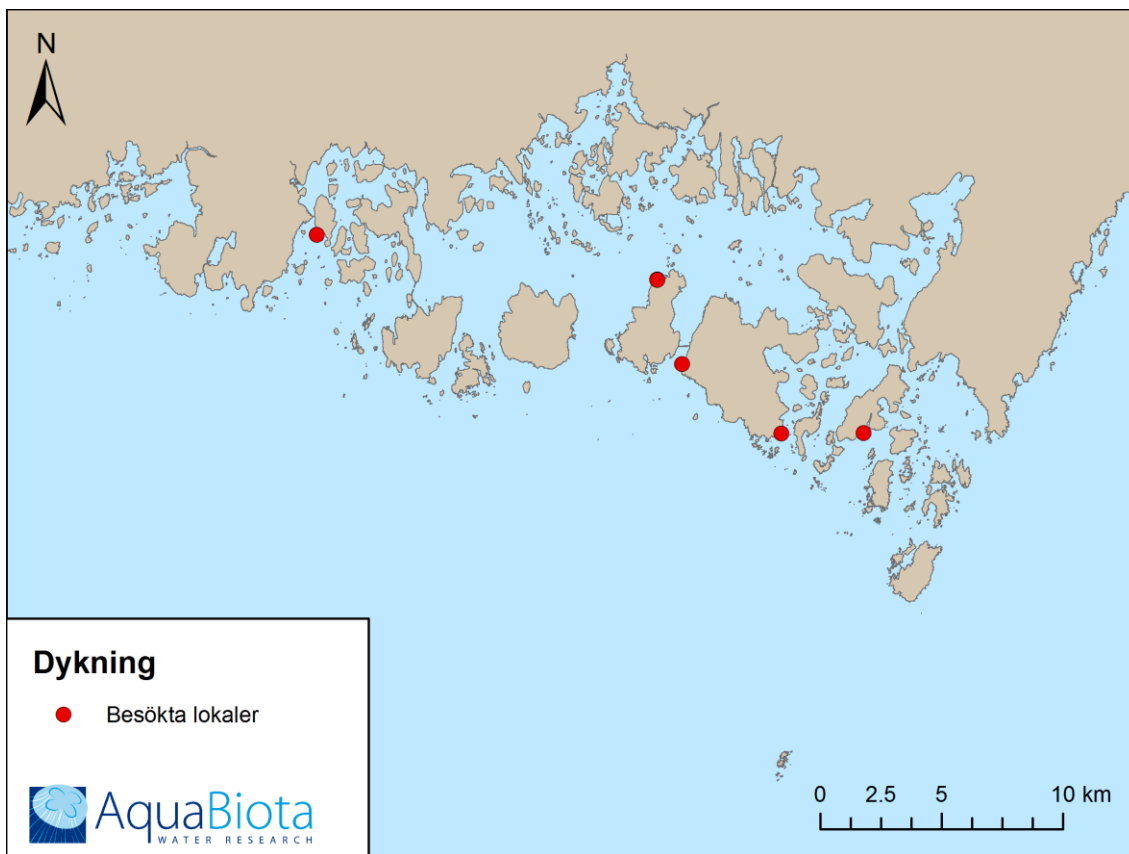
Vissa stationer nära land inventerades med snorkling från stranden (figur 2), eftersom det är lättare att inventera mycket grunda stationer utan båt. Detta gällde framförallt stationer vid mycket långgrunda kuststräckor. Totalt 30 stationer inventerades med snorkling inom studieområdet Hanöbukten. Samtliga dessa låg i Skåne län. Snorklingen utfördes så långt som möjligt på samma sätt som dropvideometoden med avseende på inventerad yta och inventeringsmetodik.



Figur 2. Stationer som inventerats inom MARMONI-projektet med dropvideo och snorkling under 2011 och 2012.

3.1.3 Dyktransekter

I juni 2011 utfördes 17 dyktransekter på sex lokaler i Blekinge skärgård. Syftet var att jämföra två dykinventeringsmetoder (inventering i 50 x 50 cm ruta, respektive fri skattning i avsnitt) samt att inventerarna skulle skapa sig en god bild av arterna i området inför kommande dropvideoinventeringar, vilka skedde på exakt samma lokaler i augusti samma år. För att undvika överlapp och få mer jämförbara data användes endast informationen från dropvideoundersökningarna i modelleringen.



Figur 3. Dykinventerade lokaler 2011. Observera att sex lokaler besöktes, varav två ligger intill varandra så att punkterna i kartan överlappar varandra (andra punkten från väst).

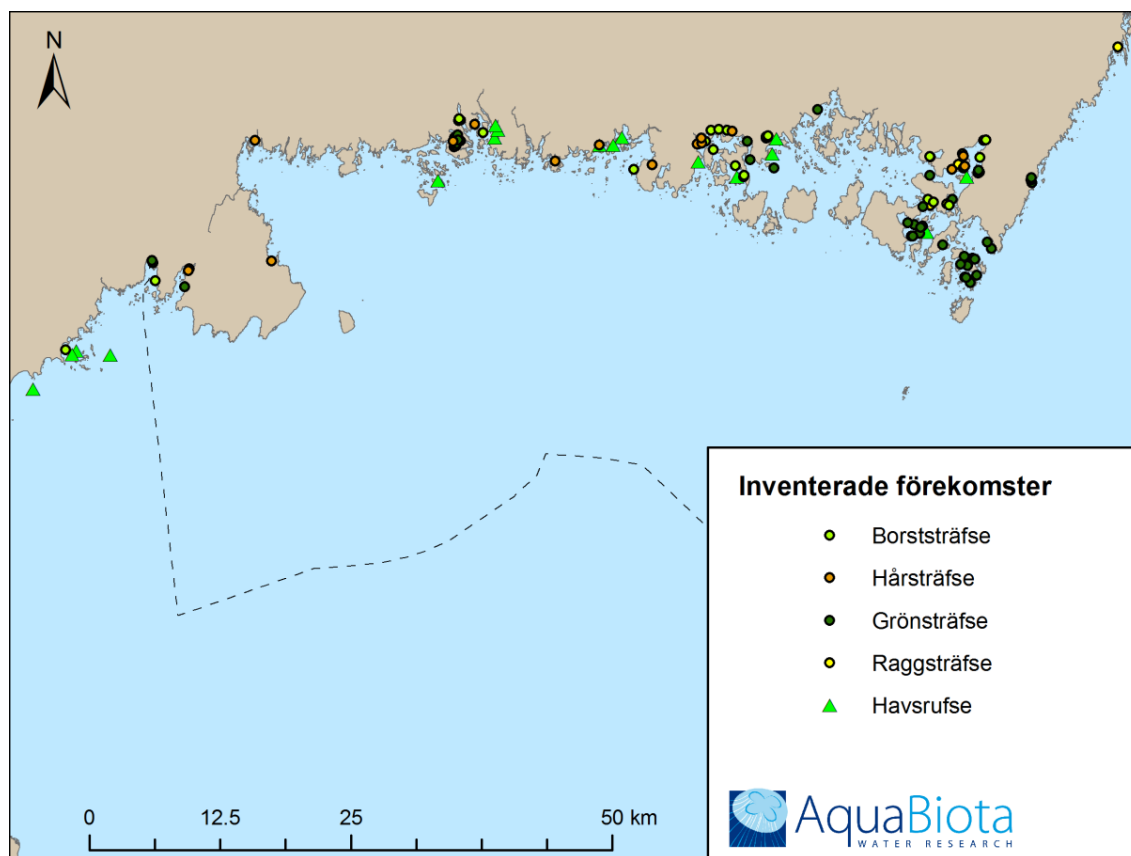


3.1.4 Förekomstkartor för arter som intemodellerats

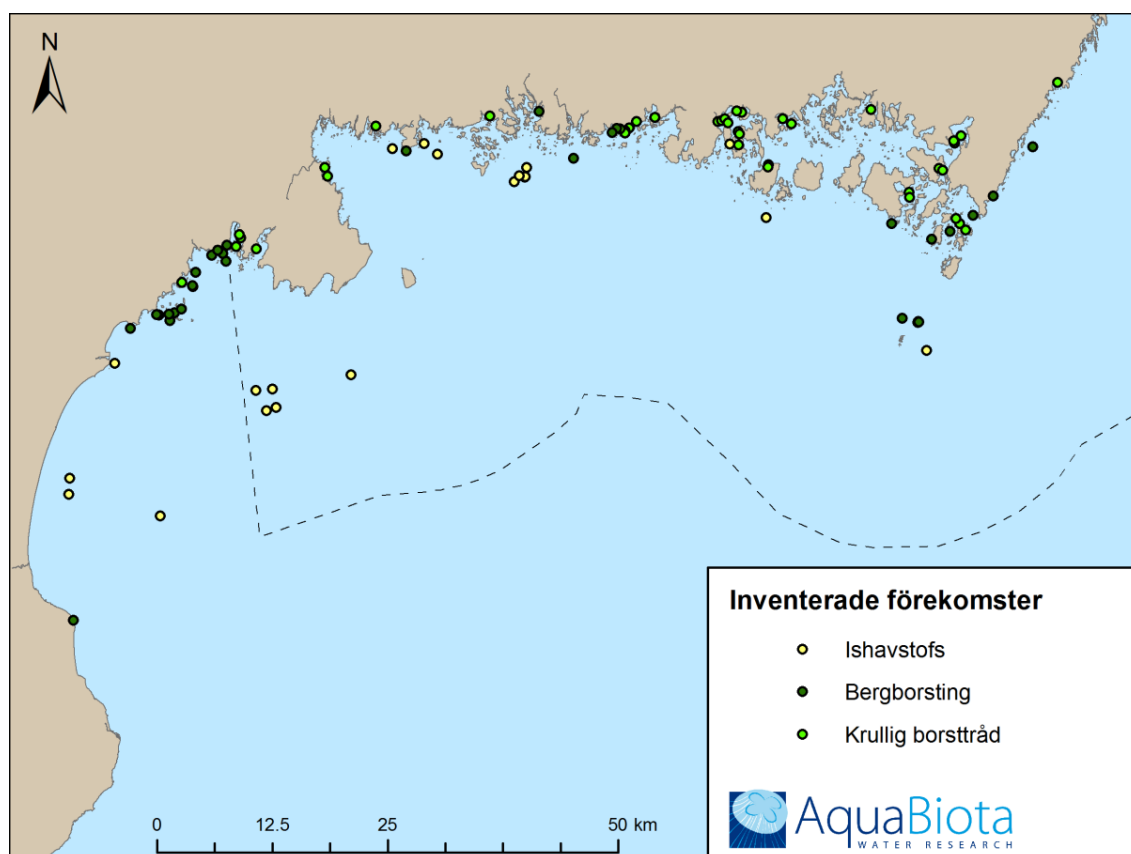
De flesta arter som förekommer frekvent i inventeringsdata har kunnat modelleras med goda resultat, och predikterade kartor över dessa presenteras i avsnitt 6 *Artmodeller och kartor*, samt i bilaga 2. Arter som förekommer mindre frekvent i inventeringsdata för att de är ovanliga eller svåra att upptäcka går däremot sällan att modellera till följd av för få förekomster. Exempel på sådana arter är kransalger, små fintrådiga alger och vissa kärlväxter. Ett urval av dessa arter presenteras här som prickkartor (figur 4-7).

Kransalger påminner om kärlväxter och hittas ofta i skyddade vikar (figur 4). De skiljer sig från andra alger genom att de växer på mjuka bottenar med hjälp av rotliknande trådar. Vissa kransalger är sällsynta medan andra kan vara ganska vanliga men ändå svåra att upptäcka då de ofta växer bland annan högre vegetation. Exempel på små fintrådiga alger är ishavstofs (*Battersia arctica*), bergborsting (*Cladophora rupestris*) och krullig borsttråd (*Chaetomorpha linum*) (figur 5). Ishavstofs är en liten brunalg som ofta förekommer på förhållandevis stora djup. Bergborsting är en ganska vanlig art som ibland är svår att se eftersom den ofta växer under högre alger. Krullig borsttråd är en trasselliknande grönalg som ofta hittas på grunda skyddade lokaler. Några kärlväxter kunde inte heller modelleras med tillfredsställande resultat då de förekom för sällan i inventeringsdata (figur 6). I inventeringsdata förekommer även hydroider (kolonibildande nässel-djur) och pungräkor (Mysidae), ofta i små kvantiteter. Dessa kan vara svåra att upptäcka och arter med olika livsmiljö kan förekomma inom samma lokal (t.ex. migrerar pungräkor i vattenmassan beroende på tid på dygnet), vilket gör att grupperna passar mindre bra till modellering (figur 7).

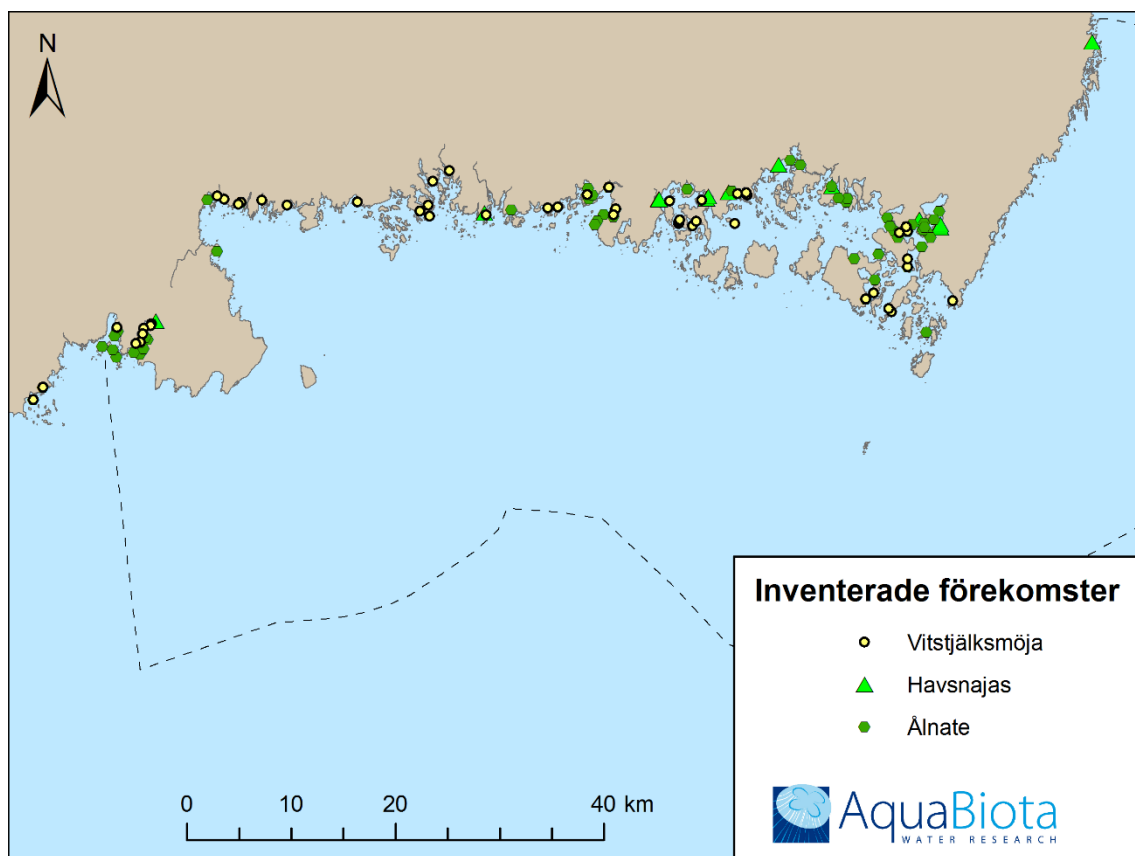




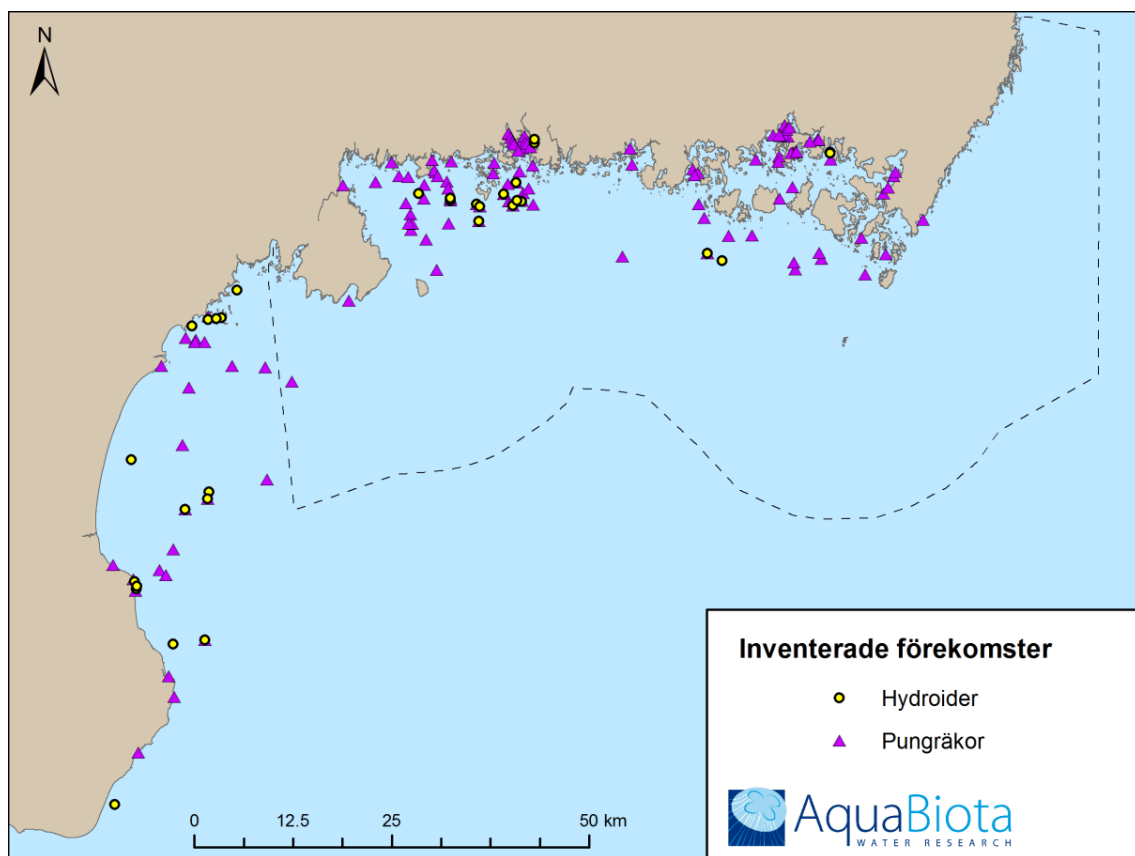
Figur 4. Inventerade förekomster av kransalger.



Figur 5. Inventerade förekomster av några fintrådiga alger.



Figur 6. Inventerade förekomster av några kärlväxter som inte modellerats.



Figur 7. Inventerade förekomster av hydroider och pungräkor.

3.2 Bottenfauna/Bottendjur

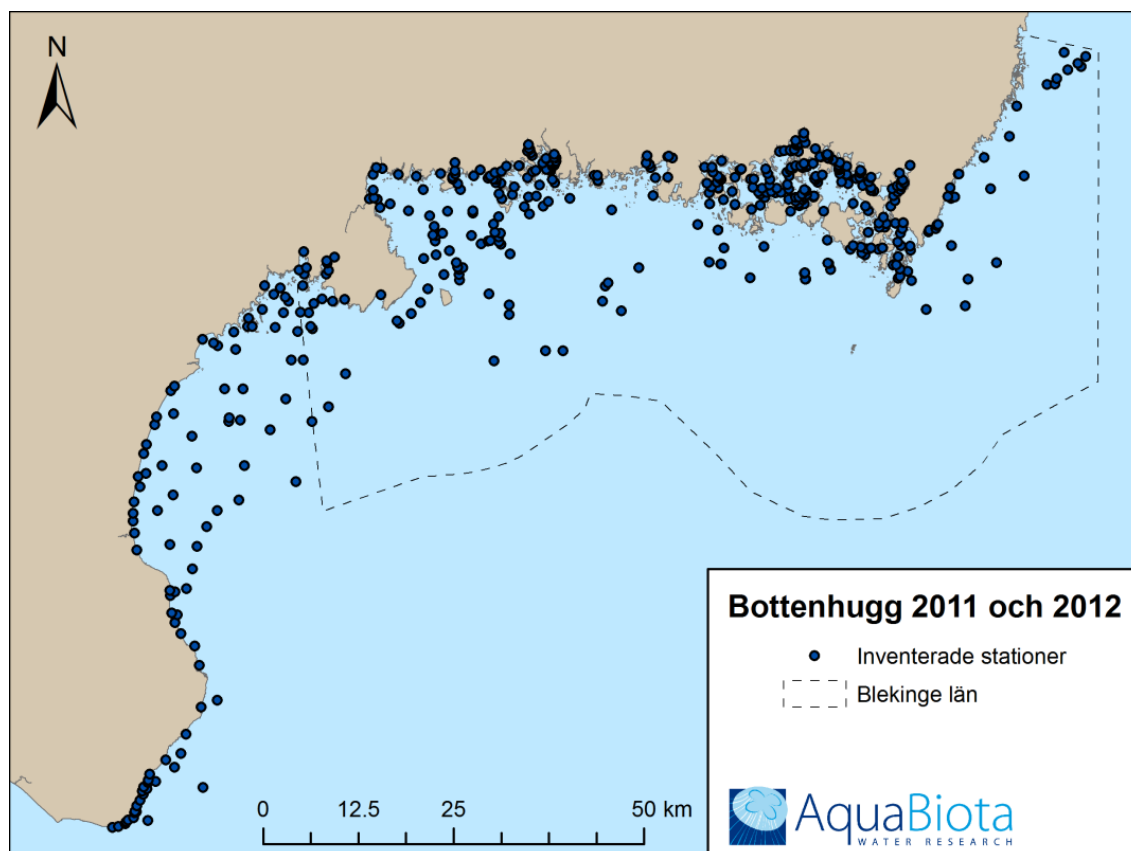
Bottenfauna provtogs på mjuka bottenar med en liten bottenhuggare av Van Veen-typ (provtagningssyta 0,025 m²) enligt Näs-lund, 2011. Metoden lämpar sig för insamling av många hugg med karteringssyfte, och är speciellt anpassad för användning i kombination med dropvideo. Undersökningen utfördes i samband med dropvideoundersökningen som beskrivs ovan och kompletterade därmed denna på stationer med mjuka bottenar, eftersom dropvideo inte kan användas för inventering av arter som lever i sedimentet. Sällning utfördes direkt i båten med ett 1 mm såll och fångsten artbestämdes och räknades direkt. Vid stora kvantiteter gjordes en uppskattning av antalet individer.



Foto: Karl Florén, AquaBiota

Totalt utfördes 491 bottenhugg i Blekinge inklusive Hanöbukten varav 398 hugg förekom inom Blekinge län (figur 8). Artnamn som används i rapporten följer World Register of Marine Species (2013).

Djur på hårda bottenar inventerades tillsammans med vegetation med hjälp av dropvideo (avsnitt 3.1).



Figur 8. Bottenhugg i Blekinge län samt resten av studieområdet Hanöbukten.

3.3 Fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer

Fiskyngel i kustnära områden inventerades med små undervattensdetonationer under sensommaren (augusti eller första delen av september) mellan noll och sex meters djup (tabell 3). Metoden är kvantitativ och har använts för olika typer av miljöer (Snickars m.fl. 2007) sedan 1970-talet (Karås och Neuman 1981). Metoden är densamma som används inom liknande undersökningar på andra håll vid Östersjökusten och en undersökningstyp från Naturvårdsverket kommer snart att färdigställas (Bergström m.fl. manuskript).

Inom utvalda områden slumpades provpunkter ut mellan strandlinjen och sex meters djup. Förekomsten av fiskyngel inventerades med hjälp av små undervattensdetonationer på de utslumpade punkterna. En sprängladdning bestående av en engrams sprängkapsel och tio gram Pentex primer hängdes i tändkabeln i änden på ett metspö. Båten närmade sig provpunkten långsamt med sprängaren i fören. Framme vid provpunkten sänktes sprängladdningen ned i vattnet några meter från båten och detonerades på ett djup av cirka en meter. Vid grunda vattendjup eftersträvades en detonation på halva vattendjupet. Sprängpunkten markerades med ett flöte, varefter flytande fisk samlades in från båten och sjunken fisk av en snorklare. Snorklaren noterade även förekomst och täckningsgrad av makrovegetation, bottensubstrat och mängd av trådalger. På varje provpunkt noterades temperatur och djup, samt togs ett vattenprov för analys av grumlighet. Fiskyngelinventeringarna beskrivs närmare i Lindahl m.fl. 2014.



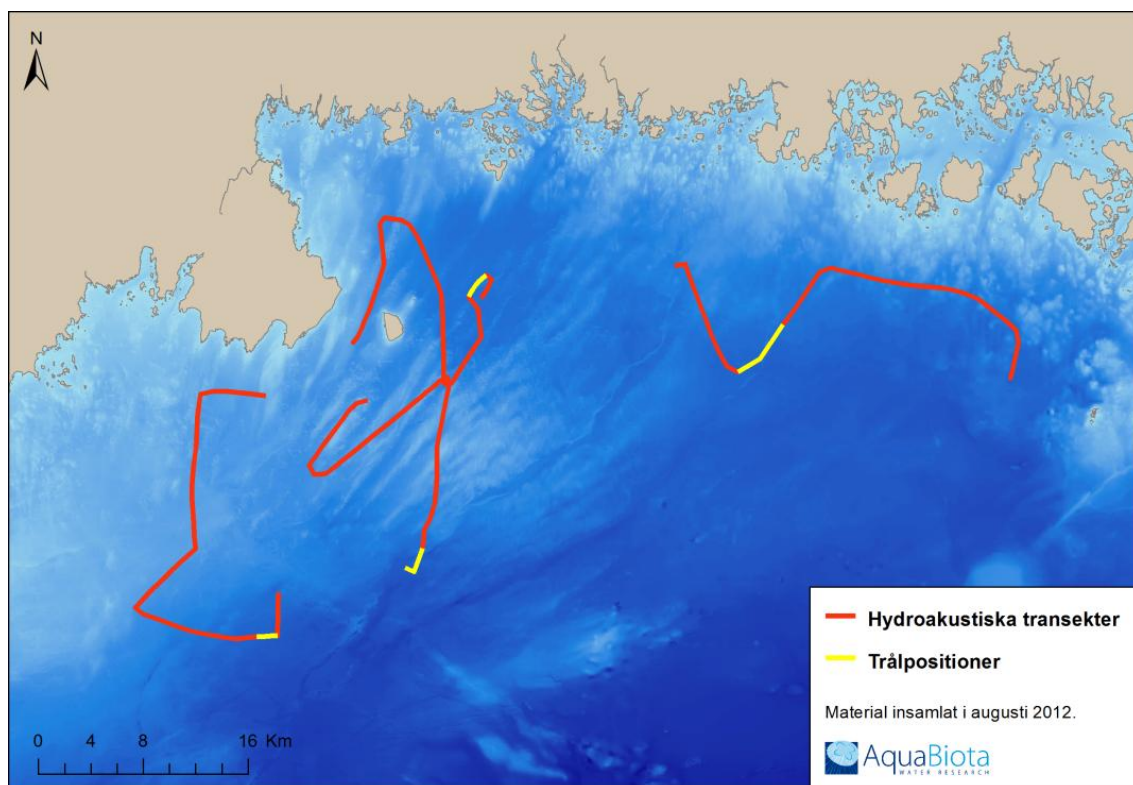
Foto: Jenny Hertzman, Länsstyrelsen Blekinge

Tabell 3. Fiskyngelinventeringar med antal detonationer per år och område. Inventeringar mellan 2011 och 2013 utfördes inom ramen för MARMONI-projektet.

Område	År	Antal detonationer
Tosteberga - Landöbukten	2011	13
Valjeviken	2010	10
Valjeviken	2011	10
Valjeviken	2012	11
Valjeviken	2013	12
Sölvesborgsviken	2010	6
Sölvesborgsviken	2011	7
Sölvesborgsviken	2012	9
Sölvesborgsviken	2013	17
Pukaviksbukten	2010	28
Eriksberg - Ronneby	2008	23
Eriksberg - Ronneby	2010	38
Eriksberg - Ronneby	2011	7
Eriksberg - Ronneby	2012	29
Eriksberg - Ronneby	2013	53
Bredasund	2012	7
Listerby - Karlskrona	2010	42
Listerby - Karlskrona	2012	20
Listerby - Karlskrona	2013	41
Hallarumsviken	2010	17
Hallarumsviken	2011	5
Hallarumsviken	2012	20
Hallarumsviken	2013	16
Gåsefjärden - Torhamns skärgård	2008	19
Gåsefjärden - Torhamns skärgård	2010	21
Gåsefjärden - Torhamns skärgård	2011	9
Gåsefjärden - Torhamns skärgård	2012	41
Gåsefjärden - Torhamns skärgård	2013	19
Sibbaboda - Kristianopel	2012	12
Sibbaboda - Kristianopel	2013	33

3.4 Pelagisk fisk och plankton

Vertikal, mobil ekolodning (med givaren monterad på en dragsläde manövrerad från ett fartyg) användes för att studera pelagiska organismer. Undersökningarna genomfördes vid fyra tillfällen från 20 till 25 augusti 2012 (figur 9, tabell 4). Undersökningarna genomfördes nattetid då pelagiska organismer är jämnare fördelade i vattenmassan, vilket innebär att det skattade felet blir mindre på natten jämfört med dagen då fisk ofta aggregerar i stim och är mer fläckvis fördelade.



Figur 9. Hydroakustiska transekter utförda under augusti 2012 i Blekinge och studieområdet Hanöbukten.

Tabell 4. Hydroakustiska transekter i Blekinge i augusti 2012.

Tillfällen	Datum start	Tid start	Datum slut	Tid slut	Sträcka (km)
1	2012-08-20	22:37	2012-08-21	04:47	37,7
2	2012-08-21	22:13	2012-08-22	04:47	34,8
3	2012-08-24	21:49	2012-08-25	04:46	35,5
4	2012-08-25	22:25	2012-08-26	04:48	31,7

För ekolodningen användes ett multifrekvens hydroakustiskt system (MFHAS) som bestod av 70, 120, 200 och 710 kHz ekolod (Simrad EY60) (för beskrivning se tabell 5). Ekoloden och givarna kalibrerades enligt tillverkarens rekommendationer och gällande standard (Foote 1982, Foote m fl. 1987). Ekolodning genomfördes från en yrkesfiskebåt ”Nimrod” som är 18 m lång med givarna monterad på en s.k. ”tow body” placerad ca två meter ut på styrbords sida på ca en meters djup.

Tabell 5. Specifikationer för det hydroakustiska system med multifrekvens (MFHAS) som användes vid undersökningarna.

Frekvens (kHz)	Givarens modell	Givarens typ	Pulslängd (ms)	Bandbredd (kHz)
70	ES70-7c	Split beam	0,512	4,69
120	ES120-7c	Split beam	0,512	5,56
200	200-7F	Single beam	0,512	5,97
710	710-36	Single beam	0,512	6,23

För att relatera resultaten från ekolodningen till fiskbeståndens art- och storlekssammansättning genomfördes en biologisk provtagning i form av en pelagisk trålning per undersökningstillfälle (tabell 4), i direkt anslutning till ekolodningen. Trålningen inriktades på pelagisk fisk och lämpligt djup bestämdes vid varje undersökningstillfälle med stöd av den fördelning av fisk som iakttogs vid den föregående ekolodningen. Tråldjup kontrollerades i realtid med djupmätare fäst på trålen (Simrad PI38). Under trålning framfördes båten i två-tre knop. Maskstorlek i lyftet på trålen (cod end) var sex mm (knut till knut) i avsikt att även fånga små fiskar och fiskyngel. Fångsten bestämdes till art och mättes till längd och vikt påföljande morgon. I samband med undersökningarna togs även djupprofiler av temperatur och salthalt (CTD; SD-204, Sensordata AS, Bergen, Norge).

Hydroakustiska data bearbetades och analyserades med Sonar 5-Pro version 6.0.2 (Balk & Lindem 2012). För att kunna analysera olika grupper av pelagiska organismer i akustiska data måste dessa först identifieras och om det är möjligt och nödvändigt, separeras från varandra. Sonar 5 innehåller en modul för multifrekvensanalys med ett flertal funktioner. Normalt har ekon från olika organismer olika styrka på olika frekvenser, beroende på deras storlek, kroppsform och gasinnehåll. Därför ser frekvensresponskurvor från olika organismgrupper olika ut. Ekon från fiskar med simblåsa syns till exempel tydligt på alla frekvenser men är starkare på lägre frekvenser. De är också starkast i förhållande till andra grupper och måste tas bort/separeras från andra data om svagare ekon från andra organismer är av intresse.

3.4.1 Fisk

Akustiska dataanalysmetoder av fisk är väl etablerade (t. ex. Simmonds & MacLennan, 2006). Fiskanalys utfördes från 70 kHz akustiska data. Fiskens täthet och fördelning analyserades efter att fiskekon från hydroakustiska data delats upp i fyra storleksgrupper baserat på resultat från trålningen. Omräkning från ekostyrka (TS, dB) till fisklängd (L, mm) följer Didrikas & Hansson (2004):

$$TS = 25,5 \log (L/10) - 73,6$$

Data från pelagisk trålning användes sedan för att tolka fisktätheter av olika längdklasser längs de akustiska transekterna. Pelagiska arter dominerade trålfångsterna. Mindre fisk (2-6 cm) bestod huvudsakligen av stor-/småspigg, årsyngel av sill och/eller skarp-sill. Mellanstora fiskar (7-13 cm) representerades huvudsakligen av skarpsill. Stora fiskar (14,5-25 cm) bestod huvudsakligen av adult sill. Stora fiskar >51 cm förekom sparsamt i de akustiska data och inga fiskar av denna storlek fångades i trålen. Baserat på kunskap om artsammansättningen i denna typ av habitat kan man dock anta att ekon i denna storlekklass motsvarar fiskätande rovfiskar såsom torsk, lax eller havsöring. Anledningen till att fiskar i storleken 25-51 cm inte inkluderats är att de inte kan tolkas som en separat ekologisk grupp.

3.4.2 Andra organismer

Fiskekon (från fiskar med simblåsa) är starkare än ekon från andra organismer på de flesta frekvenser. Därför måste dessa först separeras/tas bort före fortsatt analys. Borttagande av fiskekon utfördes med ett maskningsverktyg i Sonar 5. Detta verktyg fungerar genom att identifiera och ta bort oönskade akustiska ekon från ett frekvensekogram och applicera detta som en mask till andra simultant inspelade ekogram från samma vattenvolym men på en annan akustisk frekvens/frekvenser. Fisk upptäcks bäst på lägre frekvenser; varför 70 kHz ekogram användes till detta. Efter att ha maskat bort fisk från ekogram på alla frekvenser, utfördes vidare analyser med ett verktyg som möjliggör identifiering av ekon baserat på deras frekvensresponssignatur (figur 10).

Mesodjurplankton

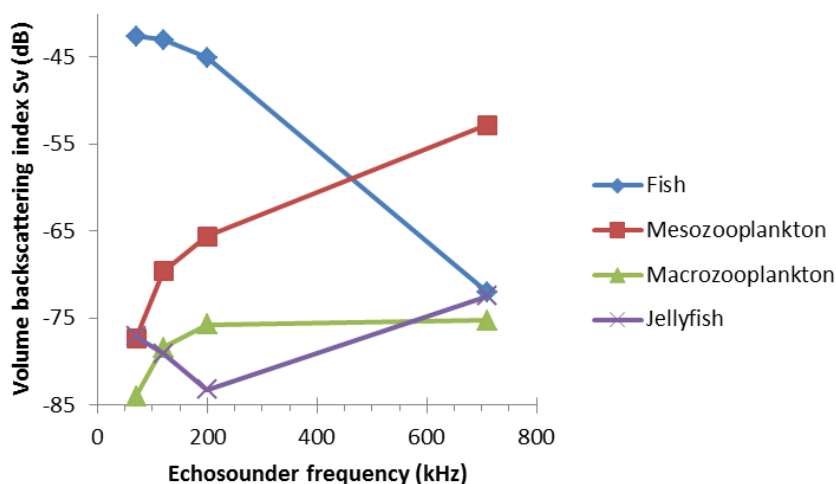
Detta är en grupp av medelstora (0,2-2 mm) djurplankton vilka representeras av stora hjuldjur, hinnkräftor, hoppkräftor och olika larver av djur som lever planktoniskt under vissa utvecklingsstadier (meroplankton). Ekon av djurplanktonlika organismer blir starkare med ökande frekvens (figur 10). Därför är data med den högsta frekvensen (710 kHz) bäst för analys av mesodjurplankton. För att identifiera ekon från mesodjurplankton användes tre frekvenser där volymen backscatter-styrka (S_v) var $120 < 200 < 710$ kHz och ett "noise gap" (NG) på 3 dB användes för "thresholding". 710 kHz ekogram användes för output och lagring av dessa data.

Makrodjurplankton

Detta är en grupp organismer med storleken >2 mm som driver med vattenströmmar eller simmar långsamt. Makrodjurplankton utgörs huvudsakligen av pungräkor och fiskyngel. Fiskyngels hydroakustiska egenskaper liknar däremot pungräkors enbart före metamorfosen, d.v.s. innan de utvecklar simblåsa (för de arter som har sådan). Frekvensresponskurvornas form för makrodjurplankton och mesodjurplankton är ganska lika vid lägre frekvenser men makrodjurplanktons kurva mellan 200 och 710 kHz är inte lika brant som kurvan för mesodjurplankton (figur 10). Därför kunde de två kurvorna separeras med en regel där volym backscattering strength (S_v) var $200 < 710$ kHz och noise gap (NG) på 1 dB användes för att separera makrodjurplanktonekon. 710 kHz data användes för output.

Maneter

Denna grupp räknas också som djurplankton eftersom de lever fritt i vattenkolumnen och driver med strömmarna eller simmar långsamt. I Östersjön representeras denna grupp främst av arten öronmanet (*Aurelia aurita*), vilken normalt har en diameter på 10-15 cm som adult. Öronmaneter förekommer ibland i mycket stora antal under sensommar eller tidigt höst och kan då bilda stora ansamlingar. Frekvensresponskurvan för maneter har en ganska unik form med en uttalad dipp på intermediära frekvenser (200 och/eller 120 kHz), medan backscatter normalt är högre på låga frekvenser (figur 10). Tre frekvenser med en regel där volymen backscattering strength (S_v) var $70 > 200 < 710$ kHz och noise gap (NG) på 3 dB användes för att identifiera manetekon. 70 kHz ekogram användes för output och lagring av data. Dessa data analyserades senare genom att använda segment (ca 1 km) och medel S_v användes i rumslig modellering av varje organismgrupp separat.



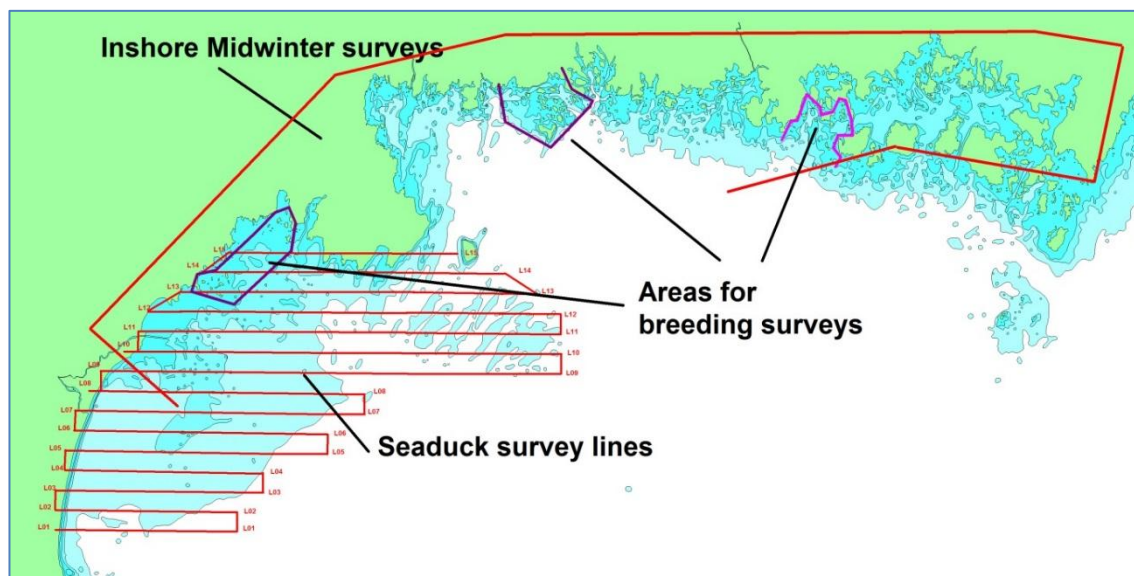
Figur 10. Frekvensresponskurvor för olika pelagiska organismer.

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 de strandnära områdena sedan 1967 varit föremål för omfattande inventeringar inom ramen för de internationella sjöfågelinventeringarna (Nilsson 2008). Se figur 11 för en översikt över fågelinventeringsområden i Hanöbukten.

Under 2011 genomfördes undersökningar av häckande sjöfåglar inom två områden i Blekinge samt ett i nordöstra Skåne. Undersökningarna innefattade också mätningar av reproduktionen hos ejder. Dessutom genomfördes en flyginventering av svanar. Flyginventeringar av de yttre delarna av Hanöbukten genomfördes också inom ramen för andra projekt (såsom Naturvårdsverkets Utsjöbanksinventering, Naturvårdsverket 2006) och detta material kunde utnyttjas inom ramen för MARMONI.

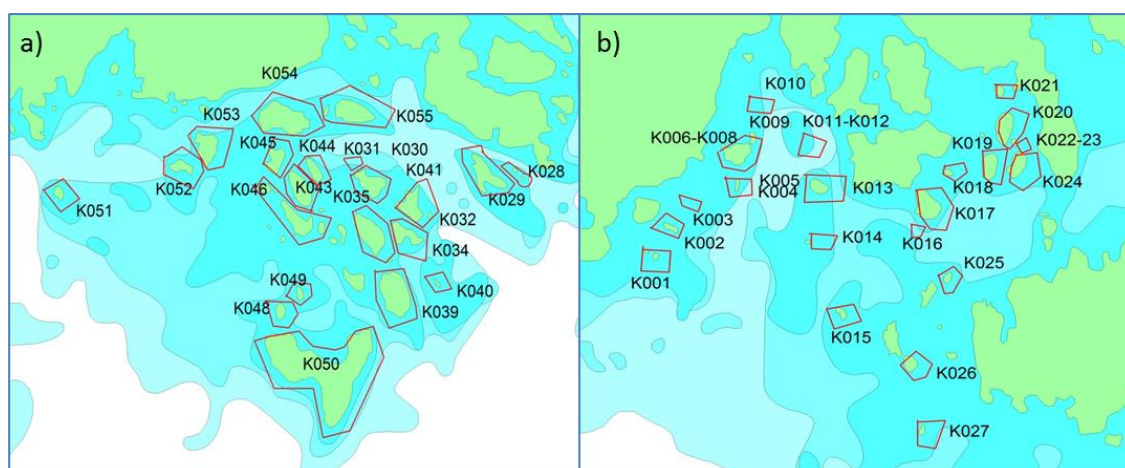
Här redovisas de fågelinventeringar som genomförts inom ramen för projektet i länet. Resultat från midvinterinventeringarna av sjöfågel har också inkluderats eftersom dessa använts för olika analyser inom MARMONI-projektet även om de insamlats som ett led i den nationella miljöövervakningen. Yttre Hanöbukten utgör en enhet ur fågelsynpunkt, varför utsjöinventeringarna redovisas för hela området utan uppdelning på län. Det samma 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. Med enhet avses i detta sammanhang ett område som ur fåglarnas synpunkt är likartat vad gäller habitat. I yttre Hanöbukten är upplösningen ca 300 m segment efter inventeringslinjerna. Vad gäller kusten mellan Åhus och Torhamn avses att detta område är relativt homogent. Upplösningen motsvaras av de små sektorer som nämns i metodbeskrivningen nedan (totalt ca 170 i Blekinge delen V Torhamn samt ca 15 på Skånesidan mellan Valje och Åhus) d.v.s. de enheter där fågelinventeringarna utförts.



Figur 11. Översikt över fågelinventeringsområden i Hanöbukten.

3.5.1 Inventeringsmetodik - häckande fåglar

Förekomsten av häckande sjöfåglar undersöktes i två områden under våren 2011: Hällaryds skärgård, öster om Karlshamn (figur 12a) och yttre delen av Listerby skärgård, öster om Ronneby (figur 12b). En första inventering gjordes i senare delen av april för att fastställa antalet häckande par av de olika andfågelarterna, medan en andra inventering gjordes i början av juni för att fastställa häckningsresultatet hos ejder.



Figur 12. Karta över inventeringsområdet a) Hällaryds skärgård och b) Listerby skärgård. Inventerade öar och häckningsskär markerade och försedda med nummer. Olika blå toner anger djup om <6 m, 6-10 m och 10 -20 m (ljusast ton).

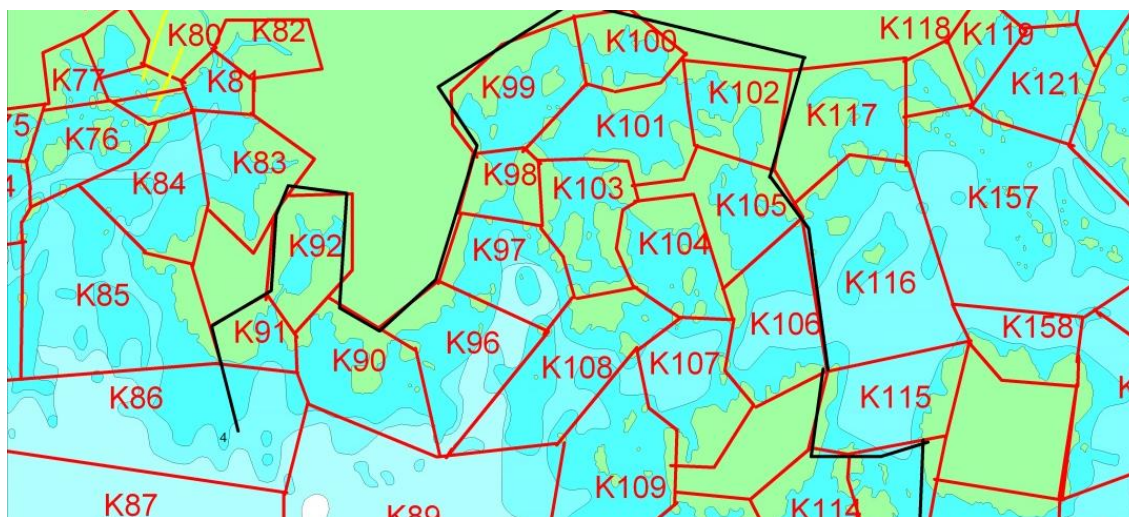
Vid inventeringarna genomkorsades området på sådant sätt att samtliga potentiella häckningsöar och skär kunde avsparas från båt. Två observatörer (varav en båtförare) arbetade med inventeringarna. Samtliga observerade sjöfåglar noterades med uppgift om antal fördelade på par samt grupper av olika storlek. Observationerna bokfördes per häckningsö/skär. Inventeringarna omfattade olika arter av andfåglar. Måskolonier inventerades inte. Syftet med inventeringen var att testa metoder som snabbt kan täcka

kustområden och ge data lämpliga för beräkning av indikatorer. För andfåglarna baseras skattningen av antalet på antalet observerade individer i par samt grupper av 1 – 3 hanar.

3.5.2 Inventeringsmetodik övervintrande fåglar

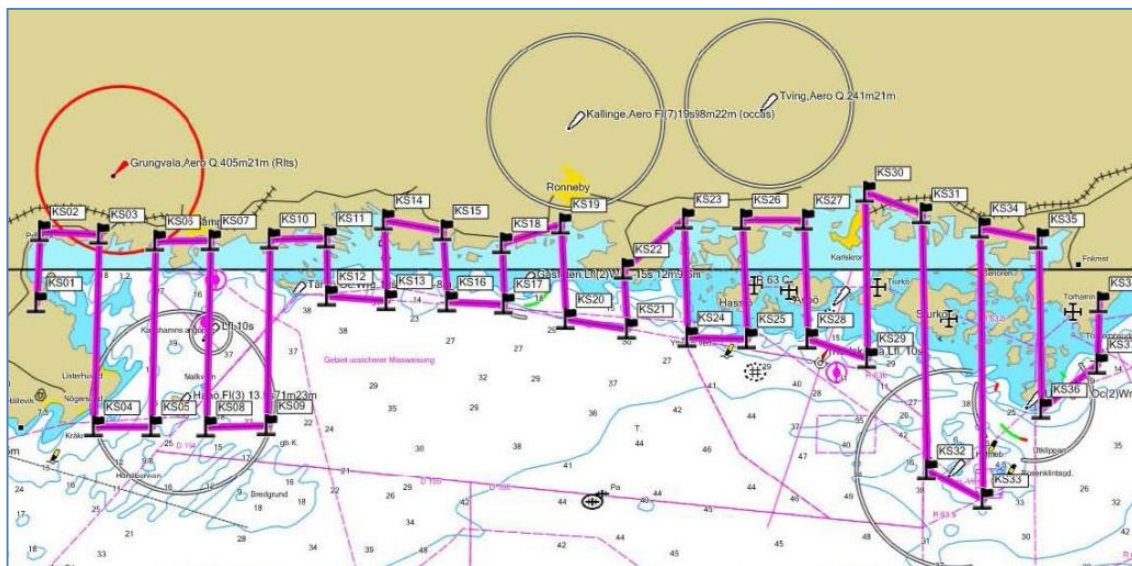
De internationella sjöfågelinventeringarna har genomförts i mitten av januari varje år sedan 1967 och Sverige har varit med sedan starten (Nilsson 2008). De första åren kan betecknas som ett uppbyggnadsskede, men sedan 1969 har inventeringarna i området varit mer eller mindre heltäckande.

I samband med inventeringarna delades den svenska kusten tidigt upp i ett antal inventeringsenheter. Varje sektor inventerades från marken av frivilliga observatörer. Från och med 1987 standardiserades systemet och ett antal referensområden omfattande ett antal inventeringsenheter lades upp efter kusterna. Dessa har sedan inventerats på ett standardiserat sätt varje år, men dessutom insamlas också inventeringar från enskilda spridda lokaler.



Figur 13. Karta över skärgården mellan Ronneby och Karlskrona med exempel på den sektorsindelning som används vid de internationella sjöfågelinventeringarna.

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 jämna mellanrum nationella, landstäckande inventeringar med flyg för att ge en totalbild av fågelförekomsten efter kusterna. Senast detta genomfördes var 2004 (Nilsson 2008). Inom Marmoni-projektet genomfördes i mars 2012 två inventeringar med flyg i skärgårdsdelen av Blekinge (Fig. 14), men med linjetaxeringar av fåglarna istället för heltäckande inventeringar av de små enheterna som täcks vid de årliga nationella inventeringarna.



Figur 14. Flyginventeringslinjer för Blekinge skärgård vintern 2012.

I utsjö-områdena gjordes sju inventeringar under åren 2007 – 2012. Hanöbukten täcktes av inventeringslinjer med två kilometers 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 200 m registrerades som tilläggsinformation.



Figur 15. 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).

Som ett komplement till midvinterinventeringarna genomfördes under vintern 2012 två flyginventeringar i Blekinge skärgård. Isförhållandena under 2012 och 2013 ledde till att endast två av flera planerade flygningar kunde genomföras. Till skillnad från utsjöområdena var avståndet mellan inventeringslinjerna i skärgårdarna fyra kilometer.

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).

3.5.3 Resultat häckande fåglar

Häckfågelfaunan inom de båda undersökningsområdena våren 2011 redovisas i tabell 6. Som framgår av tabellen domineras bilden starkt av ejder. Dessutom påträffades ett starkt bestånd av gäss, främst grågås som under senare år visat en stark spridning i Blekinges skärgård liksom i övriga delar av landet.

Tabell 6. Antal häckande par av olika arter i de två undersökningsområdena i Blekinge skärgård 2011.

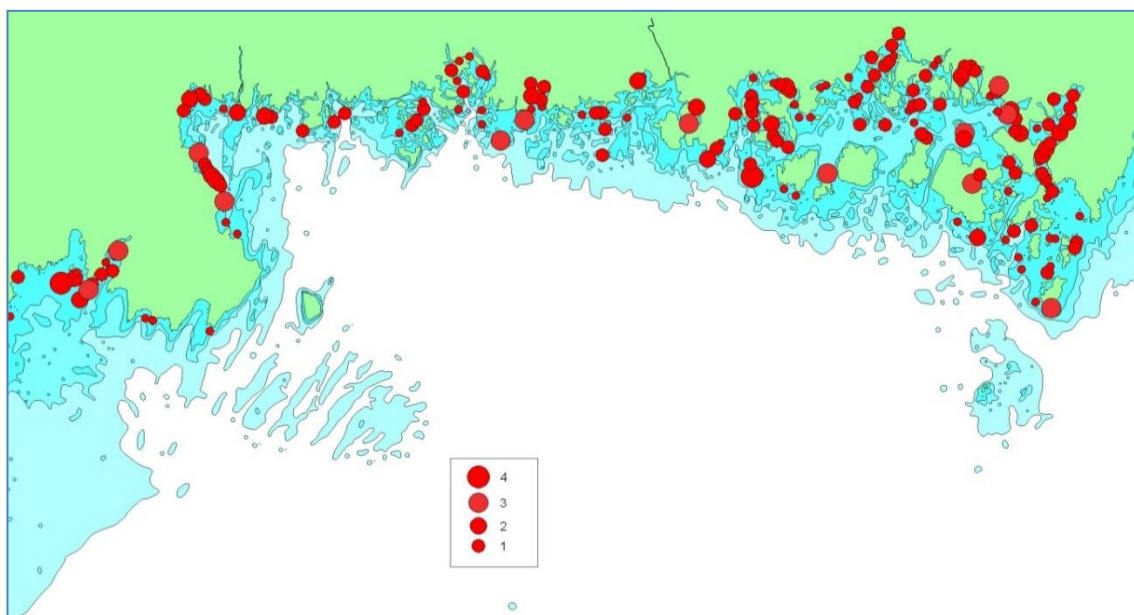
Art	Hällaryds skärgård	Listerby skärgård
Gräsand (<i>Anas platyrhynchos</i>)	25	52
Knipa (<i>Bucephala clangula</i>)	5	1
Ejder (<i>Somateria mollissima</i>)	325	249
Småskrake (<i>Mergus serrator</i>)	12	3
Storskrake (<i>Mergus merganser</i>)	26	18
Gravand (<i>Tadorna tadorna</i>)	13	21
Grågås (<i>Anser anser</i>)	83	141
Kanadagås (<i>Branta canadensis</i>)	21	34
Vitkindad gås (<i>Branta leucopsis</i>)	3	7
Knölsvan (<i>Cygnus olor</i>)	22	15

Försommarinventeringen av ejderkullar (tabell 7) visade på en låg produktion av ungar med endast 1 resp. 1,1 unge/hona i de båda undersökningsområdena.

Tabell 7. Antalet ejderhonor och ejderungar vid inventeringar av ejderkullar i de två undersökningsområdena i Blekinge skärgård sommaren 2011.

Område	Honor	Ungar	Ungar/Hona
Karlshamns skärgård	562	553	1,0
Lindö-Hasslö	297	322	1,1

Vid svaninventeringen 2011 noterades 170 stationära (revirhävande) par av knölsvan, varav 29 par återfanns vid sina bon. Inventeringen som genomfördes i samband med andra flyginventeringar i Östersjön var egentligen för tidig för att vara optimal för knölsvanen. En inventering två till tre veckor senare hade varit bättre anpassad för att få med svanar på bo. Inventeringen ger ändå en god bild av svanarnas fördelning i skärgården och beståndets storlek.



Figur 16. Utbredning av häckande par av knölsvan i Blekinges skärgård våren 2011.

3.5.4 Resultat övervintrande fåglar

Den övervintrande fågelfaunan i Hanöbuktens yttre delar domineras markant av alfågel (tabell 8), medan flera andra arter är allmänna i de strandnära områdena (se nedan). Utöver alfågel har svärta och sjöorre varit vanligt förekommande vissa år, medan antalen varit betydligt lägre andra år.

Tabell 8. Beräknat antal alfågel, sjöorre och svärta vid flyginventeringarna i Hanöbukten 2007 – 2012.

	Alfågel <i>Clangula hyemalis</i>	Sjöorre <i>Melanitta nigra</i>	Svärta <i>Melanitta fusca</i>
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

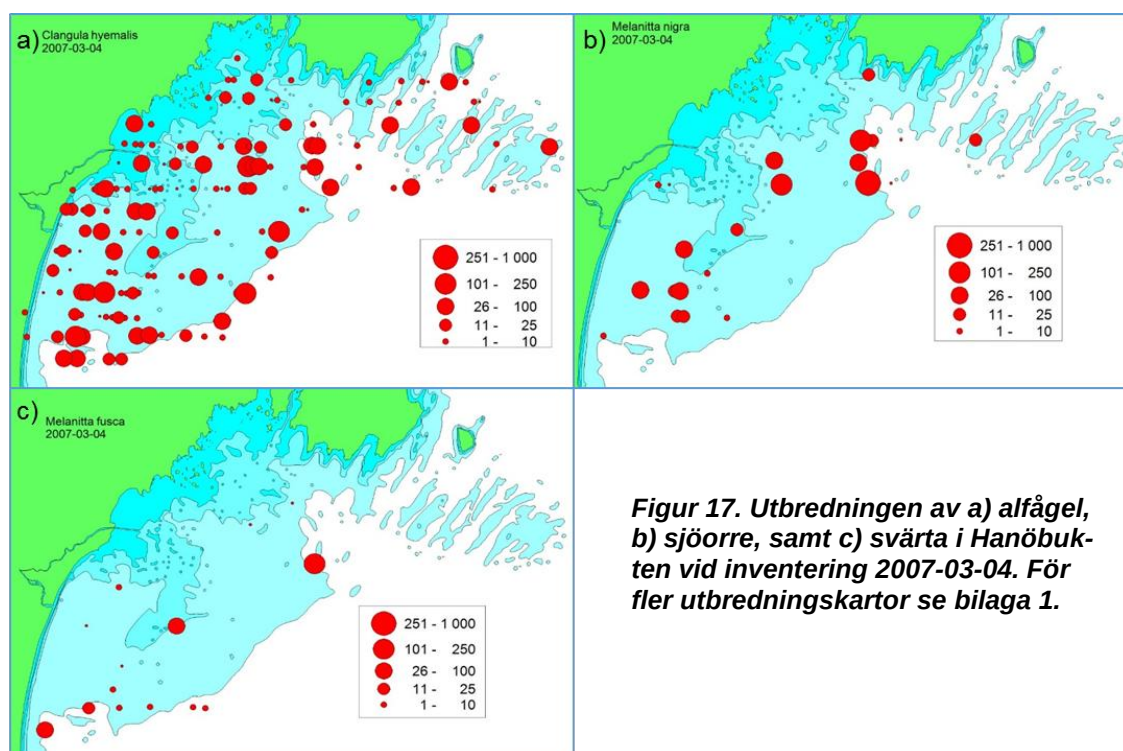
Utöver de nämnda arterna är ejdern också allmänt förekommande i yttre Hanöbukten som rastare under våren och en hel del ejdrar finns med i inventeringsprotokollen från sena flygningar under säsongen. En annan art som regelbundet förekommer i området i måttligt antal är småskraken som också den kan förekomma ganska långt ute till havs. I övrigt har mindre antal setts av ytterligare ett antal sjöfågelarter (tabell 9) utöver de arter som setts i strandnära vatten när flyglinjerna närmat sig land.

Tabell 9. 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
Gavia 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
Melanitta 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

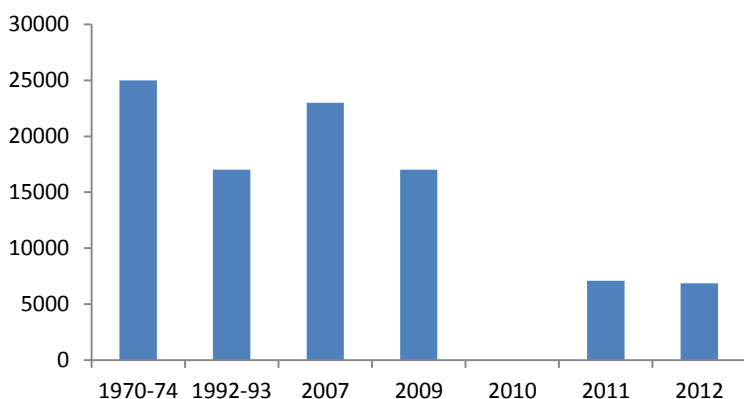
Alfågglarna förekommer över hela Hanöbukstens ytterområden ut till ett djup av ca 20 m (figur 17 a). Betydande flockar kan ofta ses på ganska stort avstånd från land. Rent generellt ses få alfågglar i den grundaste delen av områdets nordvästra hörn. Alfågglarna visar en betydande variation mellan olika inventeringar i sin utbredning, vilket framgår av en jämförelse mellan kartorna för de olika inventeringstillfällena (bilaga 3). Merparten av alfågglarna i Hanöbukten ligger normalt inom Skåne län, medan antalet på områdena söder om Listerlandet normalt är relativt lågt. På samma sätt förekommer endast mindre antal alfågglar inom övriga delar av Blekinges yttre farvatten såsom Pukaviksbukten och kusten utanför skärgårdarna. Dessa områden har inte speciellt inventerats inom MARMONI-projektet, men täcktes vid de nationella inventeringarna 2007-2011 vid ett par tillfällen, då antalet alfågglar beräknades till 100-300.

Svärtan och sjöorren förekommer i princip inom samma områden som alfågglarna, men generellt är deras förekomst mer koncentrerad till områden längre ut till havs (figur 17 b och c). Normalt har dock antalet svärter och sjöorrar varit betydligt lägre än för alfågglarna, varför det är svårare att studera ev. variation i förekomsten.



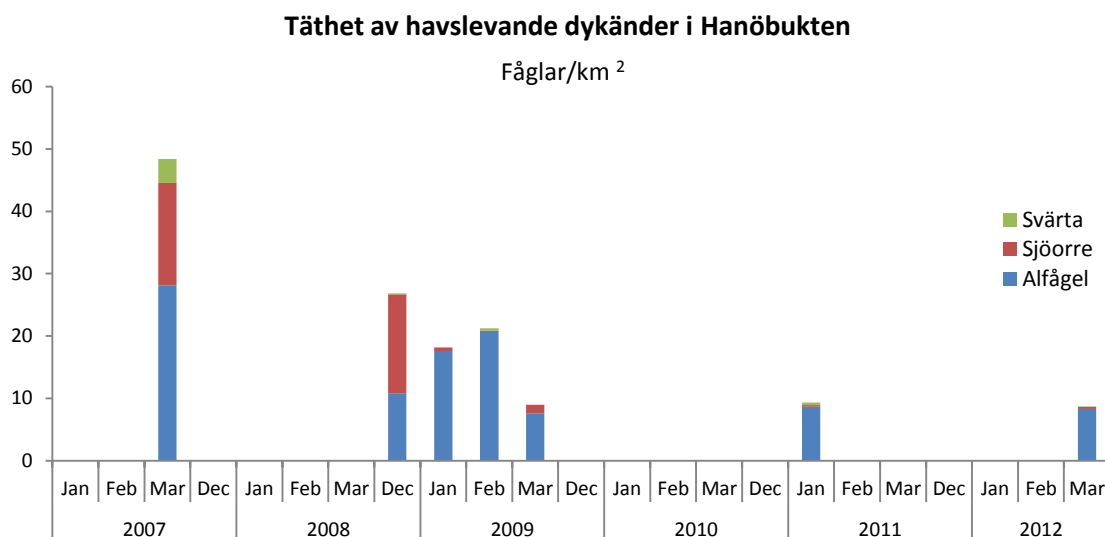
Figur 17. Utbredningen av a) alfågel, b) sjöorre, samt c) svärta i Hanöbukten vid inventering 2007-03-04. För fler utbredningskartor se bilaga 1.

Vid inventeringen 2007 beräknades antalet alfågglar i Hanöbukten till ca 23 000. Vintern 2009 beräknades antalet till ca 17 000, medan antalet övervintrande alfågglar i Hanöbukten 2011 och 2012 var nere på ca 7 000 individer (figur 18). Från Hanöbukten finns historiska data från omfattande studier av havslevande dykänder under senare delen av 1960-talet och under början av 1970-talet. Antalet alfågglar i området beräknades då till ca 25 000 (Nilsson 1980, 2012).



Figur 18. Beräknat antal övervintrande alfåglar i Hanöbukten vid flyginventeringar vid olika tillfällen.

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 utsjöbankarna som utgör artens huvudområde är normalt betydligt högre (Nilsson 2012).



Figur 19. Tätheter för de tre viktigaste havslevande dykänderna i Hanöbukten vid inventeringarna 2007 – 2012.

Antalet sjöfåglar som inräknats av de olika arterna vid midvinterinventeringarna av strandnära områden i Blekingedelen av Hanöbukten under MARMONI-perioden, dvs. främst skärgården men också Listerlandet, framgår av tabell 10. 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. Även om de presenterade summorna är minimisummor så ger de en god bild av storleken på de övervintrande sjöfågelbestånden i området.

Tabell 10. Antalet inräknade individer av olika arter vid midvinterinventeringar av de inre delarna av Hanöbukten inom Blekinge län vintrarna 2010 – 2013.

ART	2010	2011	2012	2013
Storlom	1	1	1	1
Smålom	1	0	1	2
Skäggdopping	270	133	381	193
Gråhakedopping	3	4	0	3
Svarthakedopping	1	1	1	0
Smådopping	62	8	12	15
Storskarv	294	201	806	323
Häger	20	2	10	10
Gräsand	7106	4765	12256	5479
Kricka	6	7	128	12
Bläsand	1	0	0	1
Stjärtand	0	0	0	2
Snatterand	43	5	36	18
Bergand	980	188	369	493
Vigg	29600	2533	44370	42263
Brunand	1105	598	1304	1363
Knipa	2314	1969	2446	2787
Alfågel	84	29	74	18
Svärta	6	1	0	1
Sjöorre	4	6	45	4
Ejder	24	5	9	16
Småskrake	164	595	365	288
Storskrake	673	410	683	809
Salskrake	1523	1042	682	1339
Sångsvan	195	126	120	121
Mindre sångsvan	0	0	0	1
Knölsvan	1255	1286	1156	950
Sothöna	10723	1688	4711	3262
Sillgrissla	1	0	0	1
Tobisgrissla	0	0	1	2
Tordmule	0	0	0	2

De havslevande dykänderna ses endast i mindre utsträckning vid dessa inventeringar. Utanför Listerlandet förekommer en hel del alfågel i utsjö-områdena, men dessa täcks av de speciella flyginventeringarna. Däremot är antalet alfåglar i områdena utanför skärgården i Blekinge enligt några specialinventeringar lågt under vintern och skattades under MARMONI-perioden till mellan 100 och 300. Dessutom finns en del mindre flockar i Pukaviksbuktens yttre delar, vilka inte kunnat täckas i tillräcklig omfattning.

Den dominerande arten i Blekinges skärgård är vigg, där som mest närmare 45 000 individer räknats in under de aktuella åren. Andra vanliga arter är gräsand, sothöna, knölsvan, knipa, brunand och salskrake. De båda sistnämnda arterna är av speciellt in-

tresse eftersom Blekinges skärgård hyser en mycket betydande andel av vinterbeståndet för respektive art.

Antalet övervintrande sjöfåglar av de olika arterna i Blekinge visar stor variation mellan åren, vilket inte minst framgår i de längre serierna med midvinterindex som redovisas senare. Under MARMONI-perioden inträffade två mycket kalla vintrar 2010 och 2011 med relativt låga antal övervintrande fåglar i delar av skärgården som var isbelagda. Vintrarna 2012 och 2013 förekom också en hel del is, vilket hindrade flyginventeringarna, men den huvudsakliga isläggningen dessa år kom efter midvinterinventeringen.

Blekinges skärgård hyser också ett betydande antal rastande individer av olika sjöfågelarter under höst och vår. Några inventeringar som belyser detta har inte företagits under den aktuella tidsperioden med undantag för två flygningar under vårvintern 2012. Vid dessa båda inventeringar noterades betydande antal rastare av bl.a. vigg och knipa (tabell 11).

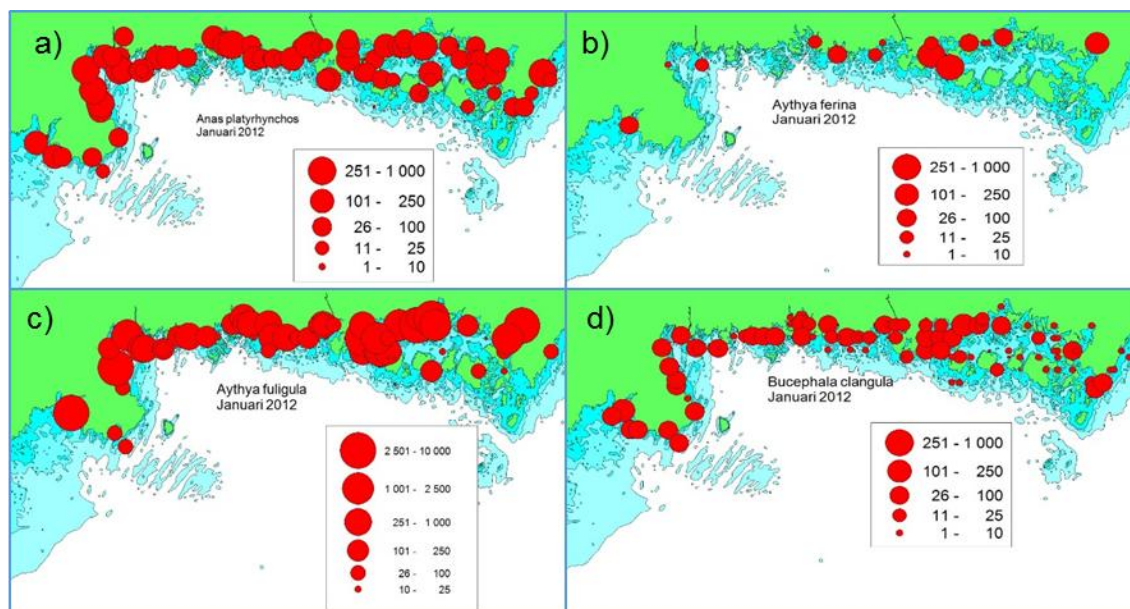
Tabell 11. Beräknat antal individer vid två linjetaxeringar av Blekinge skärgård med flyg våren 2012. Observera antalet räknade inom inventeringszonen har multiplicerats med en faktor 12 för att ge en totalskattning (se diskussion under metodik).

Art	2012-03-06	2012-03-12
Smålom	0	12
Skäggdopping	60	0
Storskarv	1668	1548
Gräsand	7800	8136
Bläsand	24	0
Vigg	60600	58608
Knipa	18612	7716
Alfågel	984	252
Ejder	300	6108
Småskrake	264	60
Storskrake	3468	5148
Salskrake	1164	504
Gravand	324	564
Sångsvan	0	72
Knölsvan	5040	3324

Två av de fyra vintrarna under MARMONI-perioden kännetecknades av kyla och omfattande isläggning runt de svenska kusterna. Is förekom också vintrarna 2012 och 2013, men huvudsakligen efter inventeringsperioden. De olika arternas utbredning enligt den internationella midvinterinventeringen under den aktuella perioden exemplifieras därför för inventeringen 2012, som kännetecknades av en relativt normal januari med endast måttlig isläggning i de inre farvattnen.

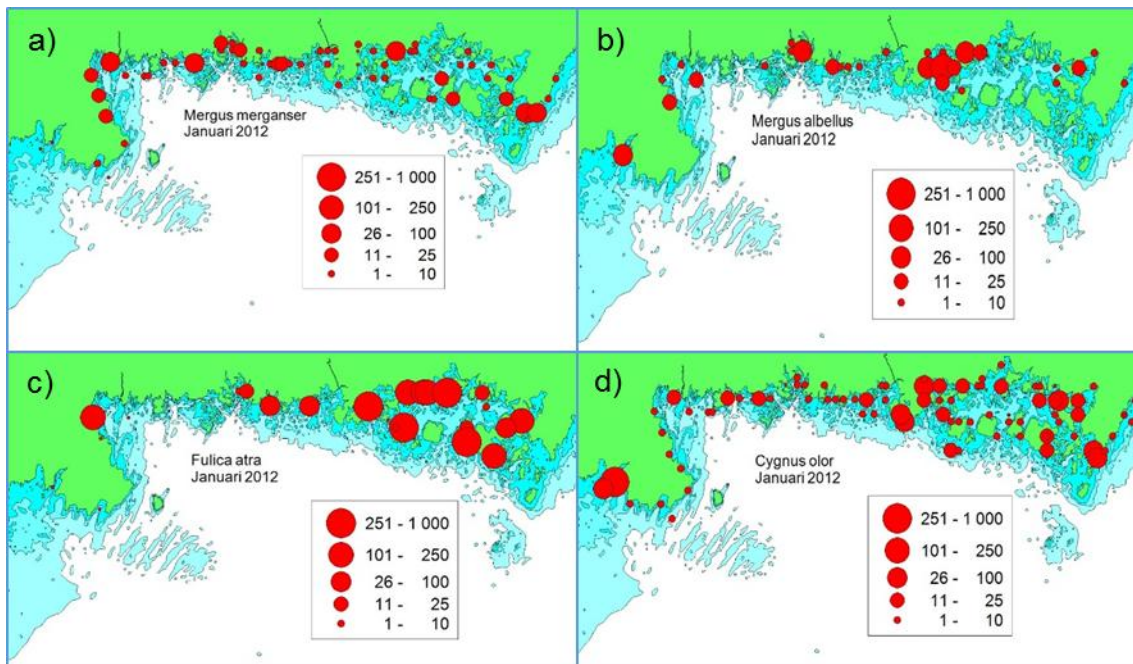
Som framgår av de olika artkartorna (bilaga 3) är ett flertal av de vanligare arterna spridda över hela skärgårdsområdet, medan färre arter förekommer allmänt runt Listerlandet. Utanför skärgården utgör Sölvesborgsviken en viktig lokal med större förekomster av ett flertal olika arter. Sölvesborgsviken och den angränsande Valjeviken samt grundområdena i den närliggande delen av nordöstra Skåne utgör ur sjöfågelsynpunkt egentligen en enhet skild från skärgårdarna.

Gräsanden tillhör de arter som visar den jämnaste fördelningen (figur 20 a), då arten i betydande utsträckning söker sin föda i andra miljöer och utnyttjar kusten som viloplats under dagen. Dykänder som vigg och knipa är spridda över hela området (figur 20 b och d), men särskilt för vigg ser man de största större flockarna i området mellan Gö och Karlskrona. En annan art som också förekommer i större och fler flockar öster om Gö är brunand (figur 20 c).



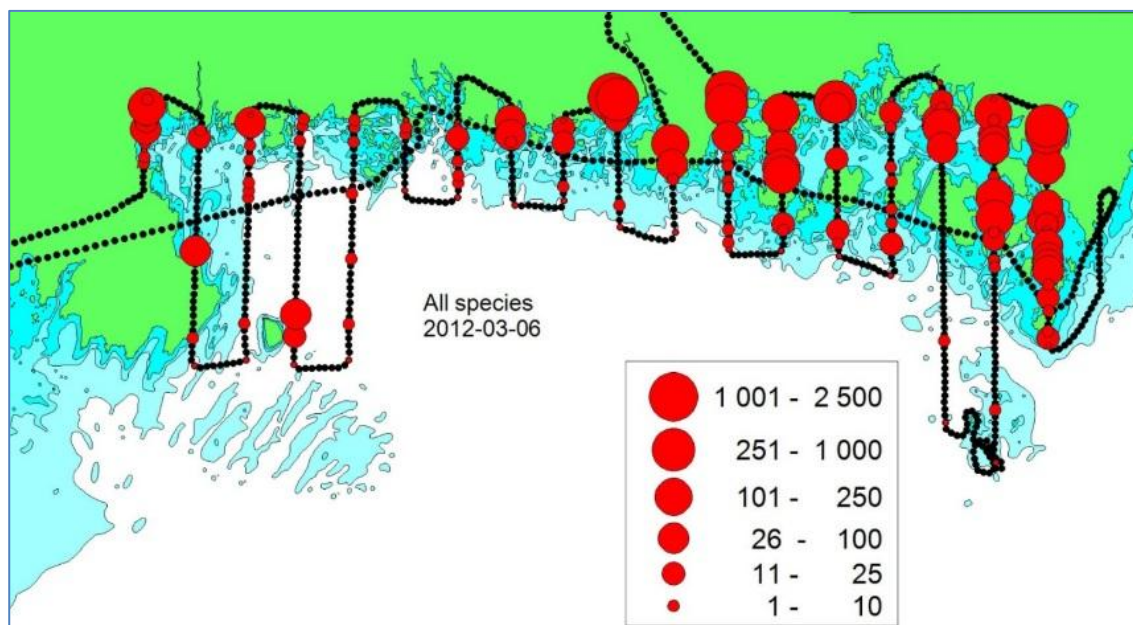
Figur 20. Utbredning av a) gräsand, b) vigg, c) brunand och d) knipa vid midvinterinventeringen 2012.

Salskraken, som har sitt viktigaste övervintringsområde i Sverige i Blekinge skärgård visar också en klar koncentration till området mellan Gö och Karlskrona (figur 21 b). En koncentration till de östra delarna är speciellt markant hos sothönan (figur 21 c). Knölsvanen som likt sothönan är en herbivor är mer spridd, men flockarna är större i den östra delen (figur 21 d).



Figur 21. Utbredning av a) storskrake, b) salskrake, c) sothöna och d) knölsvan vid midvinterinventeringen 2012.

Utbredning för fågelflockarna under vårvintern exemplifieras i figur 22, som visar förekomsten av samtliga arter i skärgården, medan kartor över viktigare arters utbredning återfinns i bilaga 1. Liksom för midvinterinventeringarna finner man en stark koncentration av sjöfåglar till den östra delen av Blekinge, vilket är relaterat till förekomsten av stora grunda områden med rika lättillgängliga födotillgångar både vad gäller undervattensvegetation och bentisk fauna. Denna koncentration till det östra området är mest utpräglad för herbivorer som sothöna, knölsvan och brunand.



Figur 22. Utbredning av samtliga observerade fågelflockar vid flyginventering i Blekinge skärgård mars 2012. För kartor över utbredningen för viktigare arter se bilaga 1.

Den här utbredningsbilden med en koncentration till den östra delen gäller för milda och normala vintrar. De grunda vikarna och de stora fjärdarna innanför kedjan av större öar

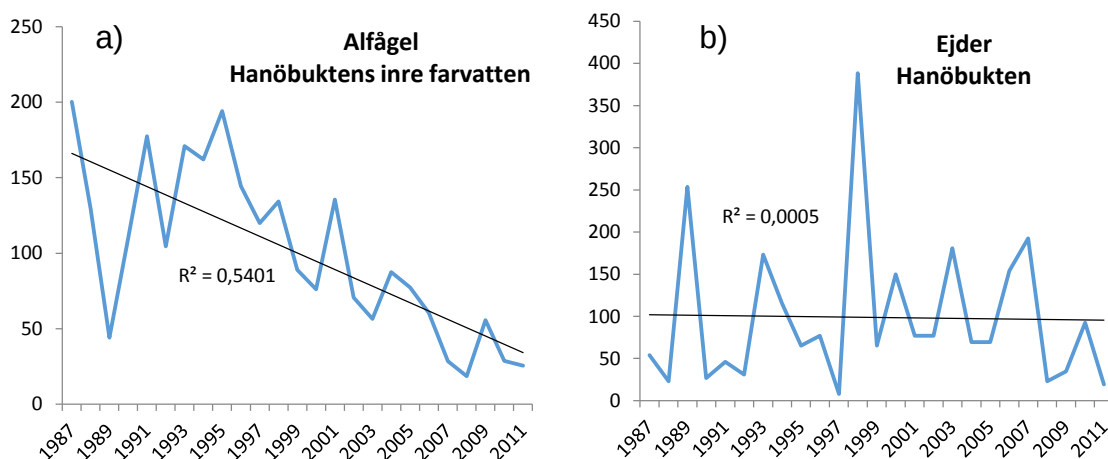
fryser tidigt i samband med kalla vintrar och då utestängs fåglarna från de grunda födosöksområdena. I första hand flyttar de under sådana förhållanden ut till öppet vatten, men det sker också en viss omfördelning till de västra delarna där det finns mer öppet vatten.

Som påpekats ovan visar antalet sjöfåglar en betydande variation i antal mellan olika år, vilken till en del kan hänföras till variation i vinterns olika hårdhet. Vid bedömningen av de olika index-serierna är det viktigt att ta i beaktande hur hårda vintrarna varit. Serien som redovisas nedan 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 tidsserie som redovisas här noterades en serie kalla vintrar 1979, 1982, 1985 och 1987 innan vintrarna åter 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 (tabell 12 och bilaga 3). Totalt visar åtta arter av 15 en ökande trend, medan sex arter visar fluktuationer runt en mer eller mindre stabil nivå. Endast alfågel visar en signifikant minskande trend (figur 23). Antalet alfåglar som räknas i skärgårdsområdena är emellertid ganska ringa. I utsjöområdena noterades också väsentligt lägre antal alfåglar vid inventeringarna 2011 och 2012 jämfört med 2007 och tidigare.

Tabell 12. 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



Figur 23. Midvinterindex 1987-2011 för a) alfågel i norra Hanöbukten (inre farvatten och inte yttre Hanöbukstens utsjöområden), samt för b) ejder i norra Hanöbukten.

3.5.5 Hanöbukstens betydelse som sjöfågellokal

Som framgått av det föregående hyser Hanöbukten en rik och varierande sjöfågelfauna. I synnerhet är de många grunda vikarna i Blekinges skärgård ofta tillhåll för betydande fågelkoncentrationer under de delar av året vikarna inte är istäckta. De regelbundna inventeringarna i Blekinges skärgård har varit koncentrerade till midvinterinventeringarna, vilka också ligger till grund för beräkning av vissa fågelindikatorer som redovisas och diskuteras i denna rapport. Under 1970-talet genomfördes emellertid mer omfattande studier av sjöfågelförekomsten i Blekinge under hela året, vilket redovisats av Nilsson (1972b, 1978).

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 20 000 individer) för att 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 utsjöområdena uppfyller den yttre delen av Hanöbukten (dvs. alfågelområdena) kriteriet för internationell betydelse för alfågeln under de första åren av undersökningsperioden, då mer än 20 000 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. I sammanhanget kan nämnas att de största alfågelkoncentrationerna i yttre Hanöbukten återfinns i Skånedelen av området.

Generellt har alfågelbeståndet i Östersjön minskat markant sedan det tidiga 1990-talet. Beståndet i de svenska farvatten var då i storleksordningen 1,4 miljoner av ett totalbestånd på ca 4,2 miljoner (siffrorna är dock ganska osäkra). Vid den senaste storinventer-

ingen var antalet alfåglar i de svenska farvattnen ca 500 000 av ett totalbestånd för Östersjön på kanske 1,4 miljoner (Nilsson 2012).

Ur nationell synpunkt är Hanöbukten fortsatt 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.

Förutom alfågel har inga andra havsdykänder eller sjöfåglar konstaterats övervintra regelbundet 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 uppfyller regelbundet de internationella kriterierna för de inre farvattnen i Hanöbukten (Blekinges skärgård) nämligen vigg och salskrake. För vigg är kriteriegränsen för internationell betydelse 12 000 medan kriteriegränsen för salskrake är 400. Båda dessa arter förekommer med internationellt betydelsefulla koncentrationer i området mellan Kuggeboda och Almö/Hasslö. Under höst och vår samt milda perioder återfinns fåglarna i de grunda vikarna i området, medan de under kalla perioder återfinns vid iskanten.

De landsomfattande inventeringar som genomförts vid några tillfällen (se Nilsson 2008) ger underlag för att bedöma Blekinges betydelse som lokal för övervintrande sjöfåglar (tabell 13) ur nationell synvinkel. Som framgått av redovisningen för Hanöbuktens inre delar i denna rapport och som framgår av beståndsindex för hela landet (Nilsson 2008) förekommer en betydande variation mellan åren, vilket måste tas i beaktande när man utvärderar inventeringarna.

Från jämförelsen med den senaste riksinventeringen 2004, framgår det klart att Blekinges skärgård svarar för en betydande andel av de övervintrande sjöfåglarna av några arter. Vigg är den dominerande arten i de inre farvattnen efter den svenska ostkusten och också den vanligaste arten i Blekinges skärgård med ca 14 % av totalantalet vid den senaste landsomfattande inventeringen. Dock kan antalet viggar i Blekinge vissa år vara betydligt högre.

Andra arter där Blekinges skärgård hyser en betydande andel av det svenska vinterbeståndet är salskrake, brunand och sothöna med brunanden som den art som visar högst andel, mer än 50 % av brunänderna återfanns i Blekinges skärgård och där i ett fåtal flockar. Sångsvanen visar en hög andel i tabellen, men arten täcks inte särskilt väl vid de landsomfattande inventeringarna.

Tabell 13. Antal inräknade sjöfåglar av olika arter i Blekinge skärgård och i Sverige totalt vid den senaste landstäckande inventeringen januari 2004 (se Nilsson 2008).

Art	Skärgård	Totalt	Blekinge %
Storlom	1	114	1
Smålom	1	30	3
Skäggdopping	438	4294	10
Gråhakedopping	1	35	3
Svarthakedopping	2	75	3
Smådopping	3	95	3
Storskarv	836	11709	7
Häger	45	495	9
Gräsand	5019	77755	6
Kricka	59	315	19
Bläsand	5	5562	+
Bergand	338	3153	11
Vigg	32435	224949	14
Brunand	1359	2660	51
Knipa	2410	71872	3
Alfågel*	46	-----	+
Svärta*	1	1175	+
Sjöorre*	1	4457	+
Ejder*	9	48955	+
Småskrake	261	5334	5
Storskrake	983	18004	5
Salskrake	1017	3716	27
Gravand	1	20	5
Knölsvan	2773	31138	9
Sångsvan	250	1485	17
Sothöna	4108	15597	26

* = Offshore områden inventerades inte 2004

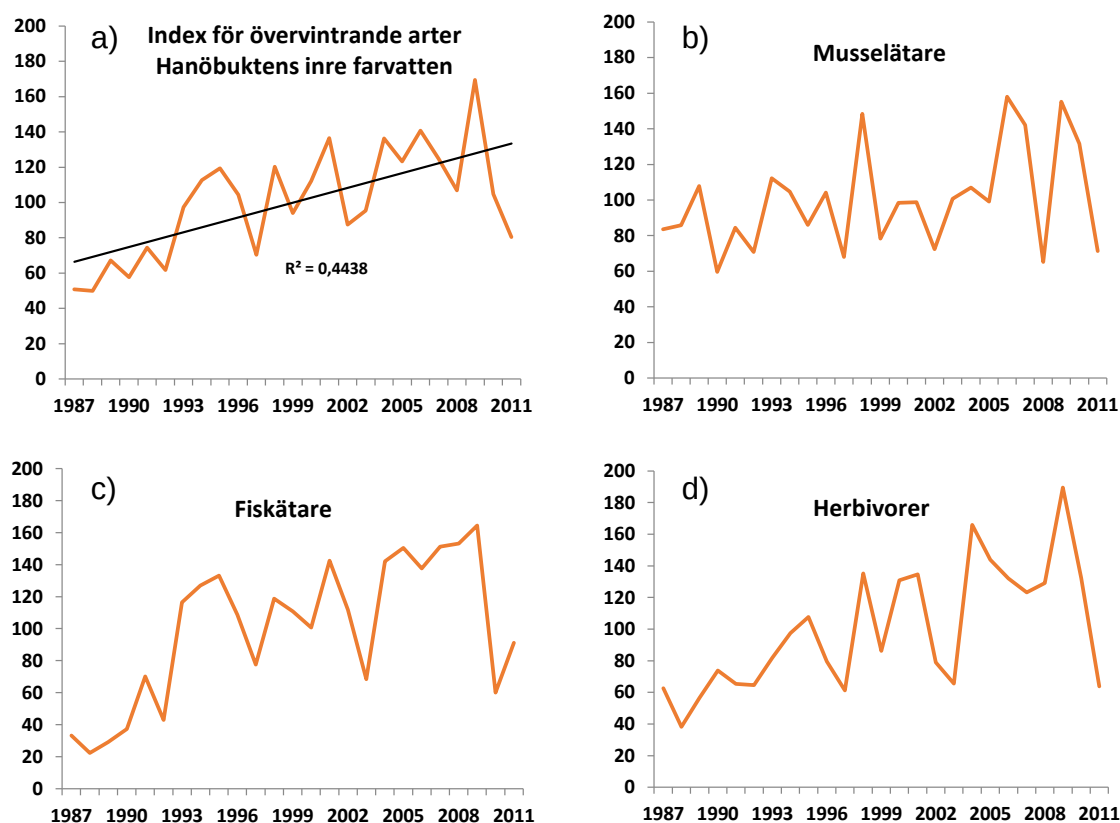
3.5.6 Fåglar som indikatorer för god miljöstatus

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 längre tidsserier kan analyseras. Tidigare i denna rapport redovisas index-diagram för ett antal arter. I dessa diagram har inventeringarna från och med 1987 utnyttjats eftersom de nationella inventeringarna standardiserades detta år. Vid diskussionerna av indikatorerna för hela Östersjön utnyttjas 1991 av politiska skäl som startår.

De i denna rapport behandlade arterna visar alla en positiv trend eller fluktuationer kring en stabil nivå med undantag för alfågeln vars vinterbestånd minskar. Antalet alfåglar som täcks vid de årliga landbaserade inventeringarna är dock ganska ringa, men den nedåtgående trenden är tydlig. Samma trend har noterats för den skånska sydkusten (Nilsson 2012) och nedgången är också tydlig för utsjöområdena i Hanöbukten.

De olika index-värdena för enskilda arter har sammanfattats i ett gemensamt index för samtliga övervintrande arter i området (figur 24 a) enligt metoder som framtagits inom MARMONI-projektet och som utnyttjas som en indikator inom projektet (Martin m. fl. 2014). Detta gemensamma index beräknas genom att de geometriska medelvärdena för de olika arternas index beräknas årligen. Motsvarande beräkningar har sedan gjorts för tre funktionella grupper (figur 24 b-d). Det sammanslagna indexet visar en markant ökande trend över undersökningsperioden. Notera dock att detta index endast baseras på inventeringarna av de kustnära områdena. Utsjöområdena 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 24 b), fiskätare (figur 24 c) samt herbivorer (figur 24 d). Samtliga tre funktionella gruppers index visar en ökande trend över undersökningsperioden. Ökningen var mest markant för herbivorer och för fiskätarna.



Figur 24. Sammansatt index för a) samtliga sjöfågelarter i Hanöbukdens kustnära områden, samt sammanfattande index för b) musselätande sjöfåglar, c) fiskätande sjöfåglar och d) herbivorer i Hanöbukdens kustnära områden.

Ett problem med att använda dessa index som en indikator på den marina miljön är att antalet övervintrande individer av de olika arterna i ett område inte bara beror på de lokala förhållandena utan att vinterns olika hårdhetsgrad har en mycket stor betydelse (Nilsson 2008). De senaste årens mildare vintrar har medfört betydande förändringar i antalet övervintrande sjöfåglar i Östersjön samt av deras utbredning (Lehikoinen et al. 2013). Vid bedömningen av utvecklingen av sjöfågelbestånden måste man sålunda i dessa sammanhang ta hänsyn till klimatrelaterade förändringar. Detta har sedermera

skett när inventeringarna använts för att beräkna indikatorer inom Marmoni-projektet Martin m.fl. 2014).

De nämnda faktorerna gör att det är svårt att utnyttja utvecklingen hos de övervintrande sjöfåglarna som ett index på tillståndet i miljön utan att kompensera för effekterna av klimatförändringar. I det större perspektivet är detta inget direkt problem eftersom inventeringarna täcker en stor del av Europa och man kan beräkna indikatorvärden för hela Östersjöområdet, vilka kan kompenseras för klimatförändringar.

Än så länge har bedömningskriterier för god miljöstatus i den marina miljön inte tagits fram vad gäller indikatorn övervintrande sjöfåglar även om arbete och diskussioner pågår. I detta sammanhang måste man beakta att en ökande trend (även efter klimatkompensation) inte nödvändigtvis kan tas som en indikation på god miljöstatus. Ökning av en art som vigg kan exempelvis vara en effekt av ökad tillgång på blåmusslor (favoritfödan) vilken kan bero på eutrofiering av den marina miljön (Nilsson 1972a).

4 Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariabler som djup och djupderivat, hydrografiska lager, vågexponering, siktdjup, bottensubstrat samt antropogena skikt som potentiellt förorenade områden och yrkestrafik har tagits fram för Blekinges marina område och Hanöbukten. I bilaga 1 presenteras samtliga dessa kartor i sin helhet.

4.1 Djup och djupderivat

4.1.1 Djup

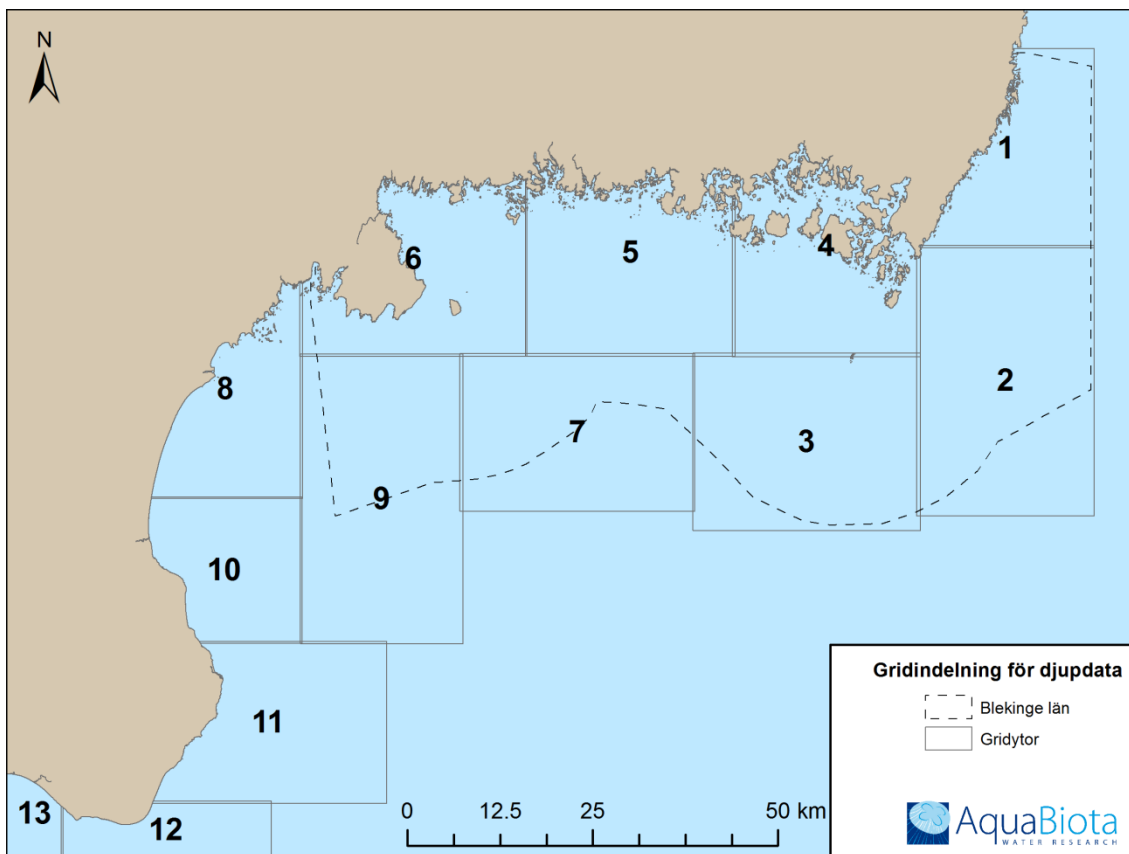
Ett kontinuerligt djupraster för Skåne och Blekinge län samt hela studieområdet Hanöbukten skapades från djupdata i punktform. Djupdata levererades från Sjöfartsverket för Skåne och Blekinge uppdelat i rutor (21 stycken samt fyra i ekonomisk zon).

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. 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.

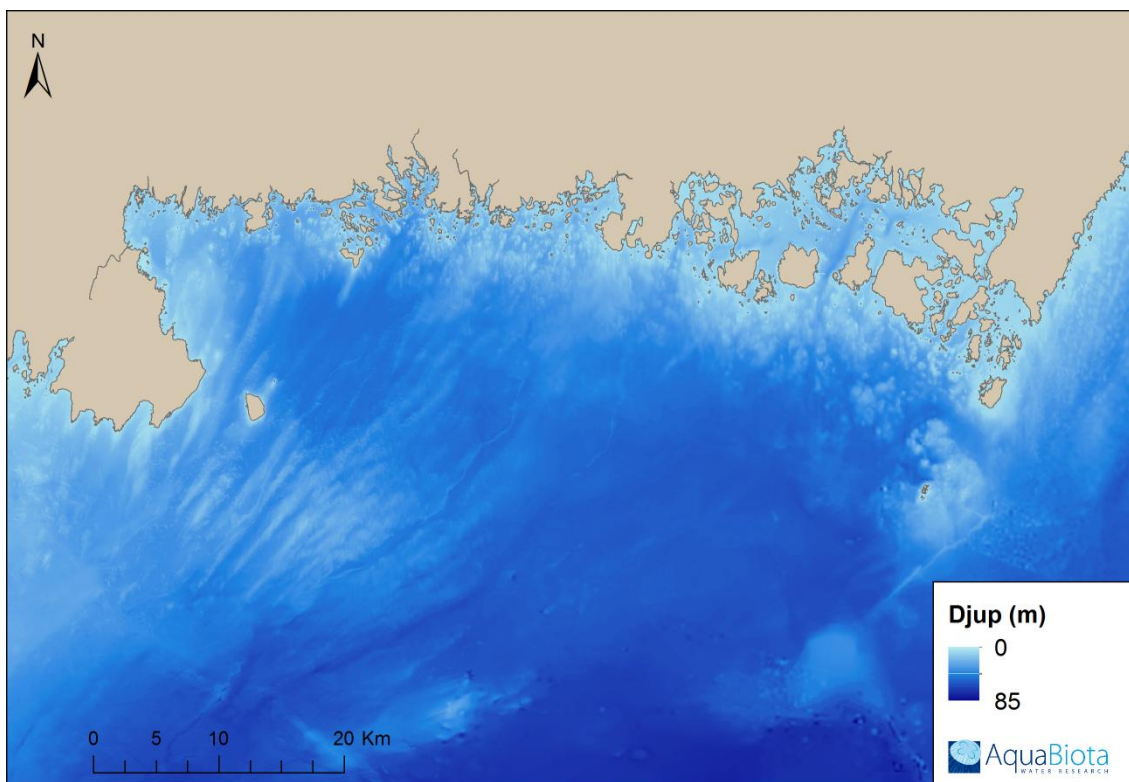
För att omvandla punktdata till ett kontinuerligt djupraster i 10 meters upplösning användes en semivariogrammodell för interpolering (i Esri ArcGIS 9.3). Under interpoleringen gjordes sökning i tio punkter (minst två), samt åtta riktningar. Root-mean-square-error, average Standard Error, standardiserat medelfel samt standardiserat root-mean-square-error antecknades för varje ruta.

På tre rutor i Blekinge (1, 2 & 4) gjordes ett slumpmässigt urval om 10 % (5 % i grid 4) av punkterna (figur 25). 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 26). För vissa områden längs Blekinges kust är filerna över djup och djupderivat i 100 m upplösning av sekretesskäl. Vid artmodelleringarna har dock alltid filerna med högst upplösning (10 m) använts.



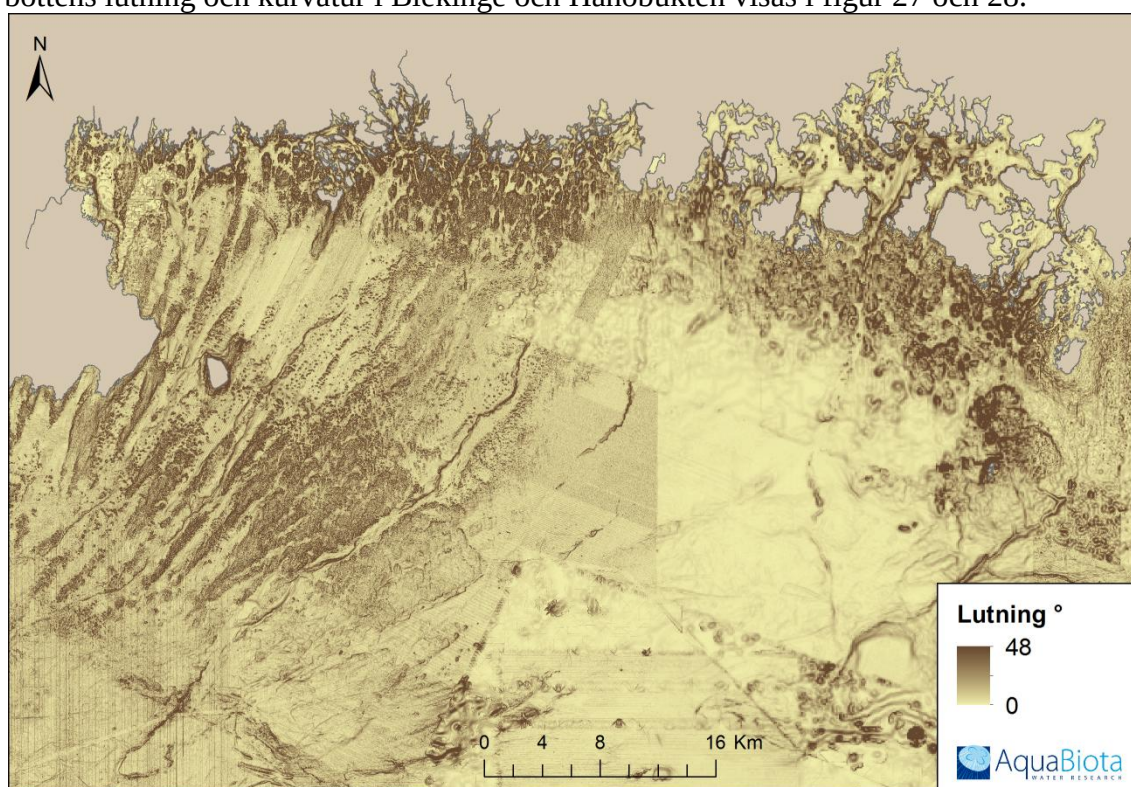
Figur 25. Djupdata levererades från Sjöfartsverket för Skåne och Blekinge uppdelat i rutor.



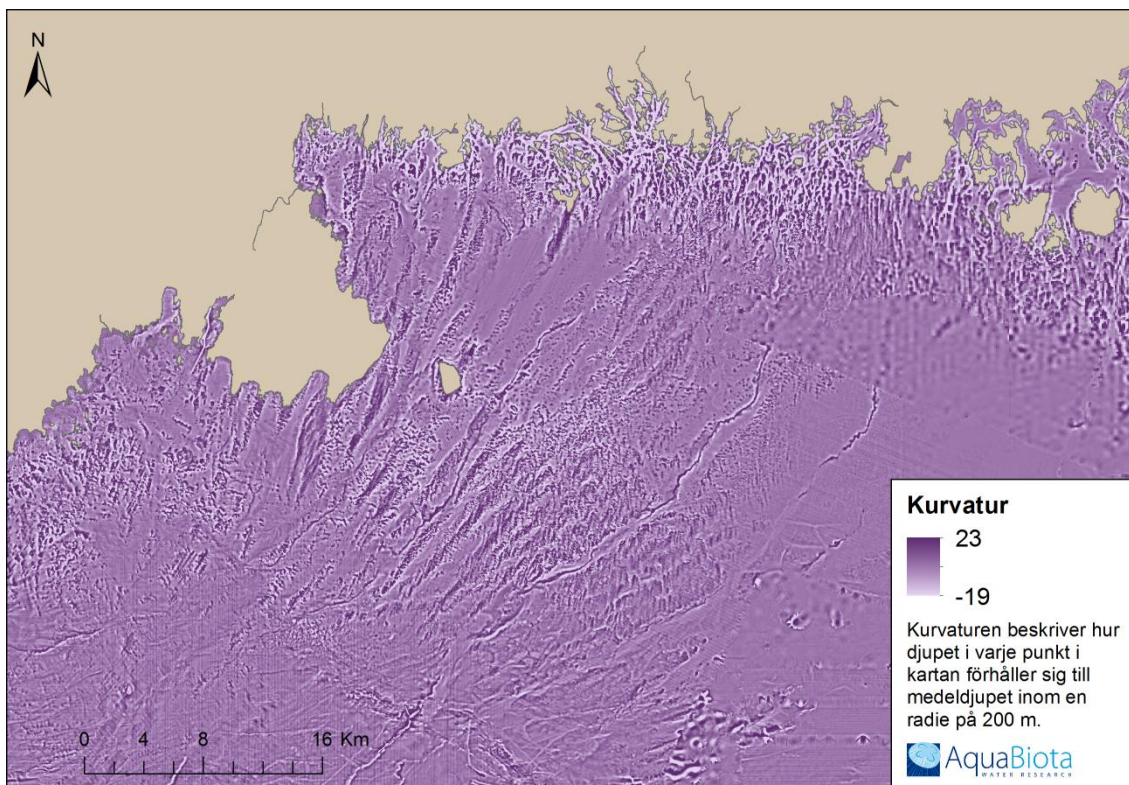
Figur 26. Interpolerad djupgrid skapad av djupdata från Sjöfartsverkets djupdatabas.

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 visar på höjder och negativa på sänkor. Djuprastret klassades också till ett lager uppdelat i nio så kallade "landformer" i GIS-programmet SAGA. Metoden utfördes enligt Wilson och Gallant (2000). Kartor över bottenens lutning och kurvatur i Blekinge och Hanöbukten visas i figur 27 och 28.



Figur 27. Bottenens lutning beräknad från den interpolerade djupgridden.



Figur 28. Kurvatur beräknad från den interpolerade djupgriddan. Negativa värden är sänkor och positiva är kullar.

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. 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 1 000 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 och kemiska variabler

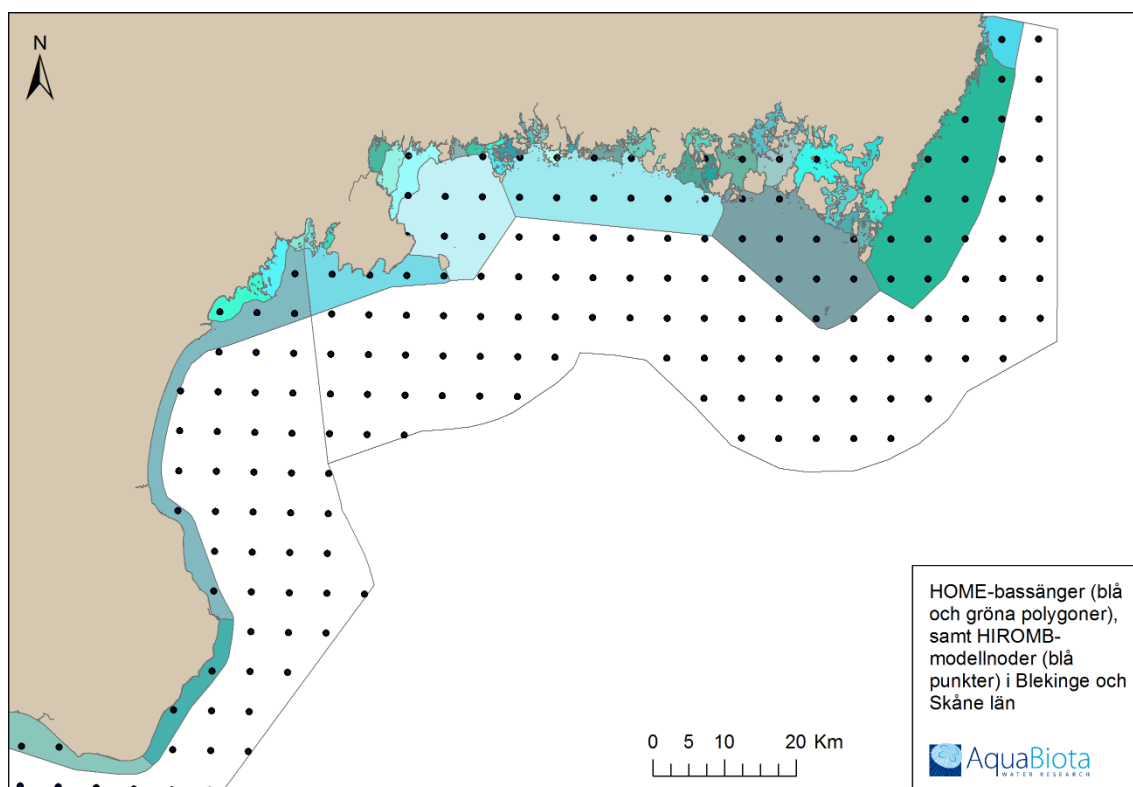
En rad fysikaliska och kemiska variabler skapades som underlag till den rumsliga modelleringen utifrån två typer av modellerade data. För kustnära områden sammanställdes data från kustbassängmodellen HOME Vatten för yt- och bottenvärden av temperatur och salthalt, bottennära halter av syre, totalkväve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

4.2.1 Data

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 Blekinge läns kustvatten erhöles HOME-data som dygnsprofiler för temperatur, salthalt, klorofyll-a, syre, totalfosfor samt totalkväve i totalt 37 vattenförekomster (delbassänger), se figur 29.

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 134 modellnoder inom Blekinge läns havsområde. Avståndet mellan noderna (modellens upplösning) var tre nautiska mil (ca 5,5 km), se figur 29.



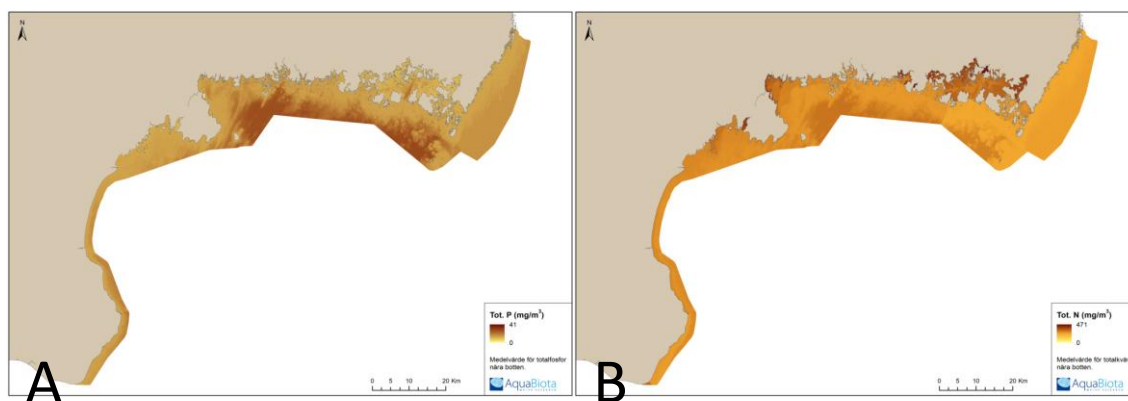
Figur 29. Datatäckningen för de två hydrografiska modellerna som använts. Punkter visar modellnoderna i HIROMB-modellen medan färgade polygoner visar de kopplade delbas-sängerna i HOME Vatten-modellen. Data erhöles som dygnsprofiler i varje nod (HIROMB) resp. delbas-säng (HOME).

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. 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.

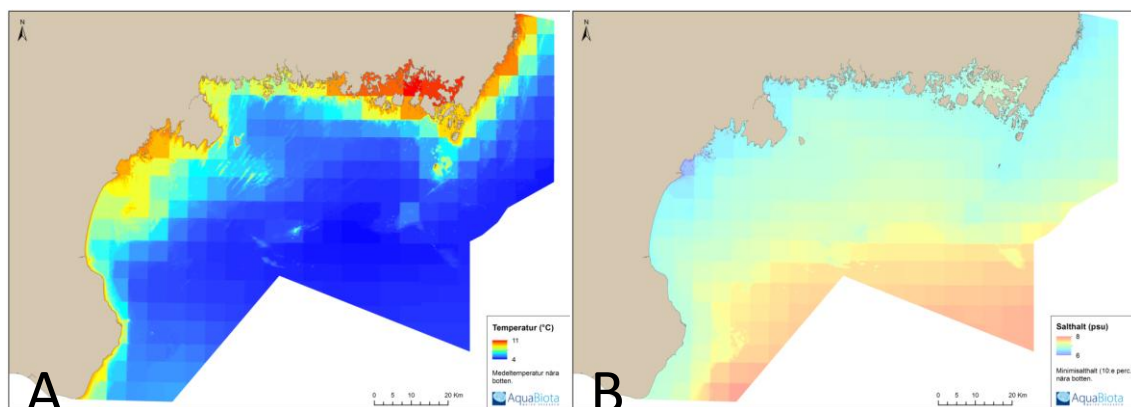
4.2.2 Resultat

Baserat på det förväntade bidraget till art- och habitatmodelleringen beräknades för varje variabel en eller flera statistiska kvantiteter, såsom medelvärde, 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 respektive totalkväve, se tabell 14 och exemplen i figur 30. För data från HIROMB-modellen sammanställdes totalt fyra raster; medelvärden vid ytan och botten för temperatur samt minimivärden vid ytan och botten för salthalt (figur 31).



Figur 30. (A) Totalfosfor vid botten och (B) totalkväve vid botten (medelvärden) sammanställda av data från HOME Vatten.



Figur 31. (A) Medeltemperatur vid botten och (B) minimisalthalt vid botten sammanställda av data från HIROMB.

**Tabell 14. Tillgängliga lager för fysikaliska och kemiska variabler för Blekinge län. Efter-
som kustmodellens täckning är begränsad till kustnära områden, och HIROMB har en
något begränsad täckning vid kusten skapades de länstäckande rastren som en kompo-
sit 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

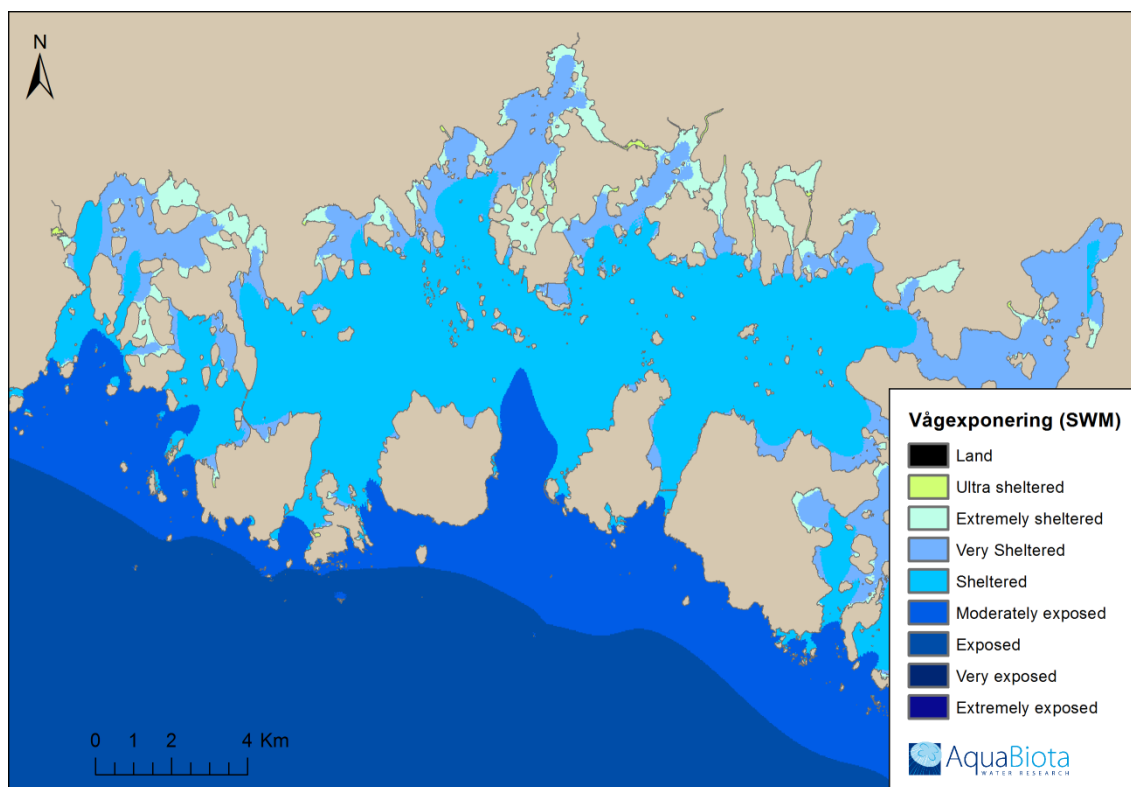
4.3 Vågexponering

Med vågexponering menas vågverkan som strukturerar strandzonens artsammansättning (Lewis 1964). Även om vågornas riktning och energi ständigt varierar är vågexpone-
ringsmönstret i stort sett oföränderligt över tid. Tydligast blir detta i skärgårdsmiljöer
där bottensamhället ser helt olika ut i skyddade och exponerade miljöer. Vågrörelserna
är kraftigast vid ytan och avtar med djup, vilket innebär att de grunda, ofta växtdomine-
rade, 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 hårbotten-
miljöer 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 vågpåver-
kan, eller ha olika form eller storlek som ett resultat av graden av vågpåverkan. Ett ex-
empel på det senare är blåstång som blir högväxt och har många blåsor i skyddade mil-
jöer, medan den blir kortväxt och kan helt sakna blåsor i vågexponerade miljöer. I

mycket skyddade miljöer förekommer en lösliggande småvuxen form av blåstång som helt saknar flytblåsor.

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 (figur 32). 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 hänsyn 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 Blekinge län samt studieområdet Hanöbukten slogs SWM-griddar i 25 m upplösning samman med vågexponeringslager från EU-Seamap (ca 335 m upplösning). SWM-värden >500 000 i detta lager utgörs av signifikant våghöjd som skapats av DHI (DHI 2010) och räknats om till SWM (Wijkmark & Isæus 2010).

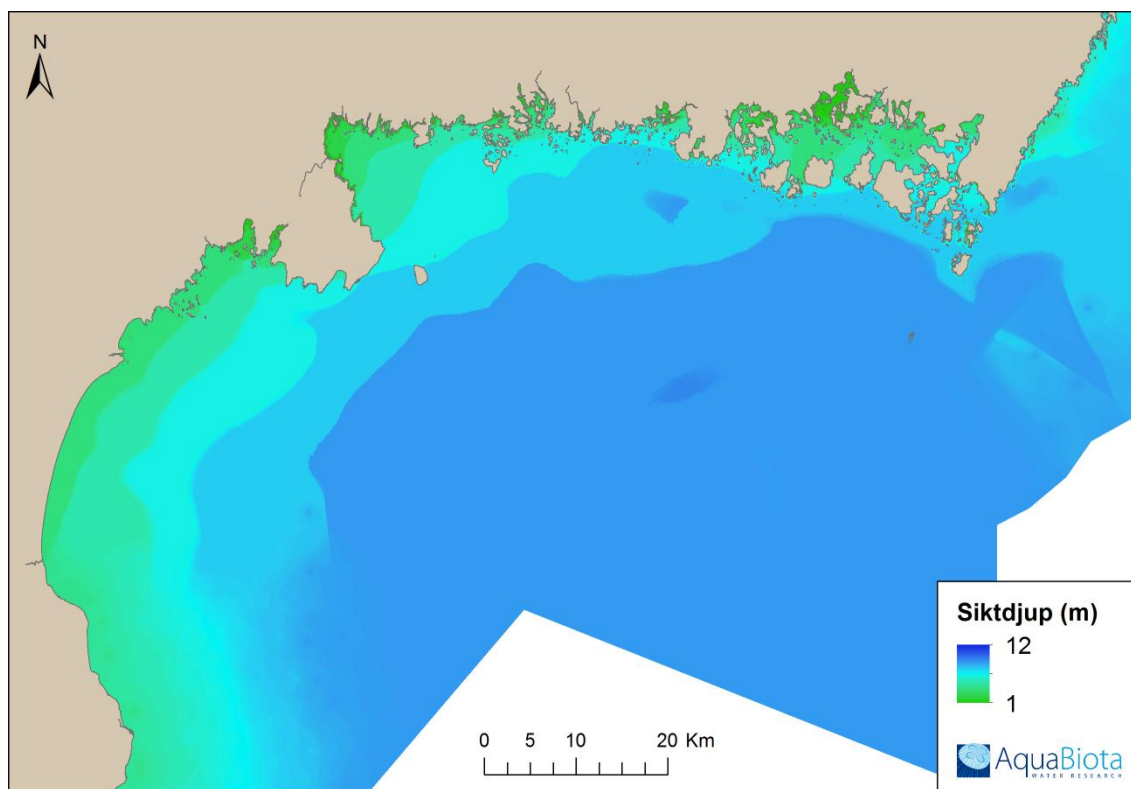


Figur 32. Vågexponering (SWM). Ett utsnitt från Blekinge skärgård visar exempel på olika miljöer från ultraskyddade till exponerade.

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, dvs. siktdjup. Genom en regressionsanalys mellan en satellitbild och ett stort antal fältmätningar framställdes en högupplöst siktdjupskarta för Blekinge och Hanöbukten (Philipson m.fl. 2013). Liknande metodik har även använts för exempelvis Södermanlands län (Florén m.fl. 2012), ibland med kombination av olika typer av satellitbilder. Siktdjupet påverkas bland annat av halterna av närsalter i vattnet vilket gör att en siktdjupskarta även skulle indikera graden av övergödning.

Satellitdata som användes kommer från Landsat TM med en EO-sensor med ca 30 m upplösning. De sydliga delarna av siktdjupsbilden från 2010-08-10 (beskrivning i Philipson m.fl. 2013) innehåller några moln och molnbankar som täcker delar av ytan. Dessa klipptes bort ur satellitbilden varefter en medianfiltrering utfördes för att eliminera brus. Därefter utfördes en interpolering för att fylla luckorna med omgivande värden vilket gav en heltäckande siktdjupskarta (figur 33).



Figur 33. Siktdjup presenterat som Secchi-djup (m) från satellitdata efter medianfiltrering och interpolering.

4.5 Bottensubstrat

Sveriges geologiska undersökning (SGU) har 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).

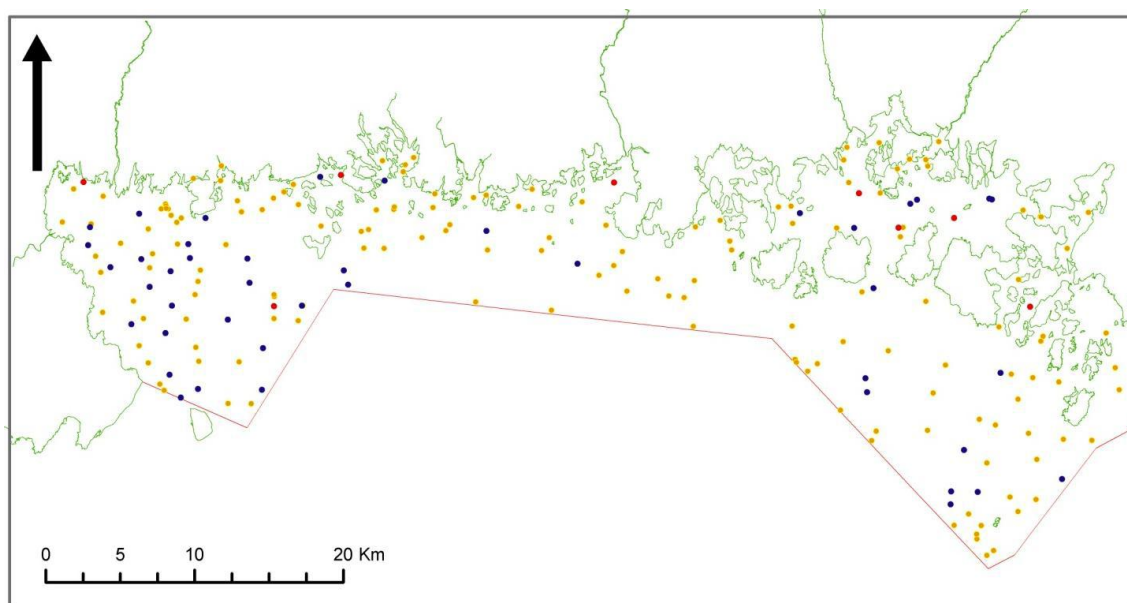
För bottenarna utanför Blekinges sydkust togs även en mer detaljerad substratkarta för det allra översta ytsubstratet fram av SGU. Detta substratlager täcker ca 850 km² och sträcker sig från strandlinjen till en sjömil utanför baslinjen. Området innehåller ca 200 provtagningar och 1254 km hydroakustiska mätlinjer insamlade för SGUs reguljära kartläggning (fig. 34 och 35). Dessa användes som underlag för tolkningen för marin-geologisk kartering. I detta fall tolkades materialet med större noggrannhet i syfte att ta fram den mer detaljerade ytsubstratkartan.

Vid SGUs hydroakustiska mätningar samlas data in från tre olika system samtidigt: sedimentekolod, seismik och sidoavsökande sonar. De två förstnämnda systemen är profilerande och det tredje är ytavsökande.

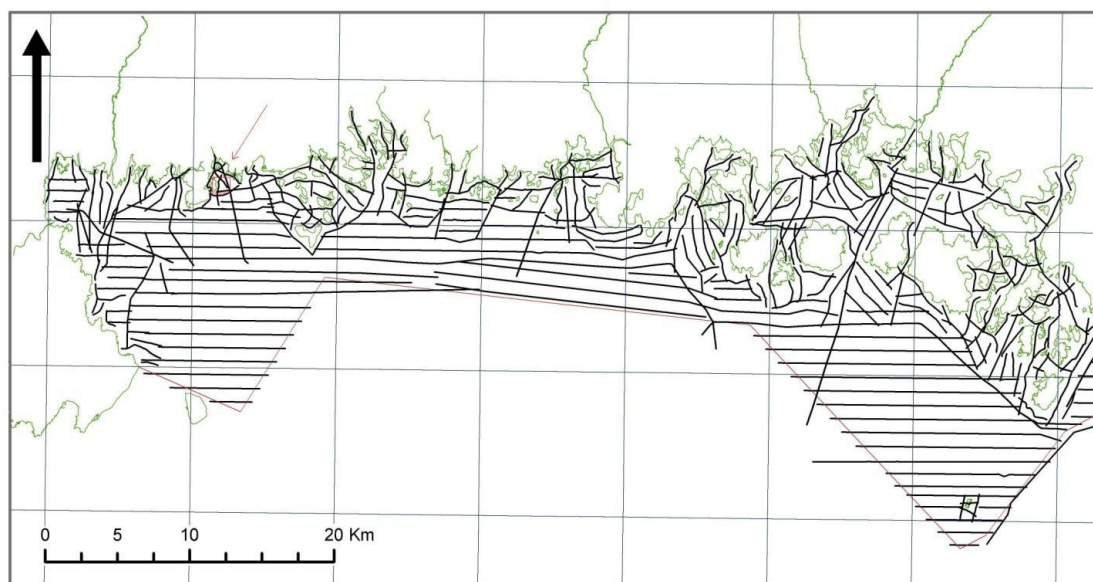
Både borrhningar (max 6 m kärnlängd) och ytprovtagningar (max 1 m provdjup) utfördes med totalt omkring 200 prover. Dessa beskrevs geologiskt och fotograferades. Där så var möjligt fotograferades även havsbottens yta med en UV-kamera.

I det första skedet tolkades de penetrerande hydroakustiska mätningarna. För detta användes tolkningsprogrammet MDPS som möjliggör en samtolkning av seismik- och sedimentekolodsprofiler (tolkningen som görs i seismikprofilen syns direkt även i den motsvarande sedimentekolodsprofil och omvänt). Provtagningsresultaten användes som stöd och verifikation av tolkningen av de hydroakustiska mätningarna.

Ur denna tolkning extraherades det översta geologiska skiktet fram som en färgkodad, georefererad, linje, en så kallad BTC-fil. Denna lades in över sonarmosaiken och med hjälp av denna samt resultat från provtagningar tolkades den ytliga jordarten fram ur sonarmosaiken. Även annat underlag användes som stöd för tolkningen, främst batymetri. Djupdata från Sjöfartsverket fanns för nästan hela området men har varit av olika detaljeringsgrad. Där detaljeringsgraden var hög har dessa varit till stor hjälp vid tolkningen, men där de var av mer överskådlig karaktär var nyttan måttlig. I de landnära områdena användes även underlag från land såsom ortofoton och jordartskartor. I den slutliga tolkningen sammanvägdes all denna information.



Figur 34. Provtagningar i området. Rött betecknar miljöprov, gult ytprov och blått borrhning.

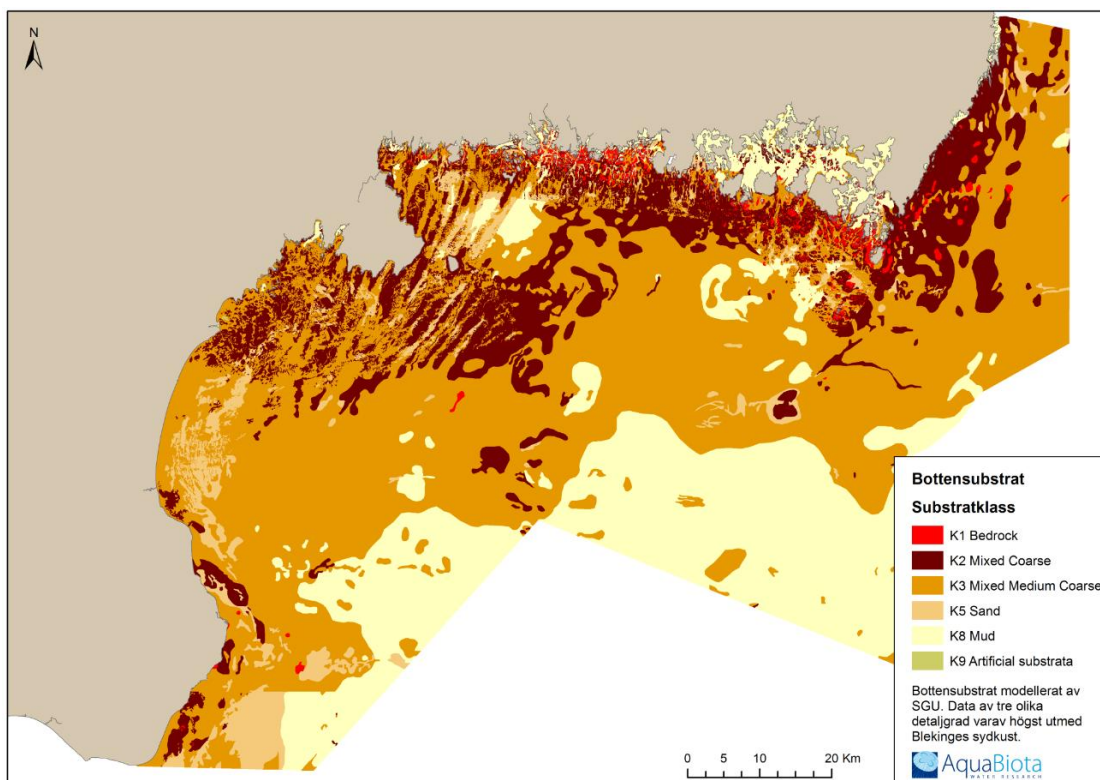


Figur 35. Mätlinjer inom området. Röda pilen visar exempelområdet (röd rektangel i NV delen av området.)

För modelleringarna i Blekinge län och Hanöbukten har följande tre GIS-lager för bottensubstrat använts:

- Högupplöst ytsubstrat med högsta möjliga detaljgrad
- Bottensubstrat för presentation i skalan 1:100 000
- Bottensubstrat för presentation i skalan 1:500 000

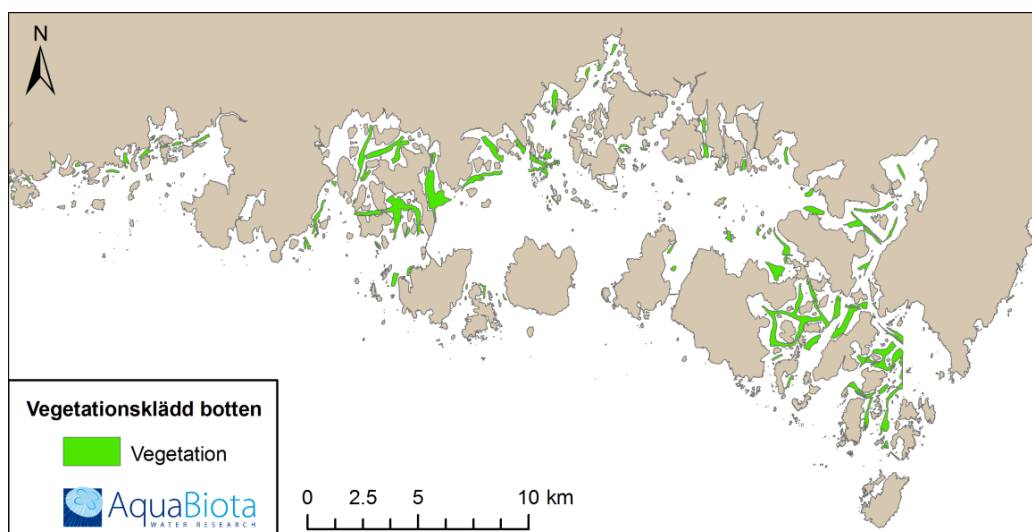
Inför användning i modelleringen slogs ovanstående substratlager ihop så att det mest detaljerade lagret som finns för varje given plats avgör värdet (figur 36).



Figur 36. Modellerat bottensubstrat från SGU. Observera att bottensubstrat är karterat i tre olika detaljgrader, varav högst för Blekinges sydkust (så hög detaljgrad som möjligt), därefter norra delen av Skånes ostkust (för visningskala 1:100000) och lägst för utsjöområdena (för visningskala 1:500000).

4.5.1 Vegetationsklädd botten karterad med hydroakustik

Insamlade akustiska data användes även till kartering av vegetationsklädd botten (figur 37). Denna metod kan dock inte skilja på levande och död eller fastsittande och friliggande vegetation. Kartan täcker samma område som den detaljerade ytsubstratkartan, d.v.s. bottarna längs Blekinges sydkust från strandlinjen till en sjömil utanför baslinjen.



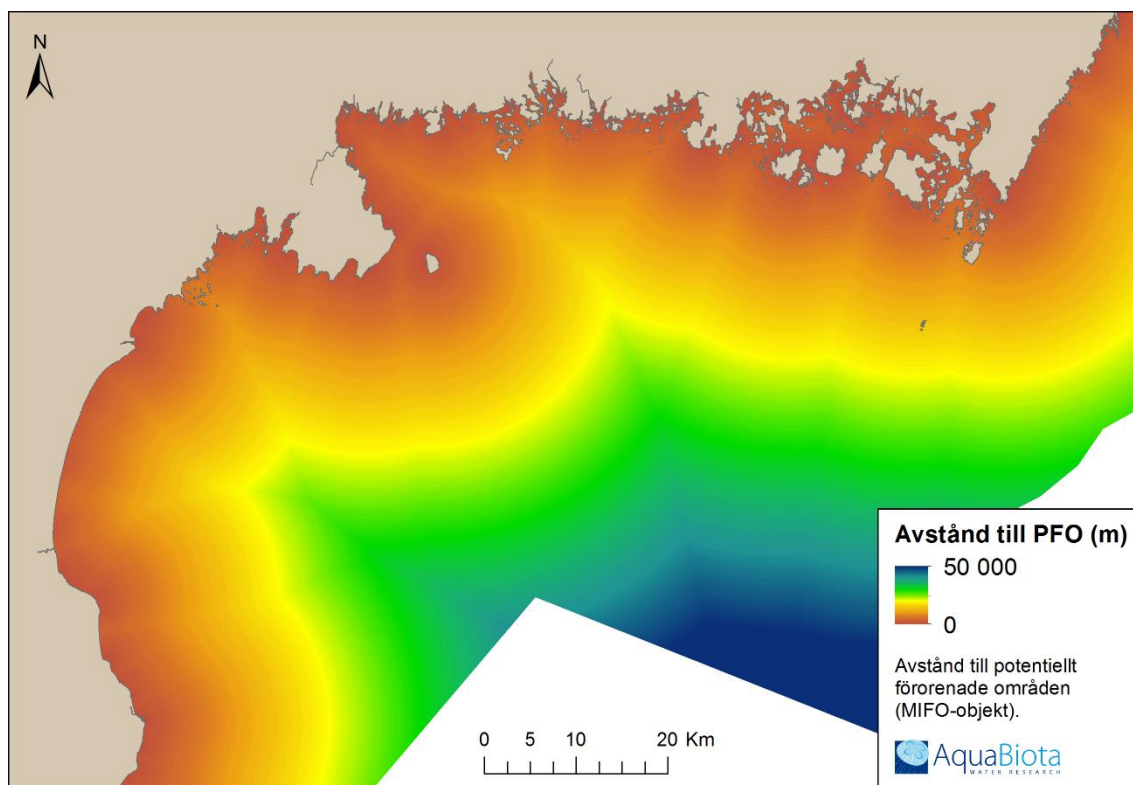
Figur 37. Vegetationsklädd botten karterad med hydroakustik.

4.6 Mänsklig påverkan

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 (potentiellt förorenade områden, PFO) i Sveriges alla län. I Blekinge län hade 2 180 objekt identifierats (när GIS-lagret skapades 2010) 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 samlades ingen information angående verksamhetens aktivitet och föroreningsnivå in 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 raster tas fram där varje cell fick ett avståndsvärde (figur 38). I denna analys togs ingen hänsyn till branschklass eller inventeringsresultat.



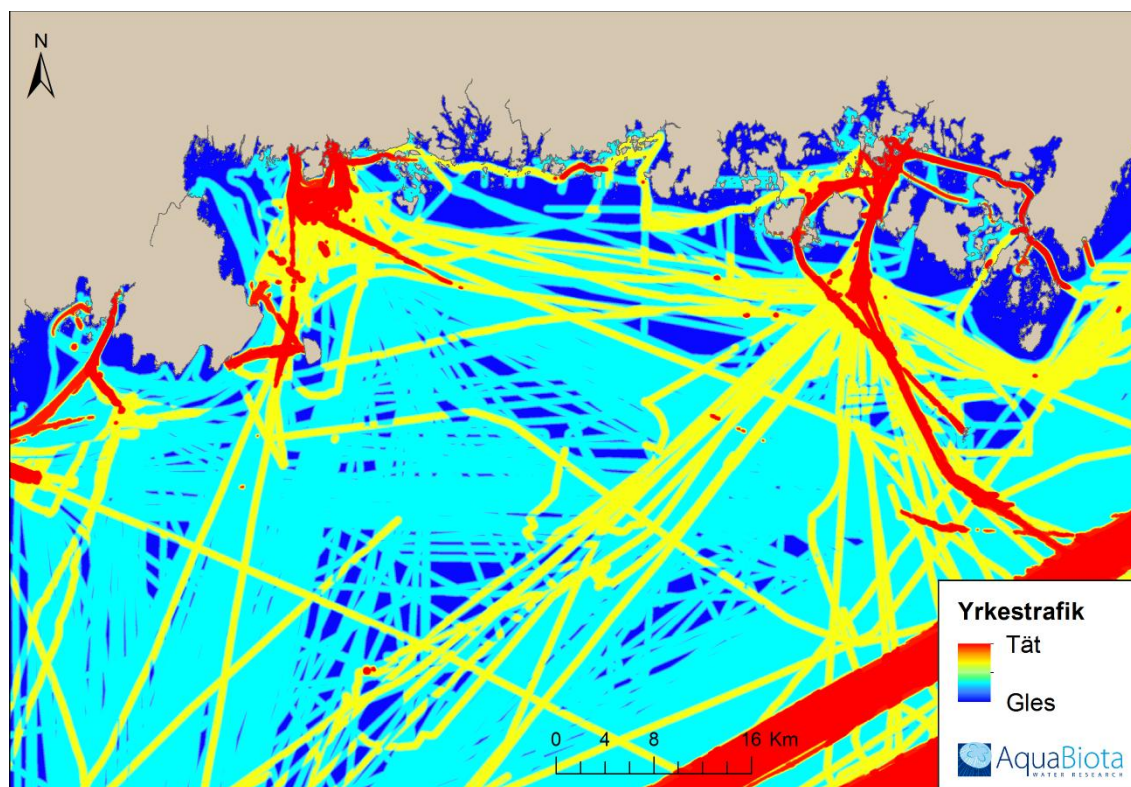
Figur 38. Avstånd till potentiellt förorenade områden (PFO).

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. GIS-operationen kan ungefär förklaras med att påverkan når 1000 gånger längre i vatten än över landområden. 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 även om avståndet mellan viken med tätbebyggelsen och viken bredvid är kort över land.

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 39).



Figur 39. Marin yrkestrafik.

5 Habitatmodellering

5.1 Modellering

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

5.1.1 Modelleringsprocessen

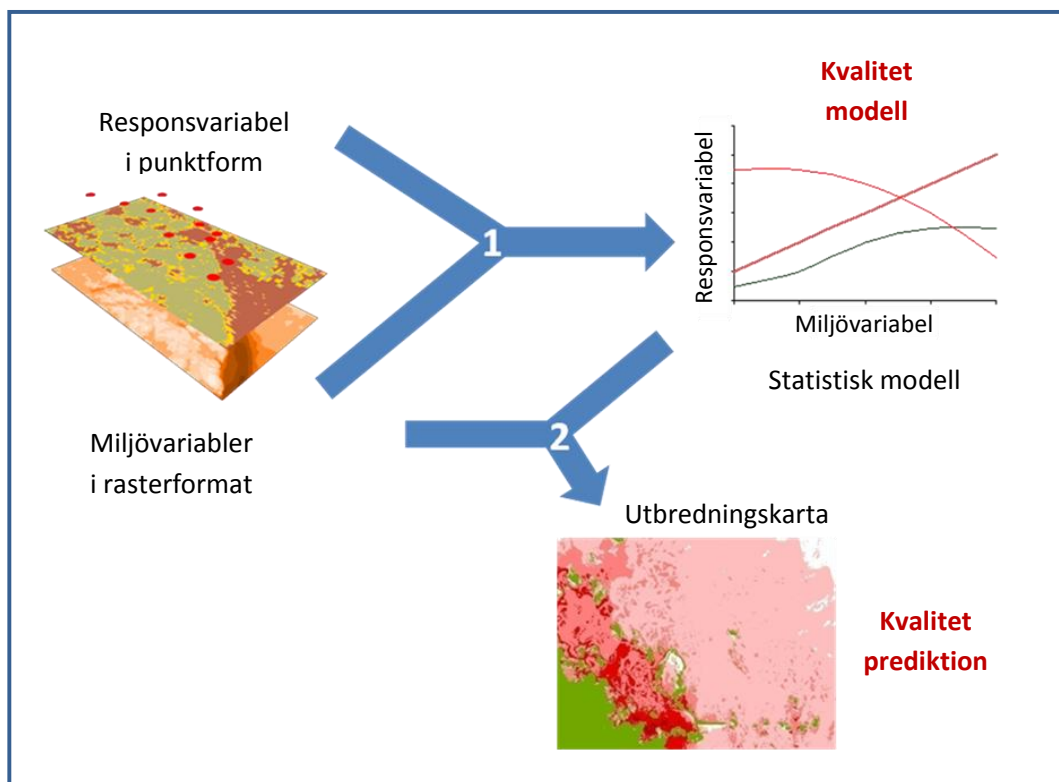
Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade datorberäkningar. I detta sammanhang avses rumslig statistisk modellering, vilket syftar till att förutsäga/kartlägga den rumsliga utbredningen av en art, en substratklass, ett habitat eller någon annan responsvariabel 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 40. 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 40. 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). 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.

5.2.1.1 Teknisk beskrivning av modelleringsmetoden randomForest

Metoden som har använts för modellering av de flesta arter och artgrupper (samtliga bottenlevande djur- och växtarter samt fiskyngel) 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 (en observation motsvarar det som observerades under inventeringen på en station) 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 (miljövariabler) (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. Observera att detta är den del i modelleringsprocessen och inte har något att göra med den efterföljande rumsliga prediktionen där den färdiga modellen används tillsammans med heltäckande prediktorlager för att skapa kontinuerliga kartor (beskrivs i nästa avsnitt). 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).

5.2.1.2 Teknisk beskrivning av modelleringsmetoden GAM

För modellering av pelagisk fisk, zooplankton och maneter har metoden GAM (Generalized Additive Modelling) (Hastie & Tibshirani, 1986) använts. I GAM-modelleringen anpassas icke-parametriska responskurvor som kan anta vilken form som helst. Hur tvära 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).

5.2.2 Utvärdering av modellens kvalitet

För randomForest-modeller beräknas ”accuracy” och ”error rate” för varje observation med ”out-of-bag-prediktionerna”. (En observation är alltså det som observerats vid inventeringen på en station medan en prediktion är det som modellen anger för denna station baserat på miljövariablernas värden på denna station). Medelvärdena av alla observationer används som kvalitetsmått. Eftersom ”out-of-bag-observationerna” för varje träd inte användes i anpassningen av trädet kan de ses som en typ av korsvaliderade precisionsmått. ”Error rate” anger andelen fel predikterade stationer i ”out-of-bag-observationerna”. Detta beräknas för samtliga observationer och används här som ett mått på modellens interna klassificerande förmåga. Måttet presenteras i denna rapport som OOB-felet (out-of-bag error) i procent.

För förekomstmodeller skapade med GAM beräknas ett internt AUC-värde på det dataset som användes för att bygga modellen. Detta värde anger modellens interna klassificerande förmåga mellan 0 och 1.

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.

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.

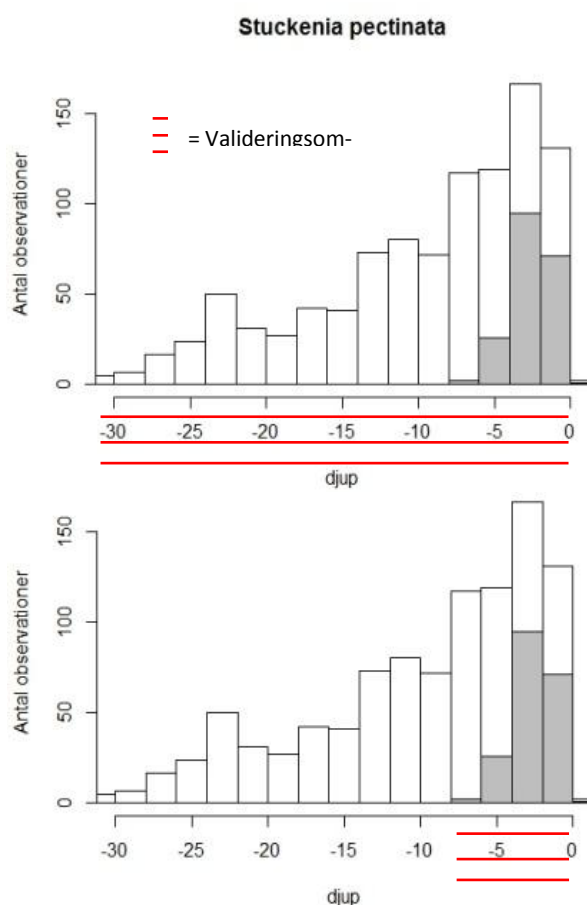
Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen och rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det enda sättet att upptäcka svagheter i rastren för miljövariablerna. Vidare är det lättare att upptäcka felaktigheter orsakade av t.ex. överanpassning eller ojämn data-spridning 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 (exempel i tabell 15). Detta pris kan anses högt när fältdata är knapp och ofta publiceras prediktioner som inte har validerats externt, även i vetenskapliga tidskrifter. 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 ut-

bredningsområde 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 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.



Figur 41. 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 ett annat projekt.

Tabell 15. Exempel från några modeller för vegetation och blåmusslor med antal stationer som använts för att skapa modellen respektive för utvärdering samt artens djuputbredning i modelleringsdata och djupintervall i valideringsdata som tagits ut. Observera att antal stationer i modelleringsdatasetet avgörs av antal förekomster i inventeringsdata då modelleringsdatasetet balanserats till 50 % förekomst.

Modellerad art/grupp	Hydrografisk modell	Antal stationer i modellering och validering	Artens/gruppens djuputbredning i modelleringsdata	Djupintervall valideringsdata
Höga kärlväxter	HOME	mod: 1268, val: 391	0 - 8.5	0 - 9.8
Borstnate <i>Stuckenia pectinata</i>	HOME	mod: 1006, val: 393	0.1 - 8.5	0 - 9.8
Hornsärv <i>Ceratophyllum demersum</i>	HOME	mod: 174, val: 350	0 - 5.2	0 - 5.9
Axslinga <i>Myriophyllum spicatum</i>	HOME	mod: 552, val: 395	0 - 8.5	0 - 9.9
Perenna makroalger	HIROMB	mod: 1202, val: 503	0 - 36	0 - 42.7
Sudare <i>Chorda filum</i>	HIROMB	mod: 538, val: 455	0 - 14.1	0 - 16.5
Sågtång <i>Fucus serratus</i>	HIROMB	mod: 118, val: 409	0.6 - 11.9	0 - 13.7
Blåstång <i>Fucus vesiculosus</i>	HIROMB	mod: 592, val: 385	0 - 7.6	0 - 8.8
Kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	HIROMB	mod: 556, val: 497	0.3 - 27	0 - 31.6
Blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	HIROMB	mod: 956, val: 503	0 - 41	0 - 47.6

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

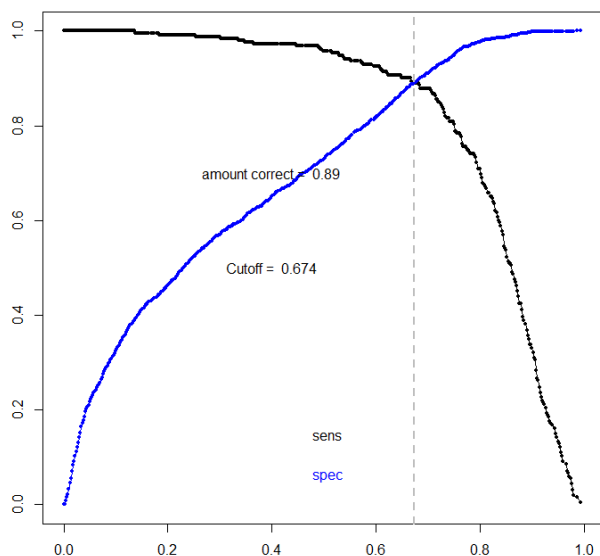
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att 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 cutoff räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (figur 42). Cutoff-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten troligen förekommer respektive inte förekommer. 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 42. I den här modellen för minst 10 % täckningsgrad av blåstång (*Fucus vesiculosus*) 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 prediktionen är mer eller mindre pålitlig. 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 (tabell 16 till 22). Detta GIS-lager 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 Djup och djupderivat.

6 Artmodeller och kartor

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av arter och artgrupper i Blekinge läns marina område samt resten av studieområdet Hanöbukten. Resultaten är indelade i olika avsnitt för olika artgrupper samt beroende på vilka dataset som använts vid framtagandet av respektive modeller.

6.1 Vegetation och blåmusslor

Vegetation och blåmusslor (*Mytilus edulis*) modellerades med metoden randomForest (rF) enligt beskrivning i avsnitt 5.3.1 *Framtagande av prediktion*.

6.1.1 Modelleringsdata

Vegetation och blåmusslor modellerades med inventeringsdata insamlat med dropvideo, snorkling och dykning (avsnitt 2 *Sammanställning av befintliga biologiska data* samt 3.1 *Vegetation*). Utbredningen av makroalger och blåmusslor modellerades med hydrografiska miljövariabler från HIROMB-modellen som förutom kustområdet även täcker hela utsjöområdet. För dessa arter användes ett dataset på totalt 2009 stationer (baserat både på data från inventeringar som utförts under projektets gång samt data som samlades in från tidigare undersökningar). Eftersom kärlväxternas utbredning är begränsad till kustnära områden kunde miljövariabler från HOME-modellen (kustbassänger) användas. Endast de inventerade stationer som ligger inom HOME-modellens utbredning kunde därför användas. Detta gav ett modelleringsdataset på totalt 1843 stationer till kärlväxtmodellerna (eftersom HOME-modellen inte täcker alla inventerade stationer).

6.1.2 Modelleringsresultat för vegetation och blåmusslor

Här beskrivs resultaten av modelleringen av kärlväxter, makroalger och blåmusslor. Modellering av blåmusslor beskrivs i detta avsnitt eftersom den här modellen bygger på samma inventeringsdataset som vegetationsmodellerna. Ett urval av de modellerade arterna kommenteras närmare i detta avsnitt och för dessa visas exempel på predikterade kartor. Bilaga 2 innehåller samtliga predikterade kartor för hela länet.

Samtliga prediktioner har externvaliderats och alla prediktioner av kärlväxter och blåmusslor i denna rapport är av god eller utmärkt kvalitet (mapAUC > 0,7). Sammanlagt skapades 31 prediktioner för arter och grupper av vegetation samt blåmussla, varav 13 modeller för kärlväxter, 13 för makroalger och tre för blåmussla.

Oavsett valideringsresultat har prediktionerna kvalitetsgranskats och rimlighetsbedömts manuellt. Bedömningen har utförts av personer som deltagit vid inventeringarna och har god ekologisk kunskap. Modellerna som visas här har bedömts som rimliga sett till kartan som helhet. Avvikelse kan förekomma inom mindre områden till följd av de ingående miljövariablernas kvalitet och upplösning. Detta diskuteras närmare i diskussionen, avsnitt 7.

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 $\geq 10\%$, $\geq 25\%$ och $\geq 50\%$. Detta gäller framförallt arter och grupper av stor ekologisk betydelse. Vilka täckningsgrader som har predikterats för de olika arterna och artgrupperna har förutom ekologisk relevans styrts av antalet observationer av olika täckningsgrader samt modellernas utvärderingsresultat. Samtliga modelleringsresultat redovisas i tabell 16 och 17.

Kärlväxter och makroalger avlöser ofta varandra på grunda solbelysta bottenar, där kärlväxter (vilka har rötter) växer på mjuka substrat såsom ler-, sand- och siltbottenar, och makroalger (som har fästplattor) lever på hårda stabila substrat såsom hällar och block. Detta leder också till att makroalger ofta är vanligare i exponerade miljöer och ytterskärgårdar där hårda substrat blottas medan kärlväxter är vanligare längre in i skärgårdar och i 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 störst.

Tångarterna blåstång och sågtång är storvuxna makroalger som erbjuder livsmiljö för många andra arter. De växer i likhet med andra makroalger på hårda substrat och avlöser ofta varandra i djupled där blåstången växer grundast och sågtången lite djupare och mer exponerat (figur 43 och 44). En lösliggande form av blåstång är mycket vanlig på skyddade grunda mjukbottenar i Blekinge. Modellen predikterar god förutsättning för förekomst av blåstång på hårda substrat längs stränderna i större delen av Blekinge skärgård och Pukaviksbukten. Ett undantag är den inre och mellersta skärgården kring Karlskrona där lägre förutsättningar predikteras (figur 48). Längs Blekinges ostkust predikteras god förutsättning endast på mindre och mer spridda ytor. Sågtången predikteras generellt längre ut från kusten i mer exponerade miljöer och på något större djup. Den hittas sällan i innerskärgården och skyddade vikar.

Rödalg är generellt vanliga i exponerade miljöer och förekommer till förhållandevis stora djup. Flera av dessa arter predikteras över stora bottenområden i Blekinge och Hanöbukten. Ett exempel är kräkel (figur 45 och 49) som är en vanlig art i området.

Filamentösa (fintrådiga) arter av rödalg är mycket vanliga över stora områden (figur 50) där de ofta växer tillsammans med blåmusslor.

Blåmusslan är utbredd över hela det modellerade området och goda förutsättningar för förekomst predikteras över stora delar av utsjöområdena och exponerade kustavsnitt och ytterskärgård (figur 47 och 51). Lägst förutsättning för förekomst av blåmussla predikteras i skyddade vikar och på bottnar med mjuka substrat.

Kärlväxten ålgräs (figur 46 och 52) bildar ofta undervattensängar på mjuka solbelysta bottnar, vanligen även i mer exponerade miljöer än andra höga kärlväxter. Förutsättningar för förekomst av ålgräs predikteras som goda på ganska stora bottenområden i Blekinge skärgård och Möllefjorden. Även längs ostkusten predikteras goda förutsättningar, men inte i lika stora sammanhängande områden som i Blekinge skärgård och Möllefjorden.

Några andra vanliga höga kärlväxter i området är exempelvis borstnate, ålnate och ax-slinga. Höga kärlväxter predikterades även gemensamt både som förutsättning för förekomst och förutsättning för högre täckningsgrader. Ett exempel är kartan i figur 53 som visar sannolikhet för förekomst av minst 10 % täckningsgrad av höga kärlväxter.

Klorofyll a och fosfor var viktiga variabler i de flesta kärlväxtmodeller. Responsen påverkades vanligen negativt av högre halter klorofyll a (mer växtplankton) och högre halt fosfor. Fosfortillgång anses vanligen vara den begränsande faktorn för växtplankton i våra sjöar, vattendrag och kustvatten samt för cyanobakterier i Östersjön. Secchi-djup var en viktig variabel i många makroalgmodeller där responsen påverkas positivt av större Secchi-djup.

Många fintrådiga makroalger växer även som epifyter på kärlväxter eller andra makroalger. Epifytiska alger har inte modellerats här.

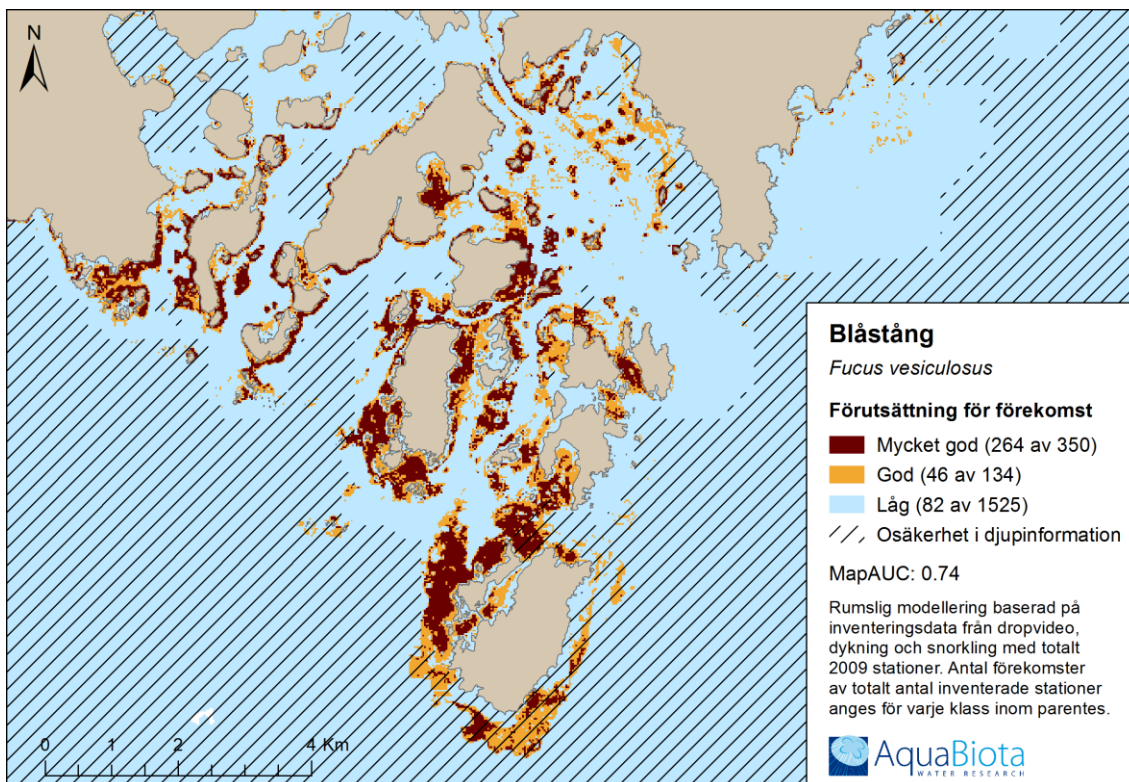


Tabell 16. Modelleringsresultat för gruppen kärlväxter. Dessa har modellerats med hydrografiska miljövariabler från HOME-modellen. Tabellen visar de fyra viktigaste miljövariablerna i fallande ordning för varje modell (av totalt 14 miljövariabler per modell). PFO står för potentiellt förorenade områden. OOB-felet är ett mått på modellens interna passning medan mapAUC anger kartans kvalitet.

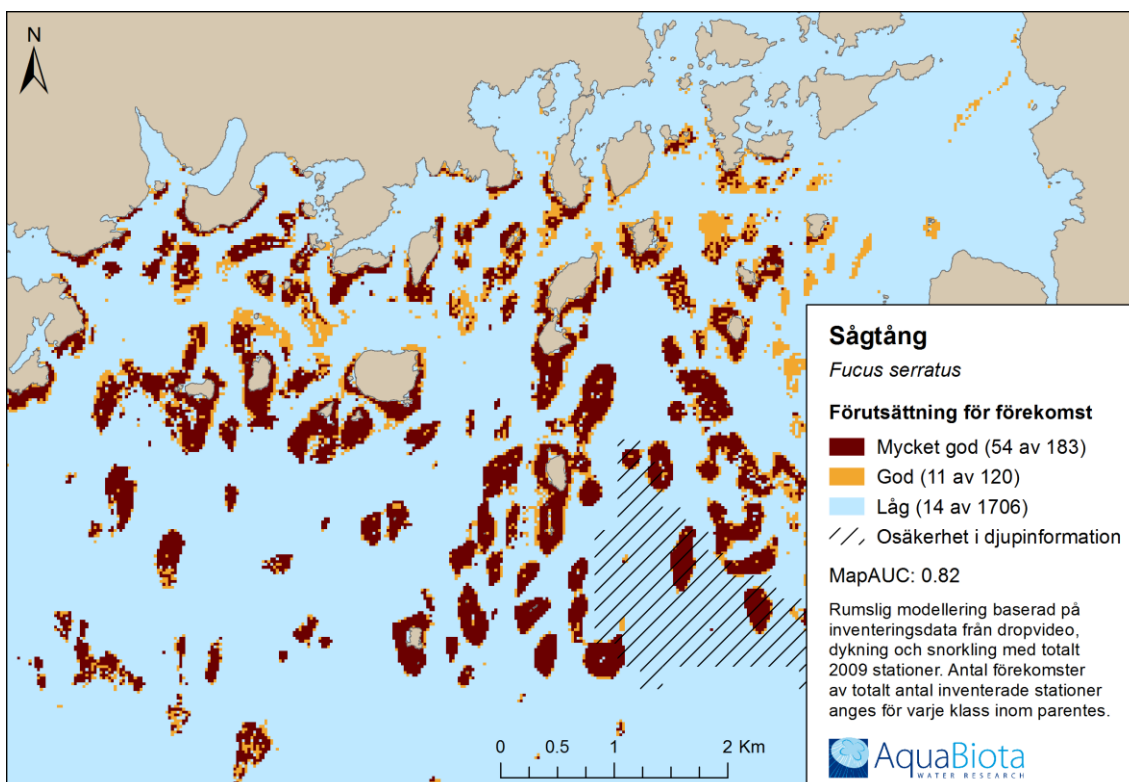
Modellerad Art/Grupp:	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna
Höga kärlväxter	15	0.87	Secchi-djup, vågexponering, bottensalinitet, tot. kväve
Minst 10 % täckningsgrad av höga kärlväxter	23	0.80	djup, vågexponering, tot. fosfor, klorofyll a
Minst 25 % täckningsgrad av höga kärlväxter	26	0.79	djup, vågexponering, klorofyll a, tot. fosfor
Borstnate <i>Stuckenia pectinata</i>	16	0.86	djup, vågexponering, klorofyll a, tot. fosfor
Minst 10 % täckningsgrad av borstnate <i>Stuckenia pectinata</i>	21	0.77	djup, vågexponering, klorofyll a, tot. fosfor
Minst 25 % täckningsgrad av borstnate <i>Stuckenia pectinata</i>	26	0.79	djup, vågexponering, klorofyll a, bottensalinitet
Hornsärv <i>Ceratophyllum demersum</i>	22	0.81	vågexponering, djup, tot. fosfor, bottensubstrat
Axslinga <i>Myriophyllum spicatum</i>	20	0.86	vågexponering, djup, klorofyll a, tot. fosfor
Minst 10 % täckningsgrad av axslinga <i>Myriophyllum spicatum</i>	18	0.88	djup, bottensubstrat, vågexponering, yrkestrafik
Ålgräs <i>Zostera marina</i>	23	0.81	djup, vågexponering, tot. fosfor, klorofyll a
Minst 10 % täckningsgrad av ålgräs <i>Zostera marina</i>	26	0.86	djup, vågexponering, tot. fosfor, klorofyll a
Natingar <i>Ruppia</i> spp.	22	0.76	vågexponering, djup, klorofyll a, tot. fosfor
Hårsärv <i>Zannichellia palustris</i>	26	0.76	vågexponering, klorofyll a, tot. fosfor, syre vid botten

Tabell 17. Modelleringsresultat för makroalger och blåmussla. Dessa har modellerats 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.

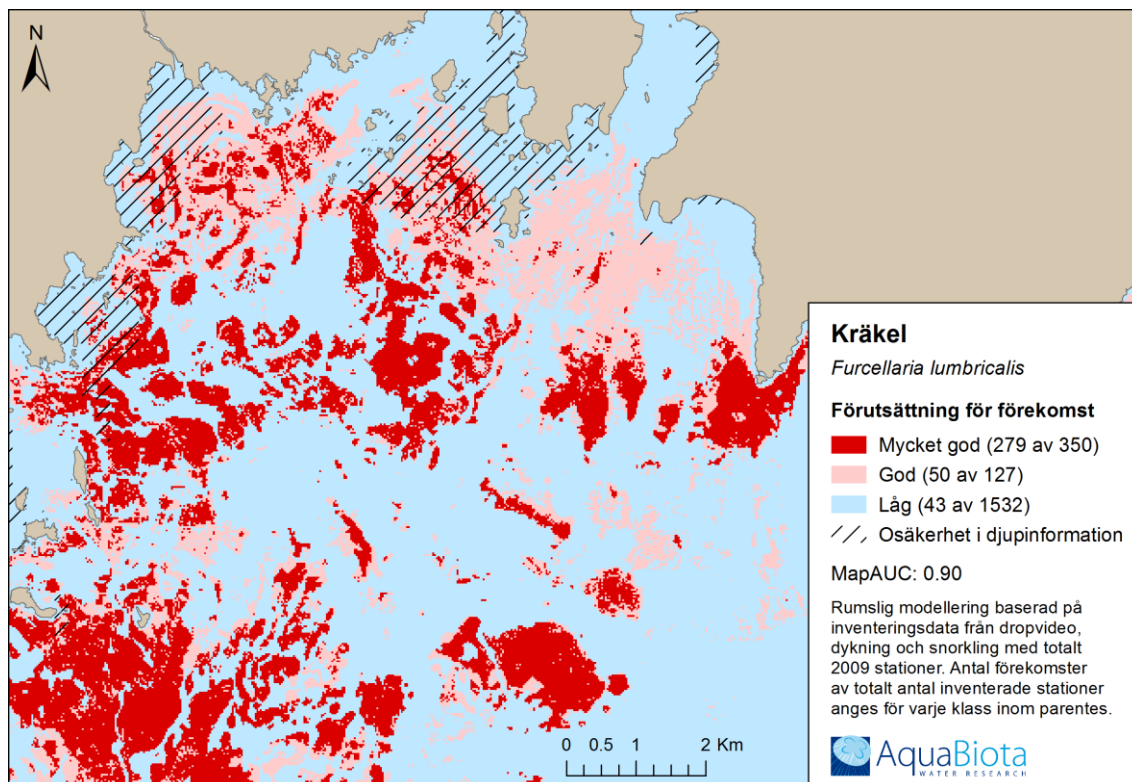
Modellerad Art/Grupp:	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna (viktigast först)
Perenna makroalger	24	0.83	vågexponering, djup, botten-substrat, bottensalinitet
Sudare <i>Chorda filum</i>	24	0.74	djup, vågexponering, yrkes- trafik, Secchi-djup
Sågtång <i>Fucus serratus</i>	15	0.82	vågexponering, kurvatur, djup, temperatur vid botten
Blåstång <i>Fucus vesiculosus</i>	26	0.74	djup, vågexponering, botten- salinitet, PFO
Minst 10 % täckningsgrad av blåstång <i>Fucus vesiculosus</i>	25	0.79	djup, vågexponering, botten- salinitet, PFO
Minst 25 % täckningsgrad av blåstång <i>Fucus vesiculosus</i>	24	0.80	djup, vågexponering, botten- salinitet, kurvatur
Molnslick och trådslick <i>Ectocarpus siliculosus/Pylaiella littora- lis</i>	25	0.77	bottensubstrat, PFO, lutning, Secchi-djup
Perenna rödalger	21	0.93	vågexponering, botten-sub- strat, bottensalinitet, djup
Kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	0.90	vågexponering, botten-sub- strat, djup, Secchi-djup
Minst 10 % täckningsgrad av kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	15	0.93	vågexponering, botten-sub- strat, djup, PFO
Minst 25 % täckningsgrad av kräkel <i>Furcellaria lumbricalis</i>	15	0.94	vågexponering, botten-sub- strat, PFO, djup
Rödblad <i>Coccothylus/Phyllophora</i>	23	0.90	bottensubstrat, Secchi-djup, vågexponering, temperatur vid botten
Fintrådiga rödalger	15	0.95	vågexponering, botten-sub- strat, Secchi-djup, djup
Blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	16	0.91	djup, vågexponering, kurva- tur, temperatur vid botten
Minst 10 % täckningsgrad av blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	13	0.94	vågexponering, djup, botten- substrat, PFO
Minst 25 % täckningsgrad av blåmussla <i>Mytilus edulis</i>	10	0.95	djup, vågexponering, botten- substrat, temperatur vid botten



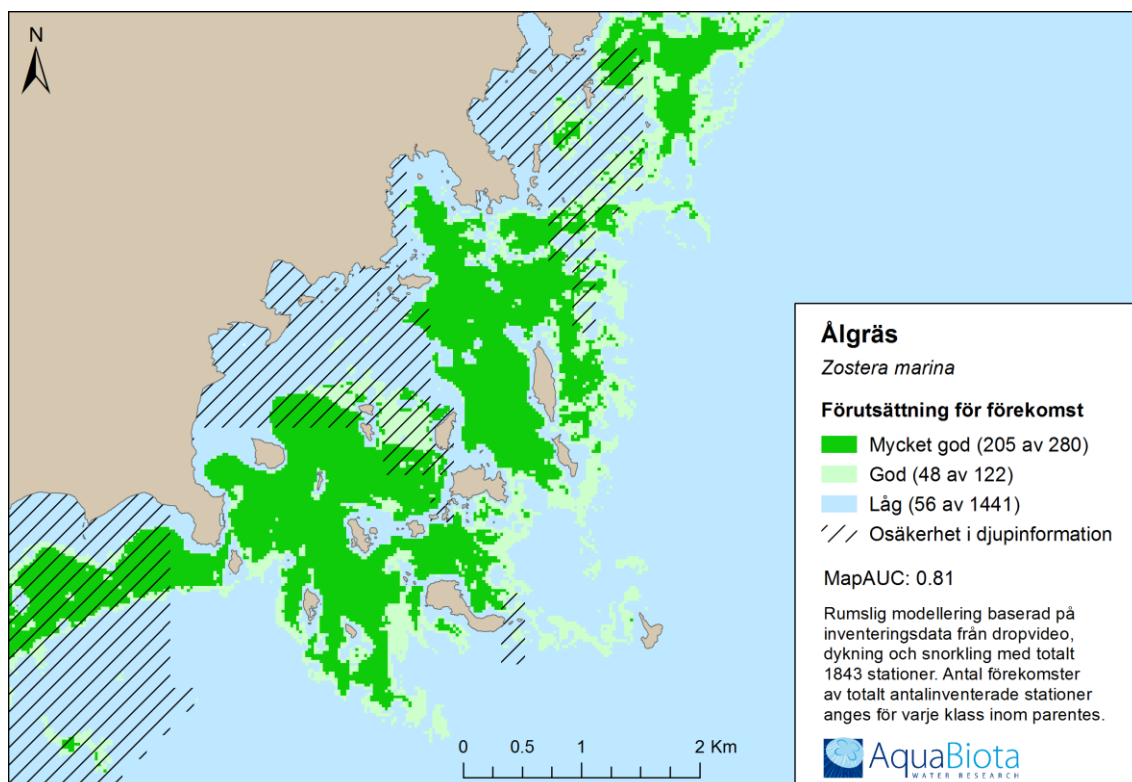
Figur 43. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av blåstång (*Fucus vesiculosus*).



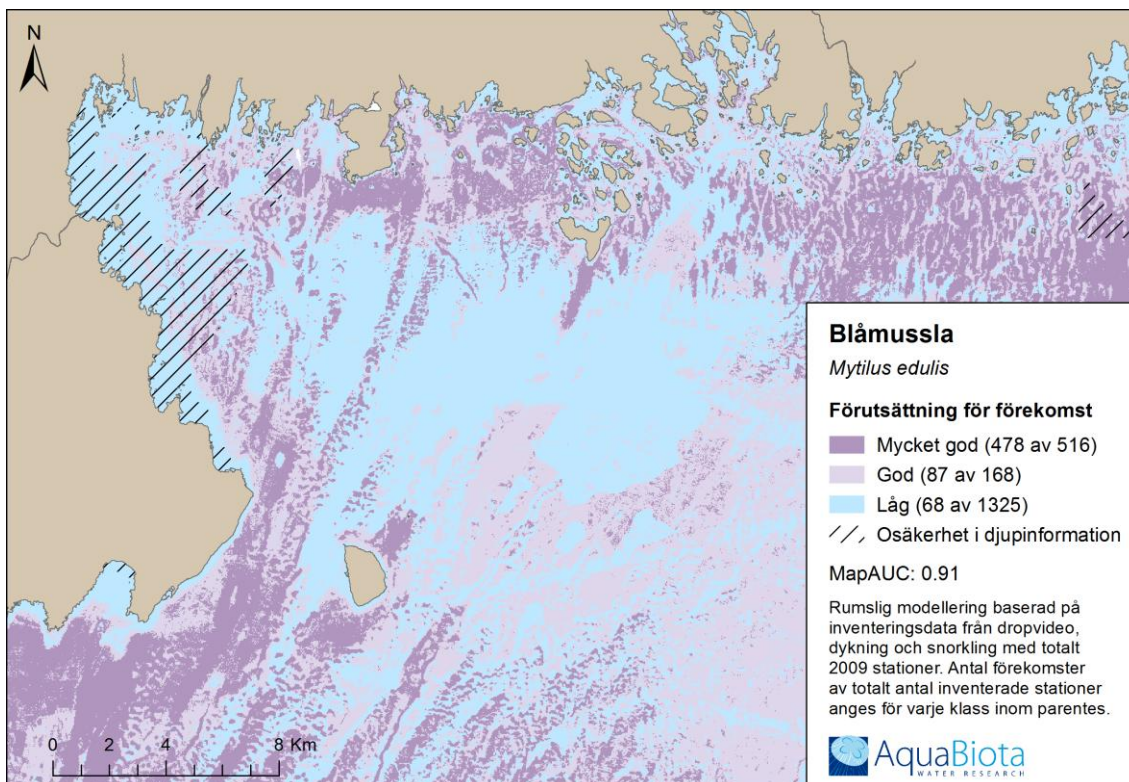
Figur 44. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av sågtång (*Fucus serratus*).



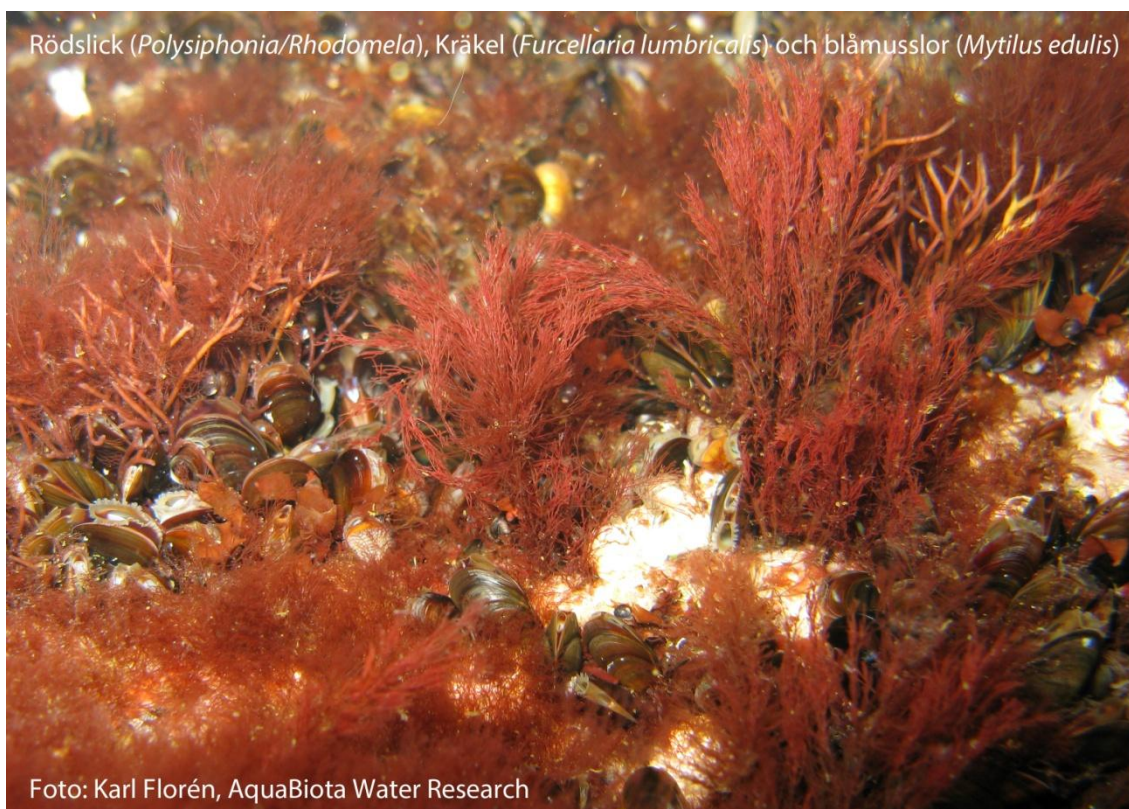
Figur 45. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av rödalgen kräkel (*Furcellaria lumbricalis*).

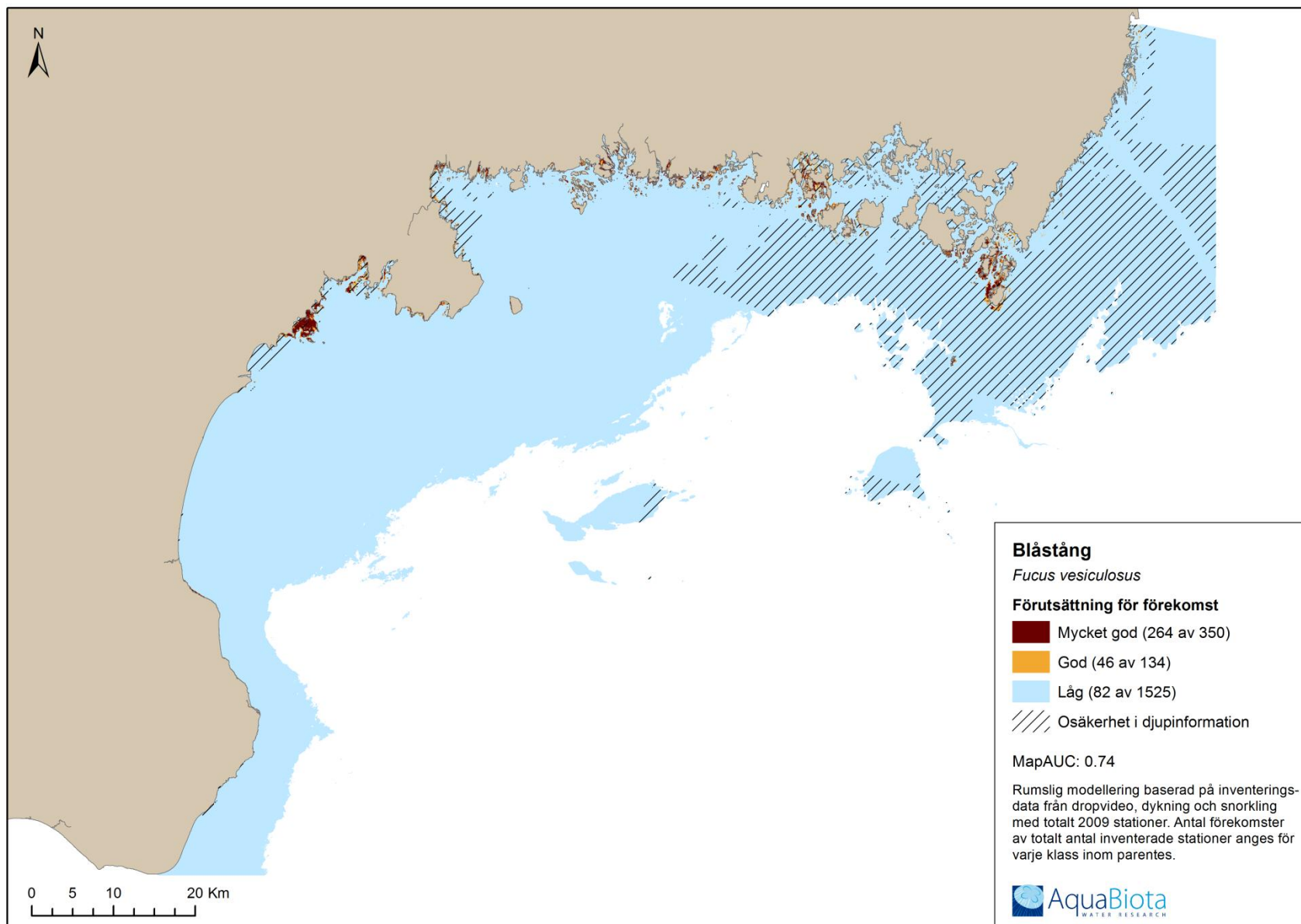


Figur 46. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av ålgräs (*Zostera marina*).

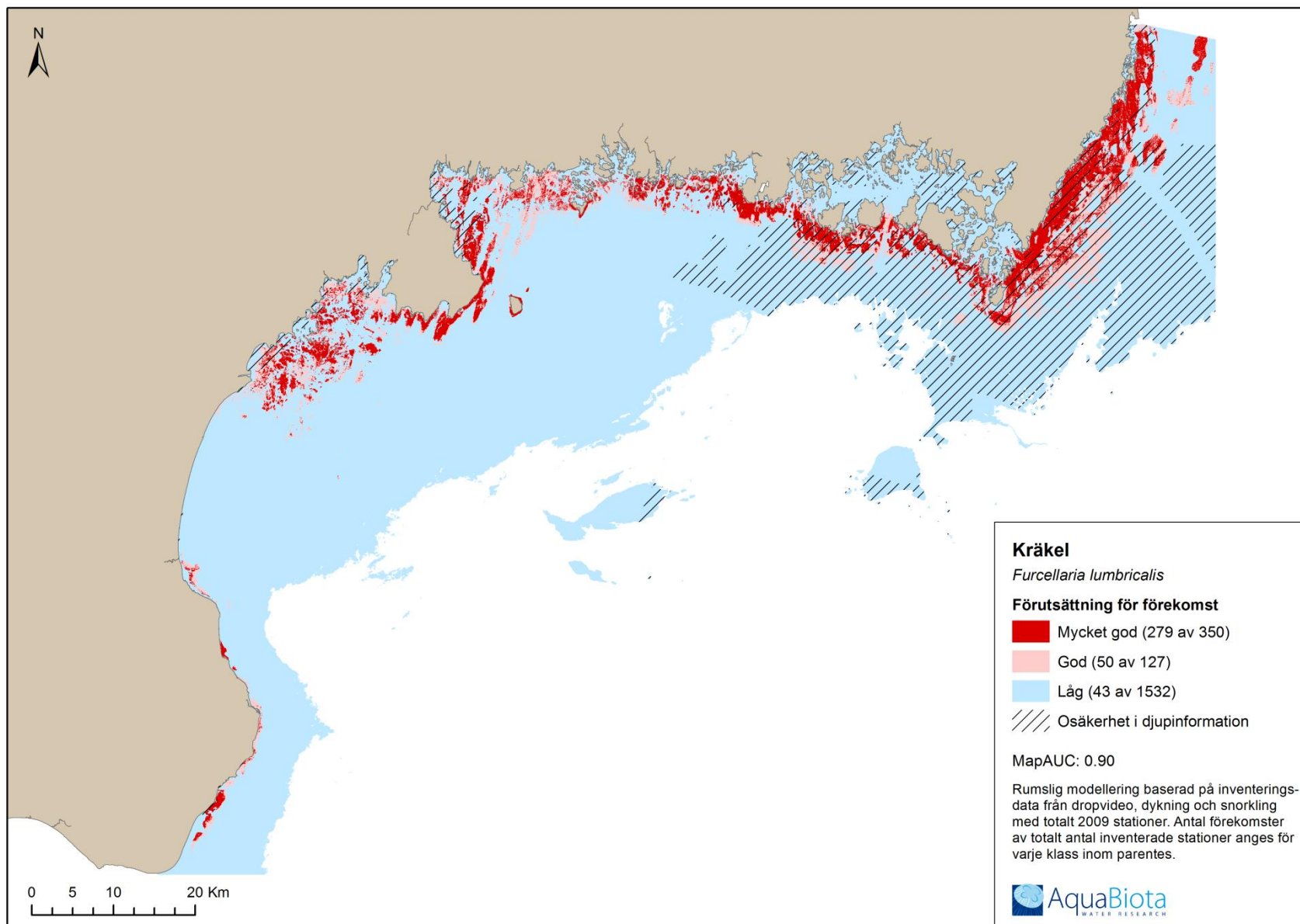


Figur 47. Utsnitt ur karta med predikterad förutsättning för förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*).

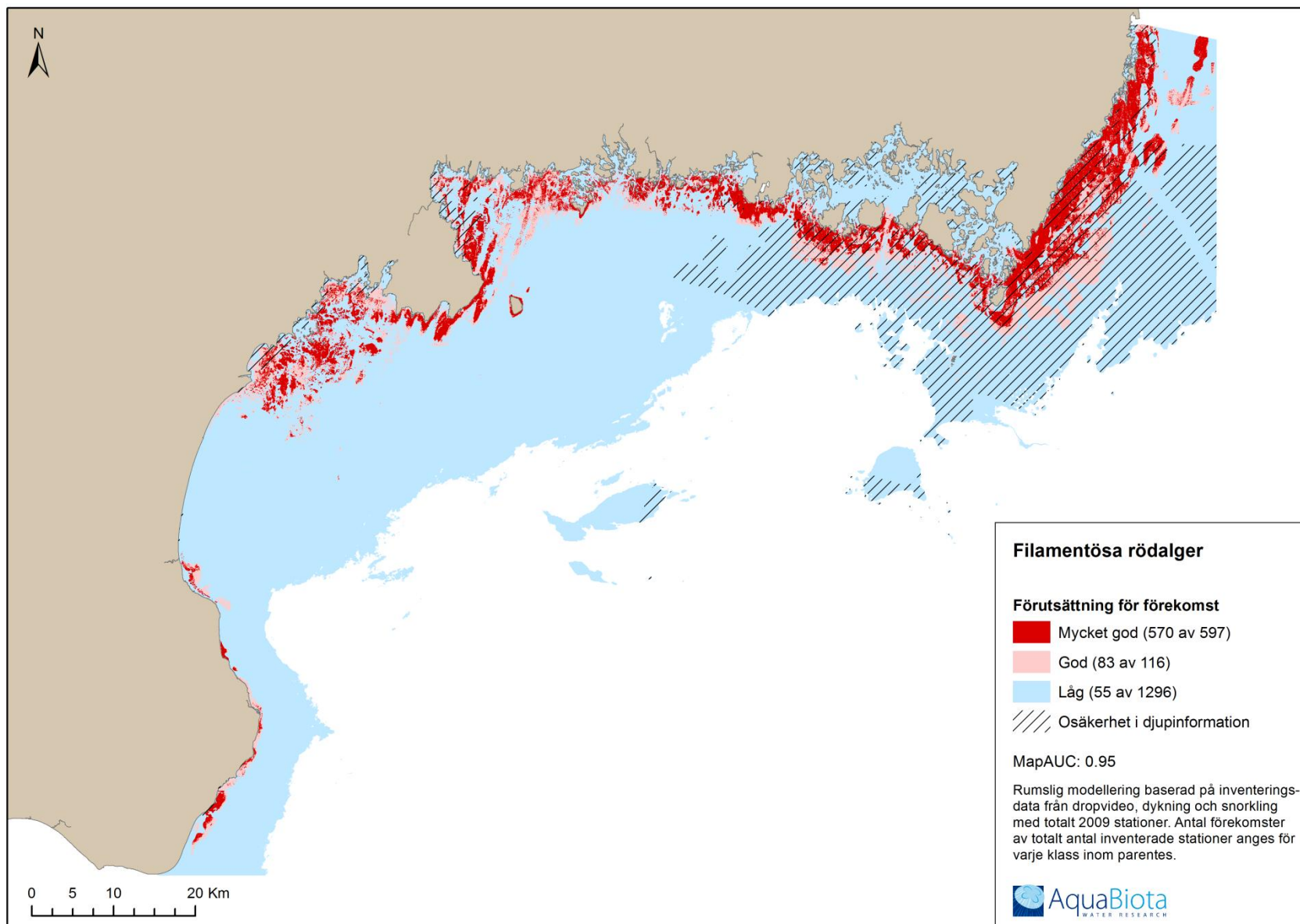




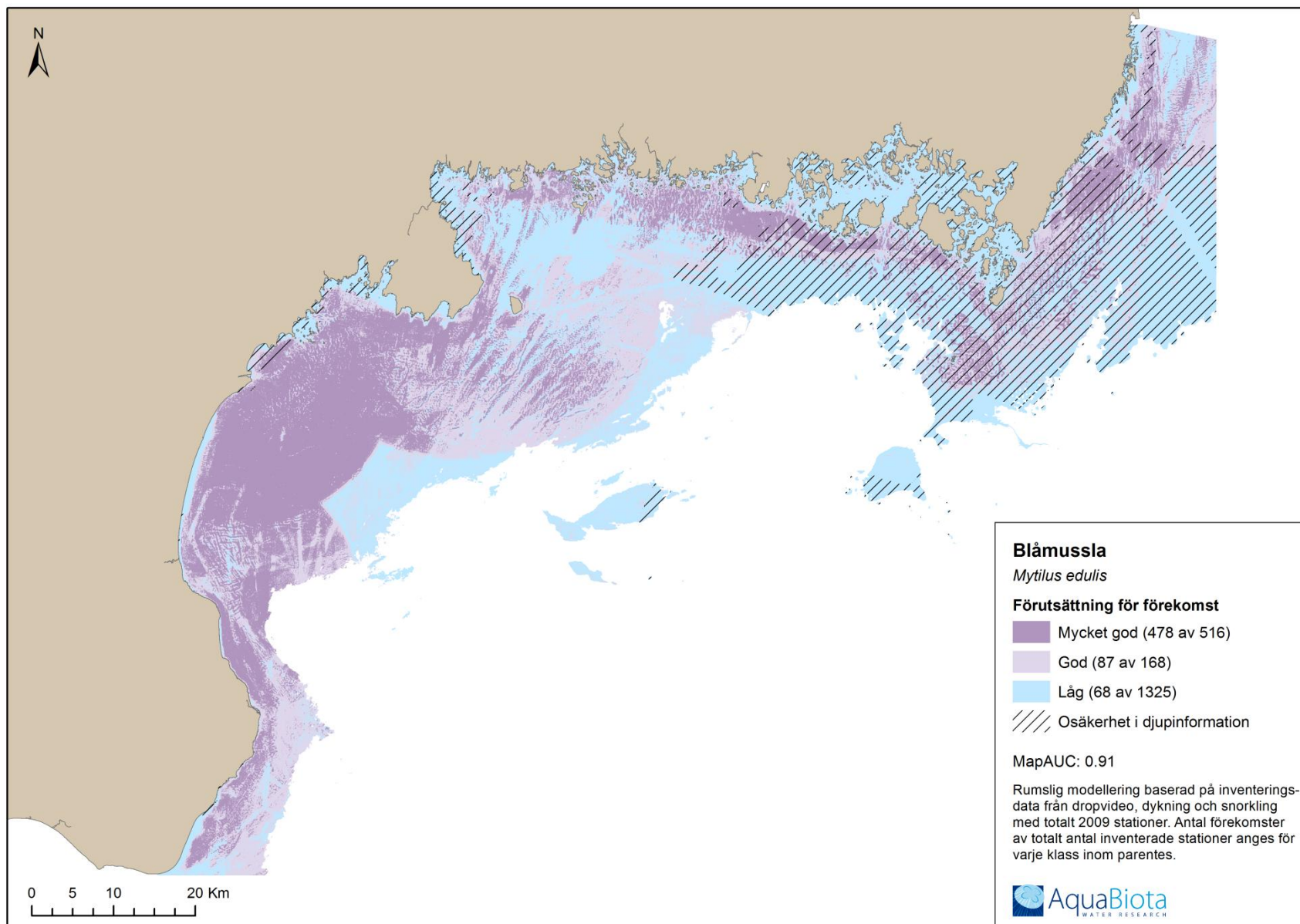
Figur 48. Predikterad förutsättning för förekomst av blåstång, hela området.



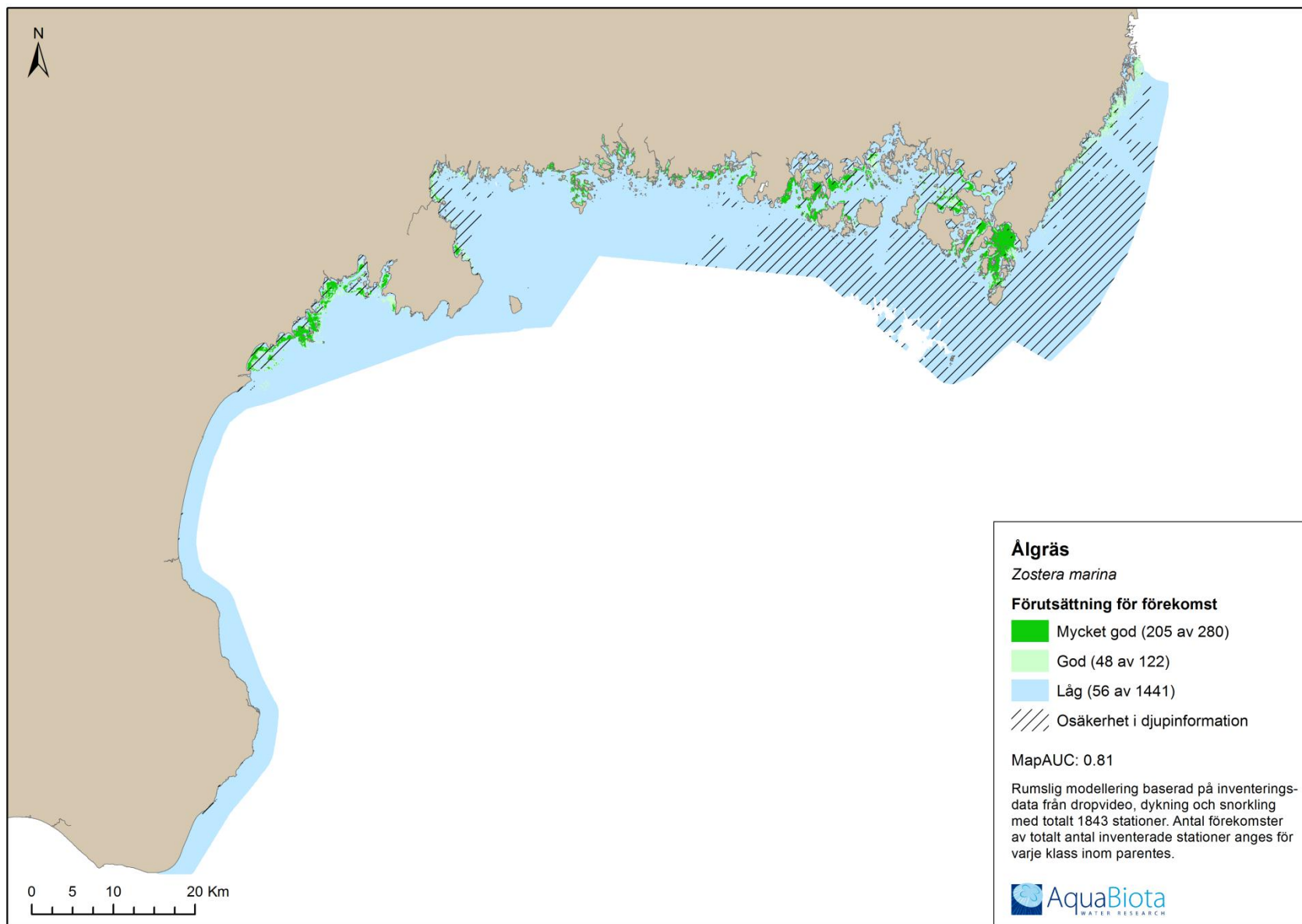
Figur 49. Predikterad förutsättning för förekomst av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*).



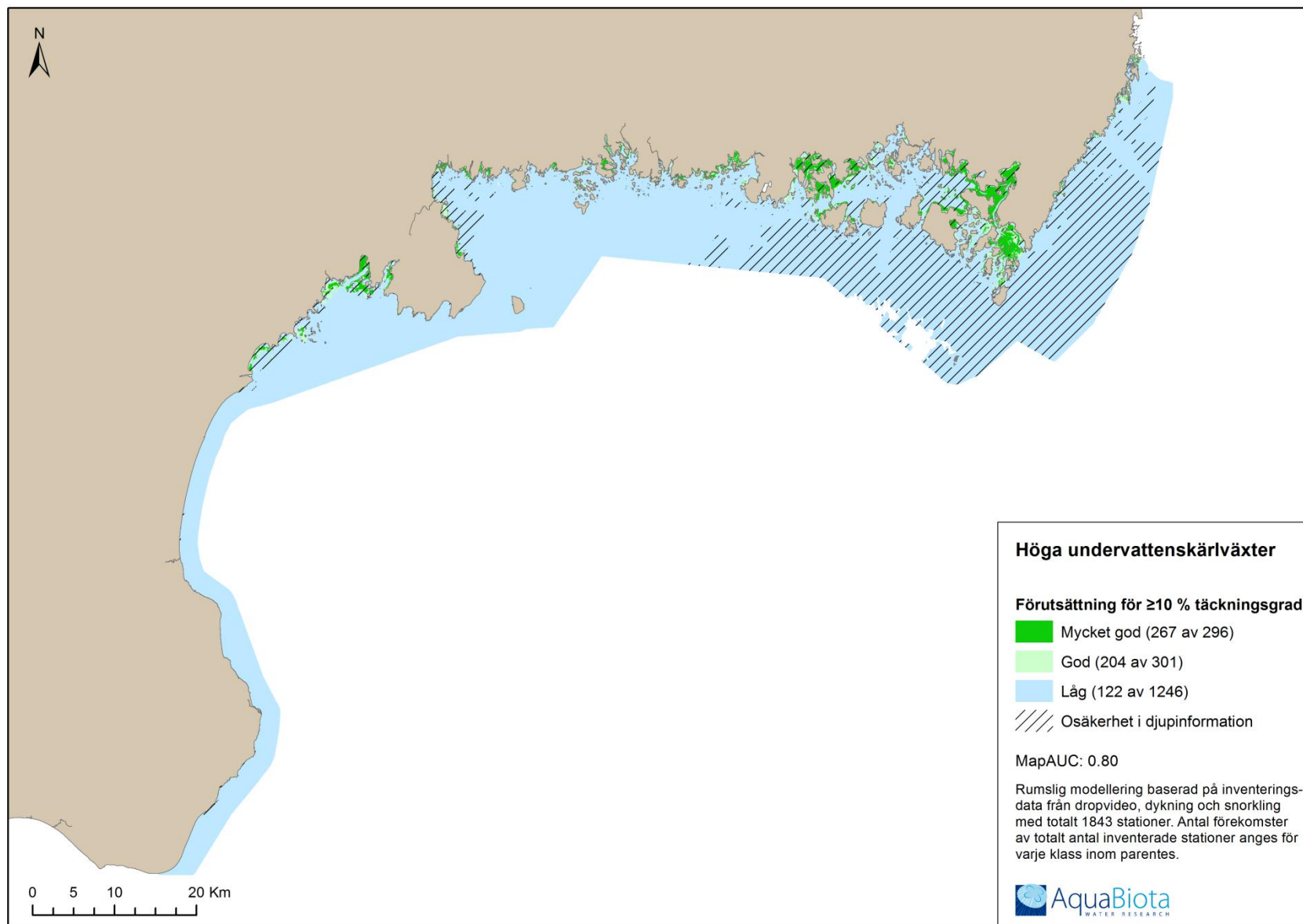
Figur 50. Predikterad förutsättning för förekomst av filamentösa rödalger.



Figur 51. Predikterad förutsättning för förekomst av blåmussla.



Figur 52. Predikterad förutsättning för förekomst av ålgräs.



Figur 53. Predikterad förutsättning för förekomst av minst 10 % täckningsgrad av höga kärlväxter.

6.2 Bottenfauna

Djur på och i mjuka bottenar modellerades med metoden randomForest (rF) enligt beskrivning i avsnitt 5.3.1 *Framtagande av prediktion*.

6.2.1 Modelleringsdata

Zoobentos modellerades med inventeringsdata insamlade med bottenhugg (avsnitt 3.2 *Zoobentos*) samt ett urval stationer insamlade med dropvideo (avsnitt 3.1.1 *Dropvideoundersökningar*). Ett dataset med totalt 831 stationer användes, varav 491 samlades in under projektet med små bottenhugg (0,025 m²) och 161 sammanställdes från andra undersökningar med stora bottenhugg (0,1 m²). Resterande stationer är dropvideostationer från andra bottenarter. 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.

6.2.2 Modelleringsresultat för zoobentos

Här beskrivs resultaten av modelleringen av djur som lever på och i mjuka bottenar. För ett urval av modellerna visas exempel från de predikterade kartorna (figur 54 till 60). I Bilaga 2 visas samtliga kartor för hela länet.

Totalt skapades 247 förekomstmodeller och 68 abundansmodeller. Prediktioner skapades sedan för godkända modeller, dvs modeller av utmärkt kvalitet (mapAUC > 0,8; se avsnitt 5.3.3), vilket gav 16 prediktioner av förekomst, 14 prediktioner för förekomst ≥ 100 , 300 eller 500 individer per m² samt åtta godkända abundansmodeller för olika taxa per m² samt en modell för antal taxa per m².

Två modeller för filtreringskapacitet (L per dag*m²) skapades också, varav en för filtreringskapacitet på mjuka bottenar modellerad med huggdatasetet och en annan för filtreringskapacitet på hårda bottenar modellerad med det dataset som användes för modellering av vegetation och blåmusslor (dropvideo, snorkling och dykning).

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 18 till 21 nedan.



Tabell 18. Modelleringsresultat för förutsättning för förekomst av olika arter och grupper av zoobentos.

Modellerad Art/Grupp:	Respons	Modellens interna passning (OOB-fel, %)	Kartans kvalitet (mapAUC)	Fyra viktigaste miljövariablerna (viktigaste först)
<i>Asellus aquaticus</i>	förekomst	14	0.87	landformer, kurvatur, vågexponering, djup
<i>Bathyporeia pilosa</i>	förekomst	16	0.93	bottensubstrat, tot. kväve, syre vid botten, klorofyll a
<i>Bylgides sarsi</i>	förekomst	16	0.81	djup, syre vid botten, tot. fosfor, PFO
<i>Cerastoderma spp</i>	förekomst	13	0.87	vågexponering, djup, lutning, temperatur vid botten
<i>Chironomidae</i>	förekomst	26	0.88	klorofyll a, vågexponering, syre vid botten, temperatur vid botten
<i>Halicryptus spinulosus</i>	förekomst	12	0.82	djup, landformer, yrkestrafik, syre vid botten
<i>Hediste diversicolor</i>	förekomst	23	0.80	vågexponering, PFO, lutning, djup
<i>Hydrobiidae</i>	förekomst	25	0.83	lutning, djup, klorofyll a, landformer
<i>Macoma balthica</i>	förekomst	19	0.94	landformer, vågexponering, kurvatur, djup
<i>Marenzelleria spp.</i>	förekomst	22	0.85	djup, yrkestrafik, landformer, bottensubstrat
<i>Monoporeia affinis</i> och <i>Pontoporeia femorata</i>	förekomst	16	0.87	djup, landformer, yrkestrafik, kurvatur
<i>Monoporeia affinis</i>	förekomst	16	0.90	djup, kurvatur, landformer, syre vid botten
<i>Oligochaeta</i>	förekomst	25	0.81	djup, lutning, tot. fosfor, kurvatur
<i>Pontoporeia femorata</i>	förekomst	15	0.86	djup, yrkestrafik, tot. fosfor, Secchi-djup
<i>Saduria entomon</i>	förekomst	20	0.80	djup, lutning, kurvatur, tätbebyggelse
<i>Spionidae</i>	förekomst	19	0.90	yrkestrafik, bottensubstrat, djup, syre vid botten

Tabell 19. Modelleringsresultat för förutsättning för förekomst av högre abundanser av zoobentos.

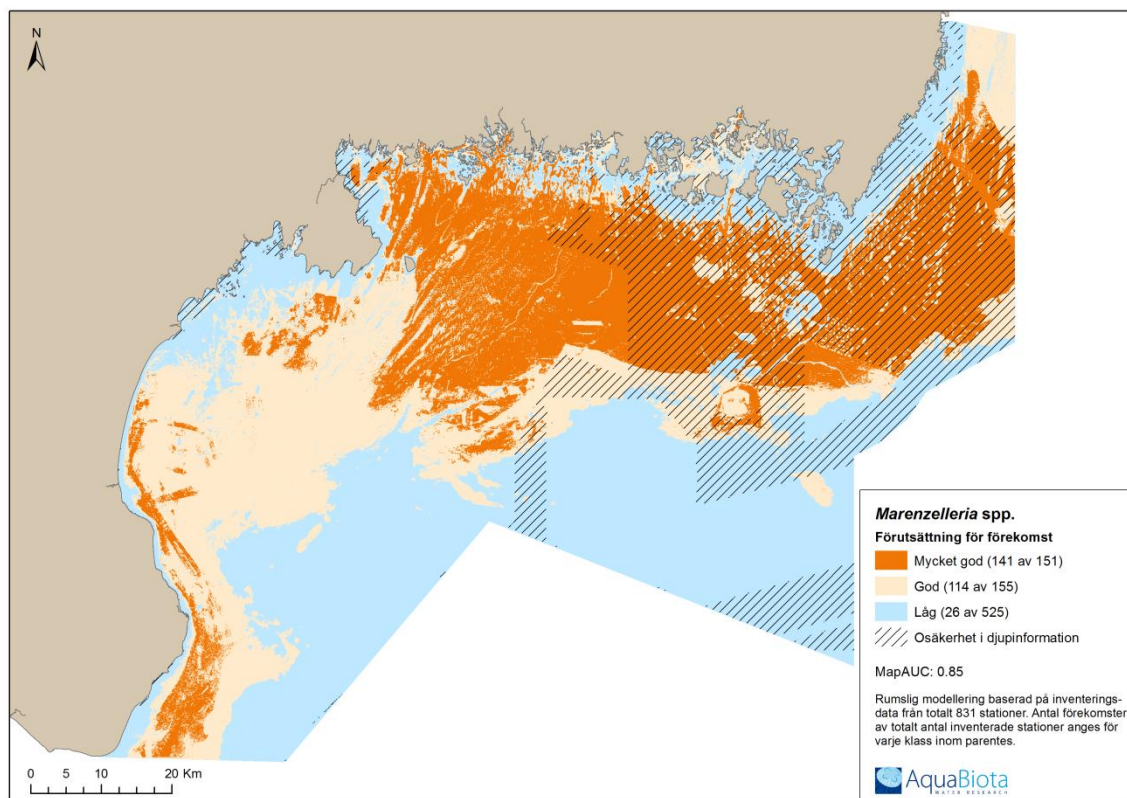
Modellerat taxa	Respons	OOB-fel (%)	mapAUC	Fyra viktigaste miljövariablerna (viktigaste först)
<i>Bathyporeia pilosa</i>	≥ 100 individer/m ²	18	0.96	temperatur vid ytan, bottensubstrat, salinitet vid botten, Secchi-djup
<i>Cerastoderma</i> spp.	≥ 100 individer/m ²	8	0.81	vågexponering, djup, klorofyll a, tot. fosfor
<i>Chironomidae</i>	≥ 100 individer/m ²	22	0.81	vågexponering, klorofyll a, bottensubstrat, kväve vid botten
<i>Corophium volutator</i>	≥ 100 individer/m ²	10	0.80	djup, landformer, vågexponering, tot. fosfor
<i>Diastylis rathkei</i>	≥ 100 individer/m ²	17	0.83	djup, vågexponering, tot. fosfor, salinitet vid botten
<i>Hediste diversicolor</i>	≥ 100 individer/m ²	23	0.81	vågexponering, klorofyll a, bottensubstrat, djup
<i>Macoma balthica</i>	≥ 100 individer/m ²	23	0.89	landformer, vågexponering, djup, kurvatur
<i>Marenzelleria</i> spp.	≥ 100 individer/m ²	22	0.82	landformer, kurvatur, lutning, syre vid botten
<i>Monoporeia affinis</i> & <i>Pontoporeia femorata</i>	≥ 100 individer/m ²	15	0.88	djup, kurvatur, landformer, syre vid botten
<i>Monoporeia affinis</i>	≥ 100 individer/m ²	15	0.86	djup, syre vid botten, lutning, tot. fosfor
<i>Monoporeia affinis</i> & <i>Pontoporeia femorata</i>	≥ 300 individer/m ²	21	0.94	djup, yrkestrafik, lutning, PFO
<i>Marenzelleria</i> spp.	≥ 300 individer/m ²	23	0.91	djup, tot. fosfor, landformer, bottensubstrat
Spionidae	≥ 500 individer/m ²	29	0.83	djup, tot. fosfor, syre vid botten, temperatur vid botten
<i>Macoma balthica</i>	≥ 500 individer/m ²	30	0.82	klorofyll a, syre vid botten, lutning, temperatur vid ytan

Tabell 20. Modelleringsresultat för abundansmodeller (antal individer per m²) för zoobentos samt antal taxa per m².

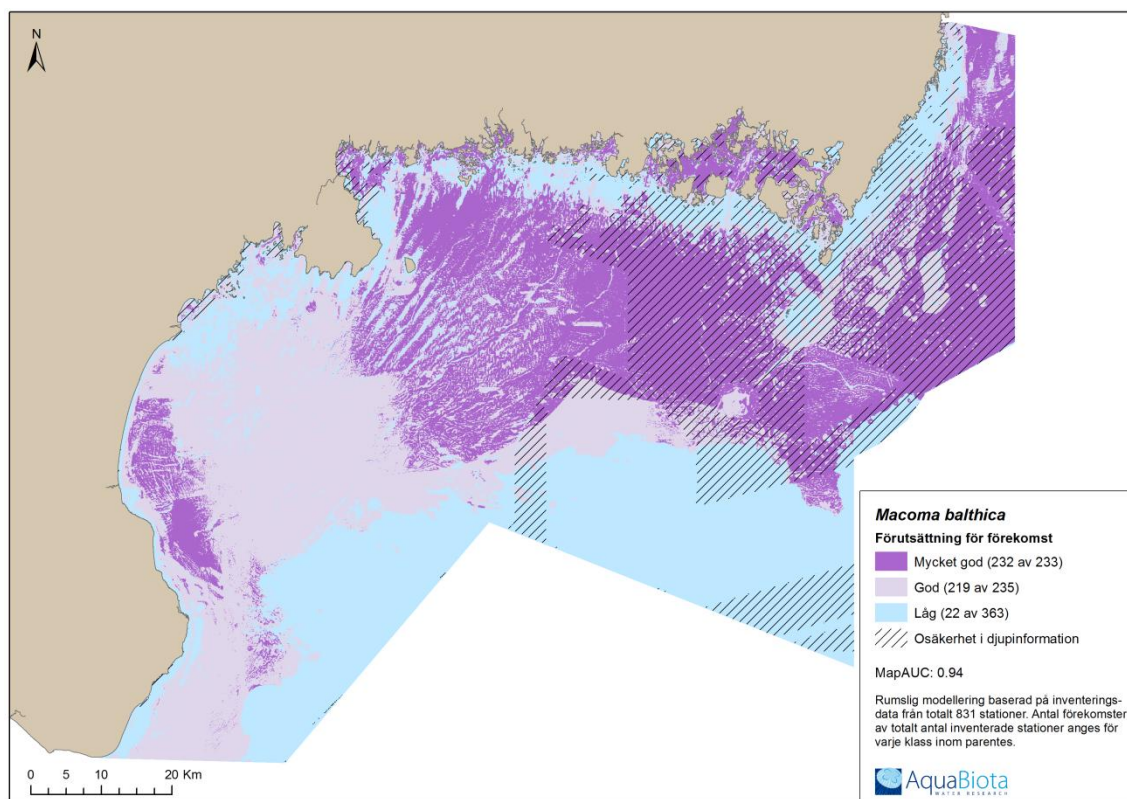
Modellerat taxa	Respons	R ² (på färdig karta, otransformerat)	R ² test	Fyra viktigaste miljövariablerna (viktigaste först)
<i>Macoma balthica</i>	antal individer/m ²	0.39	0.62	landformer, kurvatur, vågexponering, djup
<i>Marenzelleria</i> spp.	antal individer/m ²	0.47	0.53	djup, bottensubstrat, yrkestrafik, landformer
<i>Pontoporeia femorata</i>	antal individer/m ²	0.53	0.45	djup, syre vid botten, vågexponering, Secchi-djup
<i>Cerastoderma</i> spp.	antal individer/m ²	0.35	0.28	djup, tätbebyggelse, temperatur vid botten, syre vid botten
<i>Monoporeia affinis</i> & <i>Pontoporeia femorata</i>	antal individer/m ²	0.40	0.25	djup, tot. kväve, klorofyll a, Secchi-djup
Chironomidae	antal individer/m ²	0.34	0.63	vågexponering, klorofyll a, djup, tot. kväve
Hydrobiidae	antal individer/m ²	0.40	0.46	djup, kurvatur, temperatur vid botten, tot. fosfor
Totalt antal individ (alla arter)	antal individer/m ²	0.60	0.36	Secchi-djup, tätbebyggelse, vågexponering, klorofyll a
Antal funna taxa	antal taxa/m ²	0.32	0.25	djup, yrkestrafik, syre vid botten, tot. kväve

Tabell 21. Modelleringsresultat för filtreringskapacitet modellerad för hårda respektive mjuka bottenar.

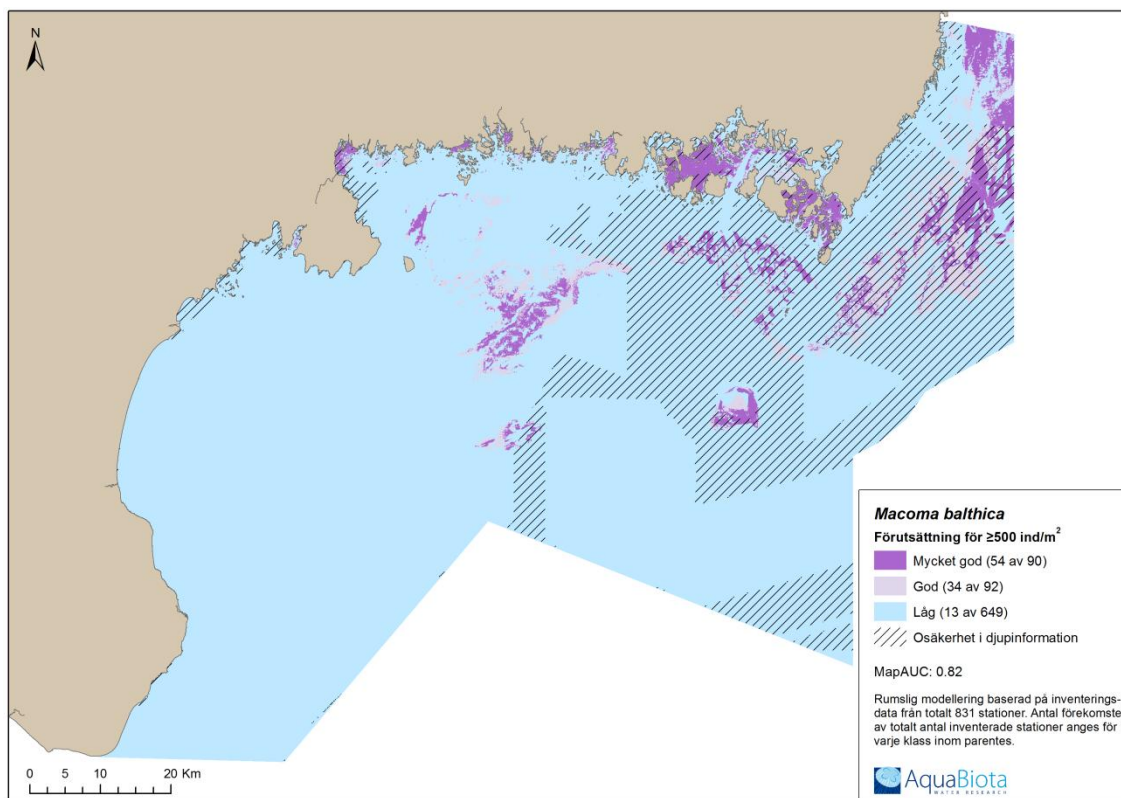
Modellerat taxa	Respons	R ² (på färdig karta, otransformerat)	R ² test	Fyra viktigaste miljövariablerna (viktigaste först)
Filtreringskapacitet, hårbottendata	L per dag*m2	0.84	0.57	lutning, PFO, vågexponering, djup
Filtreringskapacitet, mjukbottendata	L per dag*m2	0.88	0.72	landformer, kurvatur, djup, vågexponering



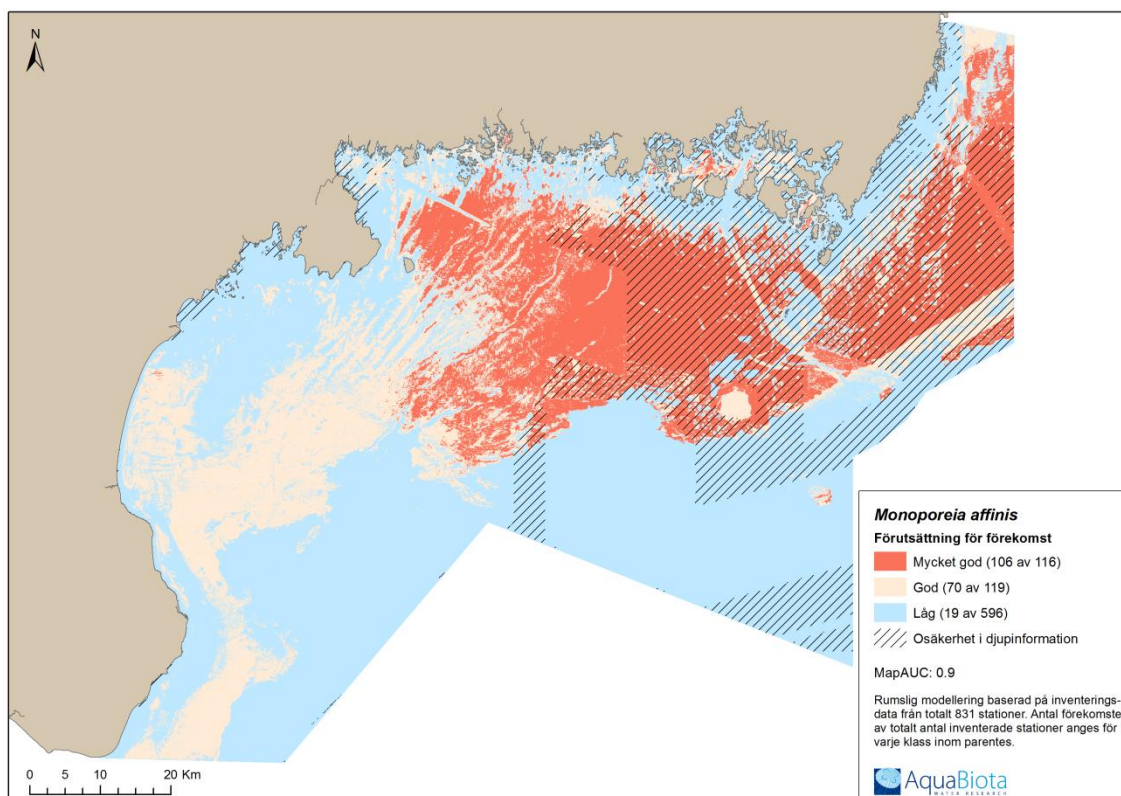
Figur 54. Predikterad förutsättning för förekomst av nordamerikanska havsborstmaskar ur släktet *Marenzelleria*. Dessa är främmande arter i svenska vatten.



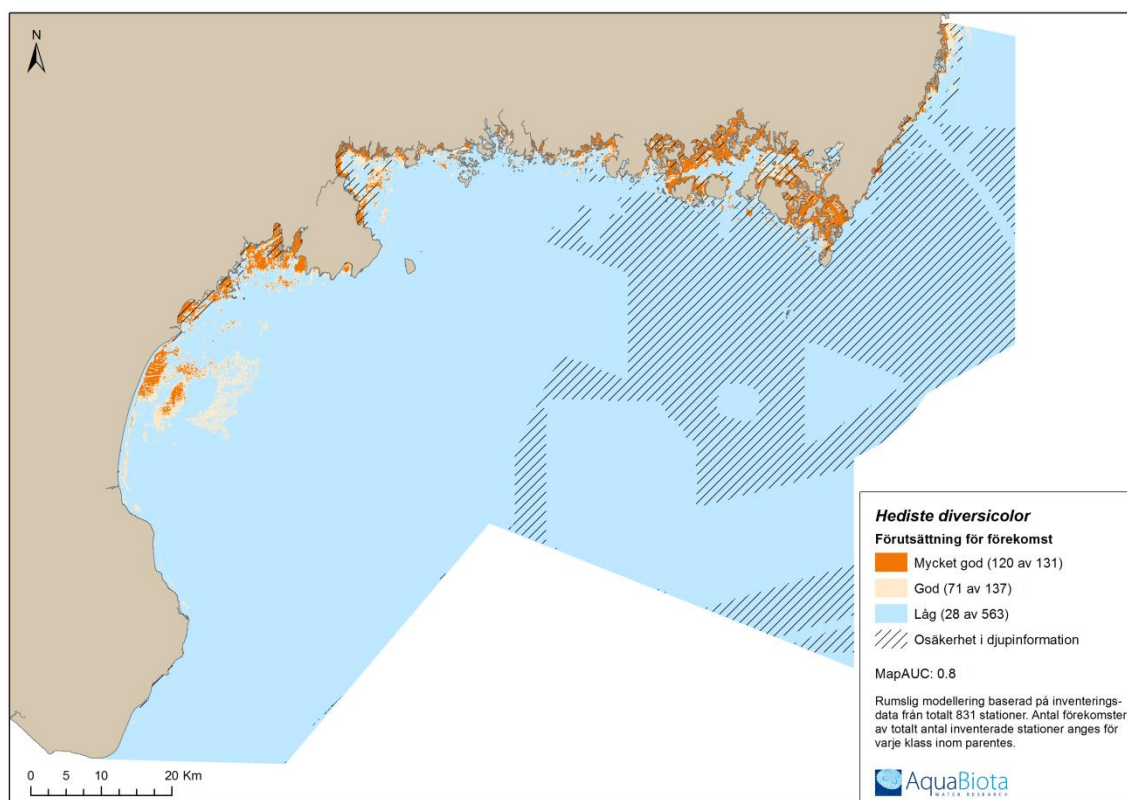
Figur 55. Predikterad förutsättning för förekomst av östersjömussla (*Macoma balthica*).



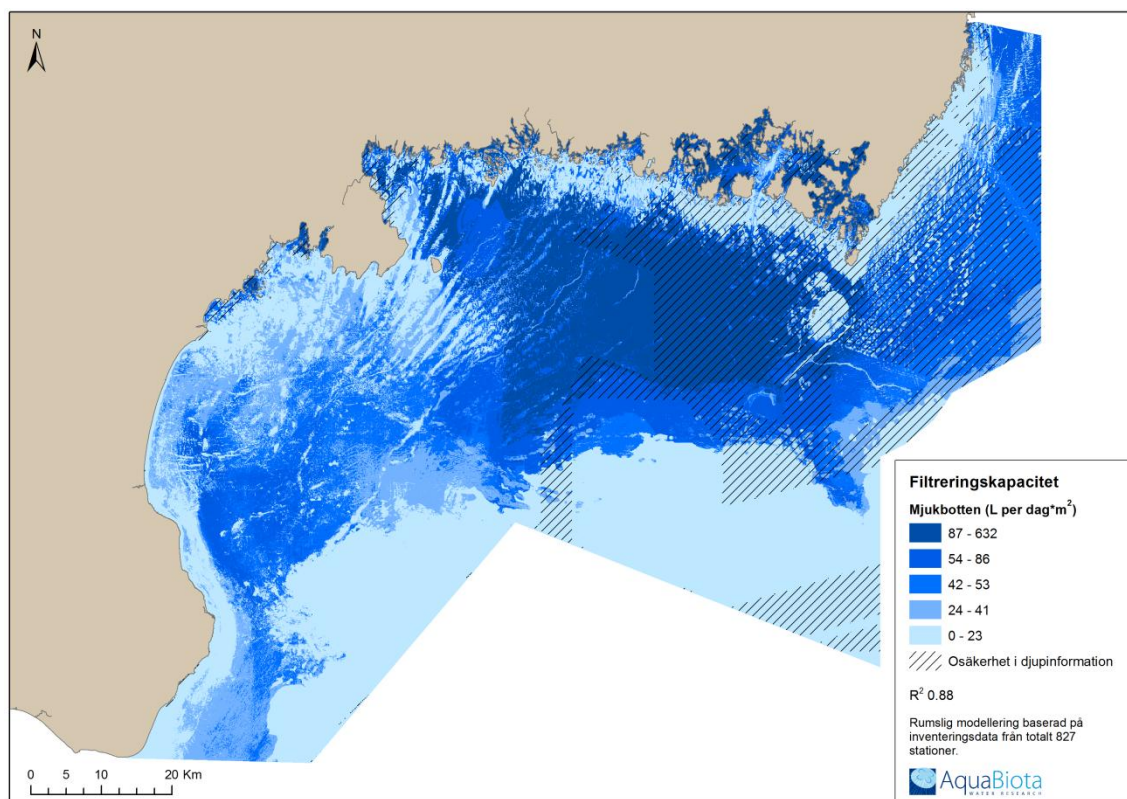
Figur 56. Predikterad förutsättning för höga tätheter (minst 500 ind./m²) av östersjömussla (*Macoma balthica*). Denna mussla är en mycket vanlig art som förekommer i stort sett i hela området (figuren ovan). Denna karta visar områdena med allra högst tätheter.



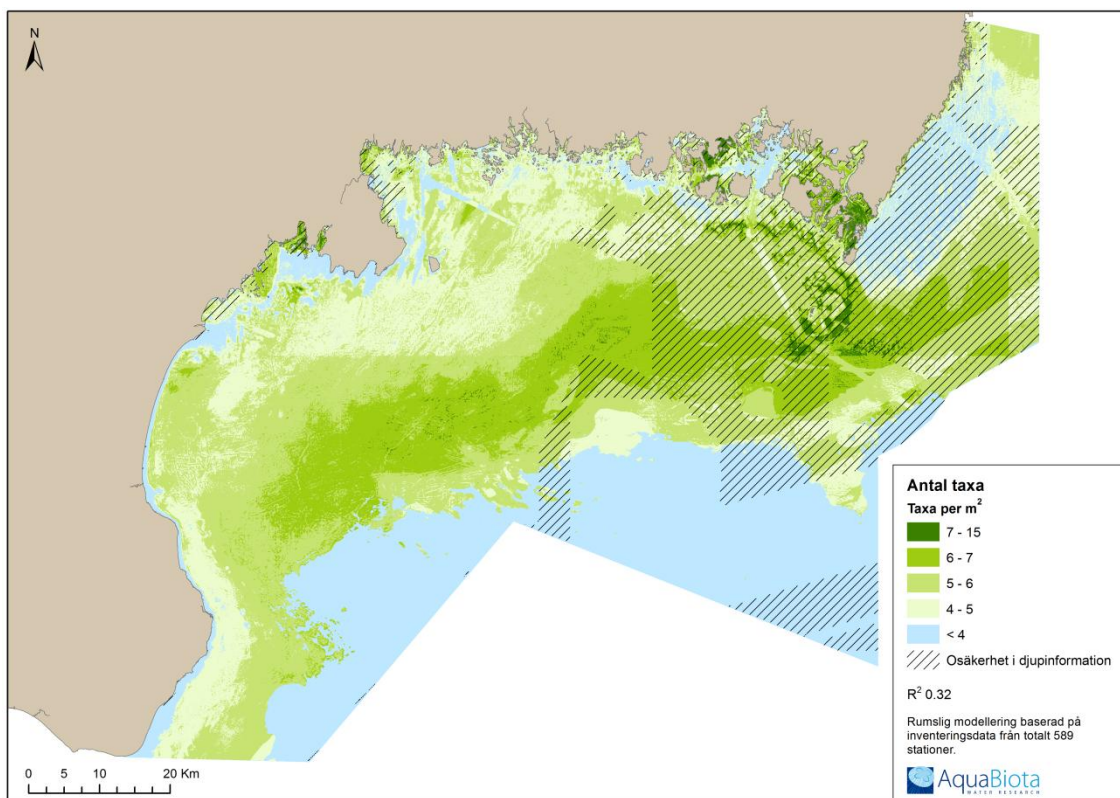
Figur 57. Predikterad förutsättning för förekomst av vitmärla (*Monoporeia affinis*).



Figur 58. Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmasken *Hediste diversicolor*.



Figur 59. Modellerad filtreringskapacitet för mjukbottenfauna uttryckt i L per dag och m².



Figur 60. Antal taxa av mjukbottenfauna (vissa arter bestäms till artnivå i fält medan andra bestäms till en högre taxonomisk nivå).

6.3 Fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer

Fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer modellerades med metoden randomForest (rF) enligt beskrivning i avsnitt 5.2.1.

6.3.1 Modelleringsdata

Inventeringsdata från 402 stationer insamlade med metoden små undervattensdetonationer (avsnitt 3.3) användes till modelleringen. 82 av stationerna togs ut till valideringsdata.

6.3.2 Resultat

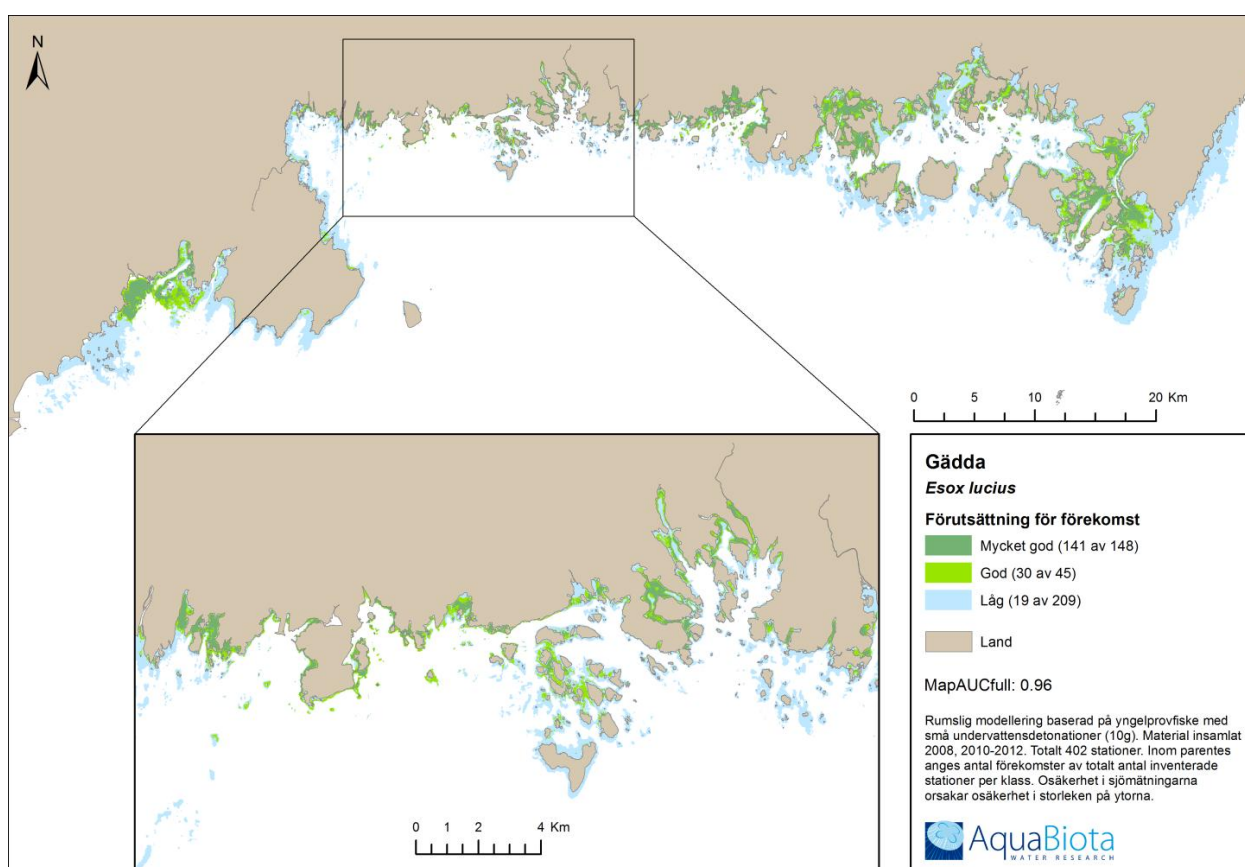
Fyra av totalt sex modellerade taxa blev godkända modeller (splitAUC minst 0,7). Dessa är: årsyngel av abborre (*Perca fluviatilis*), mört (*Rutilus rutilus*) och gädda (*Esox lucius*) samt spigg (*Gasterosteus aculeatus* och *Pungitius pungitius*; låg egentligen strax under gränsen på 0,7, se tabell 22). Utvärderingsmättet mapAUCfull beräknas på hela datasetet (d.v.s. även de stationer som använts i modellen) och ger normalt högre värden än mapAUC (avsnitt 5.3.3). I spiggmodellen ingår arterna storspigg och småspigg. Prediktionerna är begränsade till områden som är grundare än sex meter eftersom inventeringarna utförts på maximalt sex meters djup.

Tabell 22. Modelleringsresultat för fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer.

Taxa	OOB-fel (%)	splitAUC	mapAUCfull	Fyra viktigaste miljövariablerna
Abborre	24	0.74	0,83	vågexponering, ytsalinitet, bottensubstrat, kustmynnande vattendrag
Spigg	26	0.85	0,93	temperatur, kustmynnande vattendrag, bottensubstrat, ytsalinitet
Mört	25	0.69	0,87	djup, vågexponering, Secchi_djup, temperatur
Gädda	34	0.71	0,96	djup, lutning, temperatur, kurvatur

Gädda

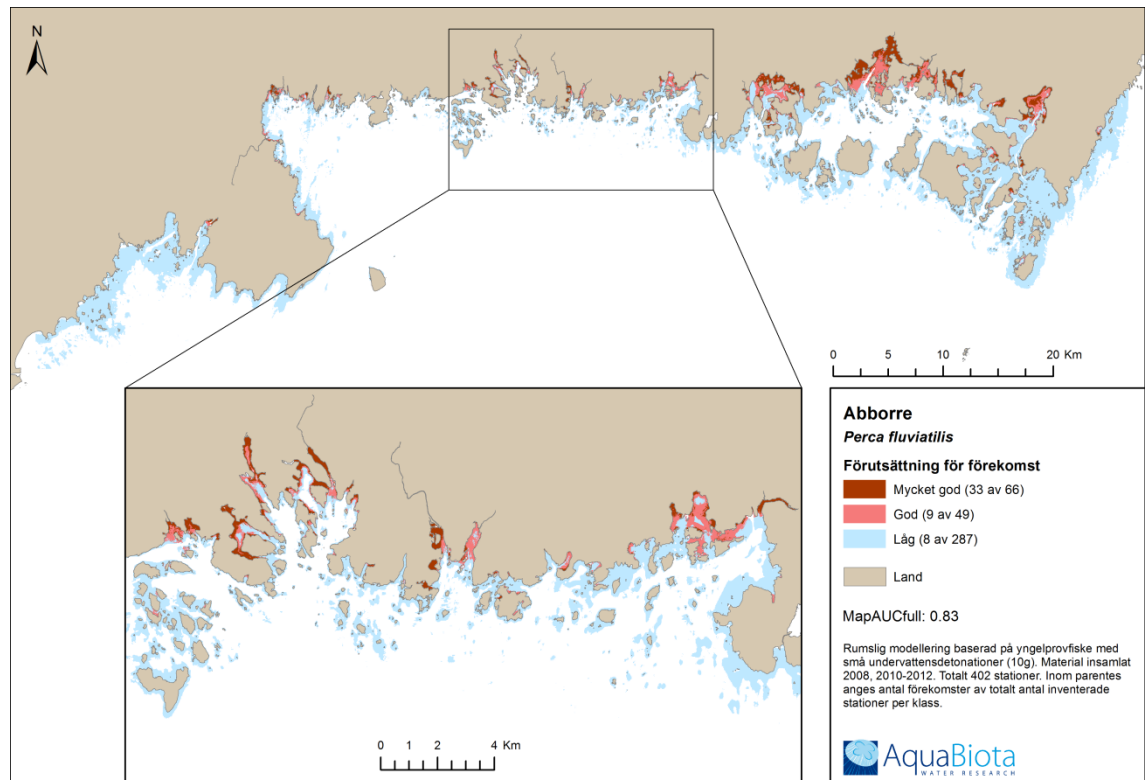
Den geografiska utbredningen av gäddans rekrytering förklarades främst av vågexpone-
ring, djup, PFO och avstånd till kustmynnande vattendrag. Även om liknande livshisto-
riekaraktärer gör att uppväxtmiljöerna ofta överlappar hos både abborre, gädda och mört
(Sundblad m.fl. 2011) noterades ändå en viss skillnad. Gäddan förväntades inte finnas
allra närmast kustmynnande vattendrag (<ca 500m) utan toppen var snarare kring 4 km
och avtog sedan med ökande avstånd. Samma mönster visade sig för djupet, där de allra
grundaste miljöerna undveks (ca <0.75m) med en topp kring 3m (medan abborrens re-
spons snarare indikerade en ökad preferens med minskat djup). I likhet med abborre
föredrog dock gädda miljöer med lägre salthalt och det var ett överlapp med kraftigare
intensitet i båttrafik, även om dessa variabler hade en mindre eller obetydlig inverkan i
modellen och den slutliga kartan.



Figur 61. Predikterad förekomst av årsyngel av gädda. Observera att måttet mapAUC-full beräknas med värden predikterade på hela datasetet, det vill säga både validerings-
data och modelleringsdata och därmed ger högre värden än ett mapAUC på enbart vali-
deringsdata för samma karta.

Abborre

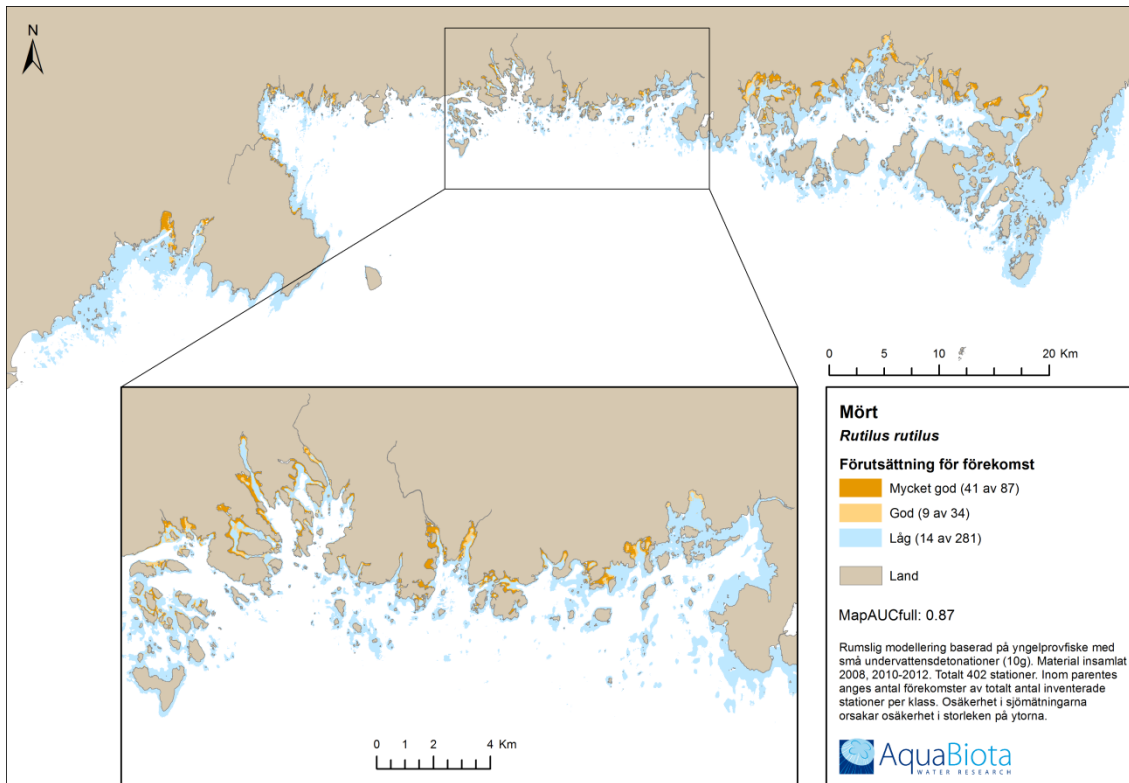
Den geografiska utbredningen av abborrens rekrytering förklarades främst av vågexponering, salinitet, ysubstrat och avstånd till kustmynnande vattendrag. Kännetecknande för abborrens uppväxtmiljöer var enligt modellerna vågskyddade ($<4-4.5 \log(m^2/s)$), grunda ($<3 \text{ m}$) områden ofta i närheten till kustmynnande vattendrag ($<2-3 \text{ km}$) med låg salthalt och hög temperatur. Dessa områden sammanföll ofta med mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer som högre intensitet båttrafik i närheten av bebyggelse och högre PFO.



Figur 62. Predikterad förekomst av årsyngel av abborre. Observera att måttet mapAUCfull beräknas med värden predikterade på hela datasetet, det vill säga både valideringsdata och modelleringsdata och därmed ger högre värden än ett mapAUC på enbart valideringsdata för samma karta.

Mört

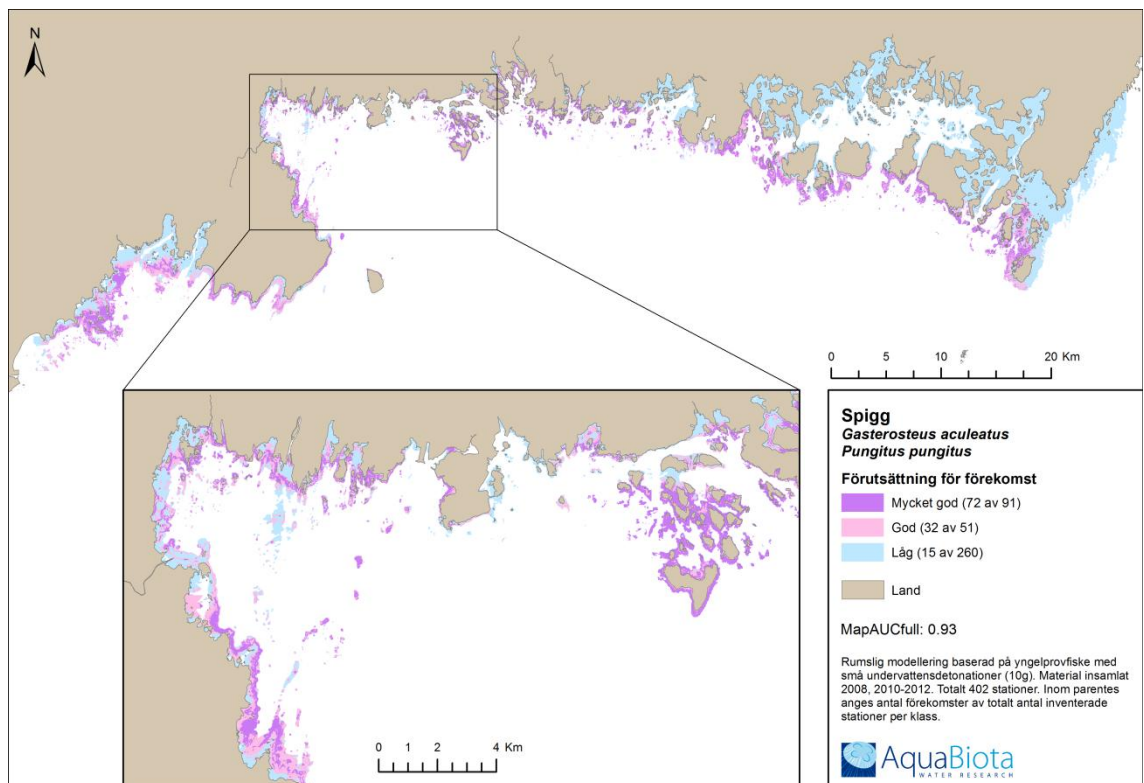
Mörtens utbredning överlappade väldigt väl med abborre och uppvisade en preferens för skyddade, grunda och varma miljöer i närheten av kustmynnande vattendrag där sikt-djupet ofta är lite lägre, vilket också var de viktigaste variablerna.



Figur 63. Predikterad förekomst av årsyngel av abborre. Observera att måttet mapAUCfull beräknas med värden predikterade på hela datasetet, det vill säga både valideringsdata och modelleringsdata och därmed ger högre värden än ett mapAUC på enbart valideringsdata för samma karta.

Spigg

Utbredningen av spigg, begränsat till studieområdets 0-6 meters djup, förklarades främst av temperatur, avstånd till vattendrag, substrat och salinitet och avstånd till potentiellt förorenade områden, PFO (MIFO-objekt). Responser till temperatur var positiv. Kopplingen till kustmynnande vattendrag var omvänd, och ökade med avståndet. Ett liknande mönster visades för salinitet, med en ökad preferens för höga salthalter. Gällande substrat så visade abborre, gädda och mört en preferens för lerbottnar (och i viss utsträckning andra typer som hårbotten och mixade sediment), medan spigg hade en tydligt negativ korrelation med lerbottnar. Generellt kan man alltså säga att spigg främst förekom i miljöer där abborre, gädda och mört inte förekom, och tvärtom (figur 64). Troligen kan en del av det negativa sambandet mellan förekomsten av spigg och förekomsten av rovfiskarna gädda och abborre förklaras med att de senare äter upp spiggen.



Figur 64. Predikterad förekomst av spigg. Observera att måttet mapAUCfull beräknas med värden predikterade på hela datasetet, det vill säga både valideringsdata och modelleringsdata och därmed ger högre värden än ett mapAUC på enbart valideringsdata för samma karta.

6.4 Pelagisk fisk och plankton

Pelagisk fisk och plankton modellerades med metoden GAM enligt beskrivning i avsnitt 5.2.1.

6.4.1 Modelleringsdata

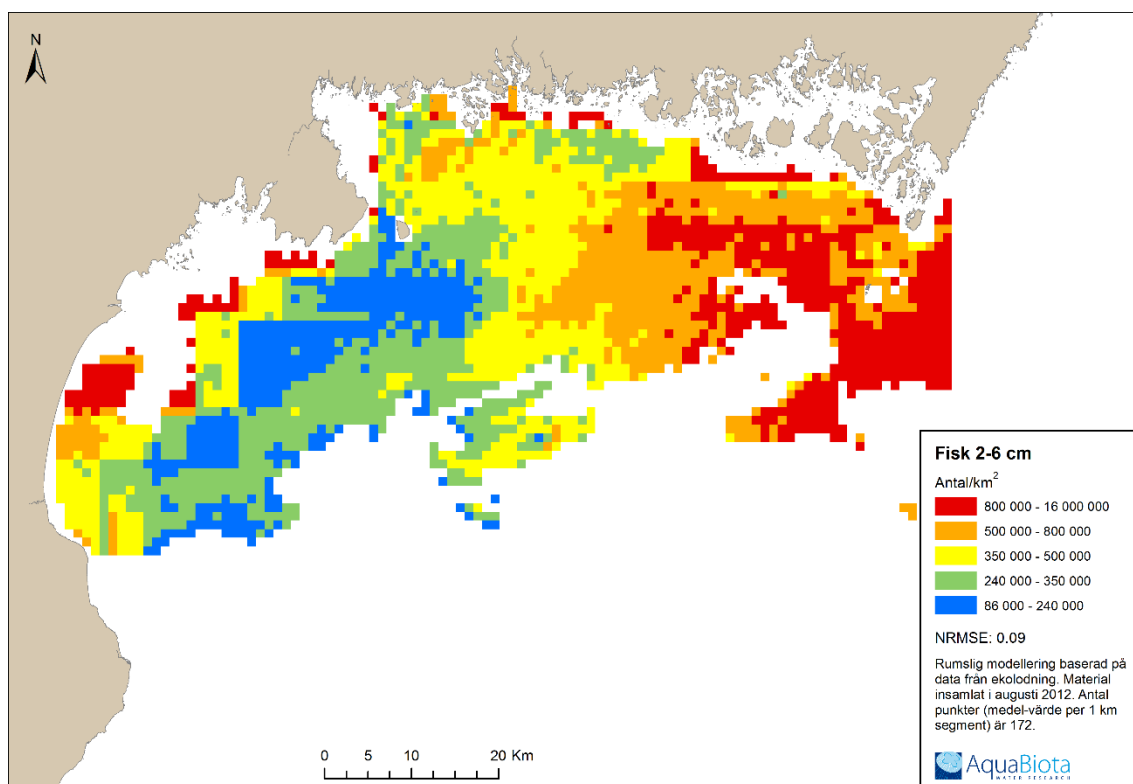
För att skapa modeller av pelagisk fisk och plankton användes det hydroakustiska datasetet som beskrivs i avsnitt 3.4. För modelleringen delades data från de akustiska transekterna in i 172 segment med en längd av en km och medelvärde per segment beräknades. 15 % av segmenten togs ut till valideringsdata medan resterande 85 % användes för att skapa modellen.

6.4.2 Modelleringsresultat för pelagisk fisk och plankton

Pelagisk fisk i storleksklassen 2-6 cm

Denna storleksklass representeras främst av stor- och småspigg samt årsyngel av sill och skarpsill. Sand- och lerstubb kan också ingå i denna grupp och förekommer ibland i stora antal, speciellt nära kusten (figur 65). Modellerade högre abundanser av fisk i denna storleksklass observerades närmare kusten samt i de öppna östra delarna av området, vilket stämmer väl med biologin hos dessa arter. Stor- och småspigg leker i grunda strandnära områden mellan maj och juli. Efter leken observeras ofta spigg i stora stim både pelagiskt och nära kusten (eg. Kullander and Delling 2012). Sill leker mellan maj och juni på vegetation på hårda bottenar, vanligen ner till 10 m djup (Aneer 1989). Generellt uppehåller sig juvenil sill i kustnära områden (eg. Axenrot and Hansson 2004). Skarpsill däremot leker pelagiskt i öppna områden mellan februari och augusti (eg. Kullander and Delling 2012). Sand- och lerstubb lever normalt på mjuka bottenar på 20-40 meters djup (Ehrenberg et al. 2005) men kan förekomma i pelagialen under nattetid (personlig observation, Didrikas 2013).

Minimisalinitet vid ytan, medelvattentemperatur vid botten, vågexponering och djup var de viktigaste miljövariablerna av de totalt sex variabler som användes i modellen. Modellen förklarar 72,1 % av variationen (R^2 0,7). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0,092 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).

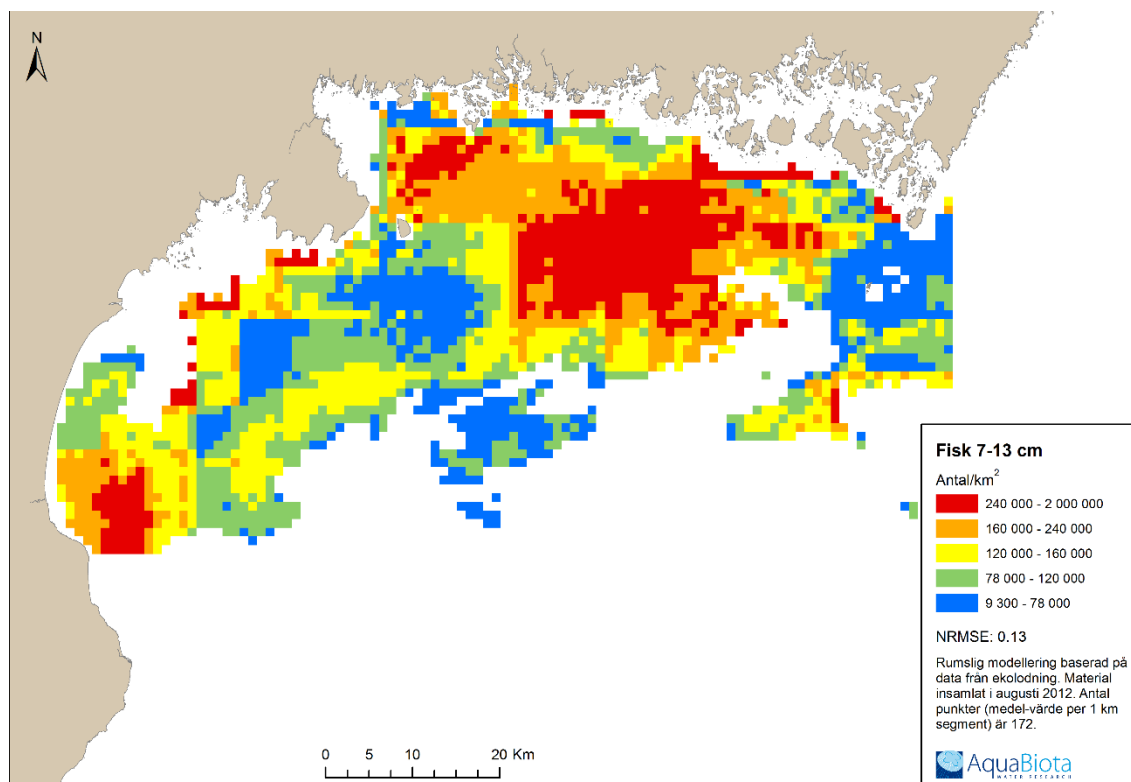


Figur 65. Predikterad abundans av fisk i storleksklassen 2-6 cm.

Pelagisk fisk i storleksklassen 7-13 cm

Fisk av den här storleksklassen representeras framförallt av skarpsill, vilken generellt lever pelagiskt i stora stim men ibland också kustnära (eg. Kullander and Delling 2012). De största modellerade abundanserna av dessa fiskar observerades i centrala och sydvästra delen av Hanöbukten (figur 66). Minimalalinitet i ytan, vattentemperatur vid botten, minimalalinitet vid botten och djup var de viktigaste av de totalt sex miljövariabler som användes i modellen. Modellen förklarade 68,3 % av variansen (R^2 0,651).

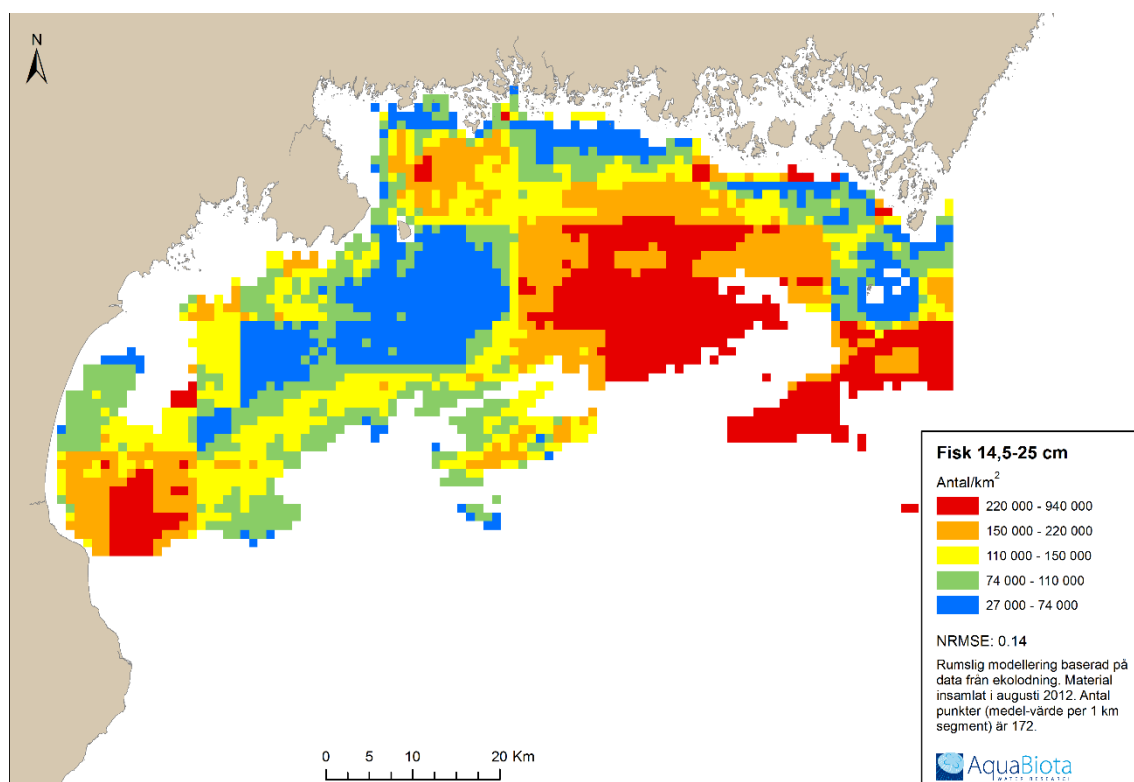
Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0,126 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).



Figur 66. Predikterad abundans av fisk i storleksklassen 7-13 cm.

Pelagisk fisk i storleksklassen 14,5-25 cm

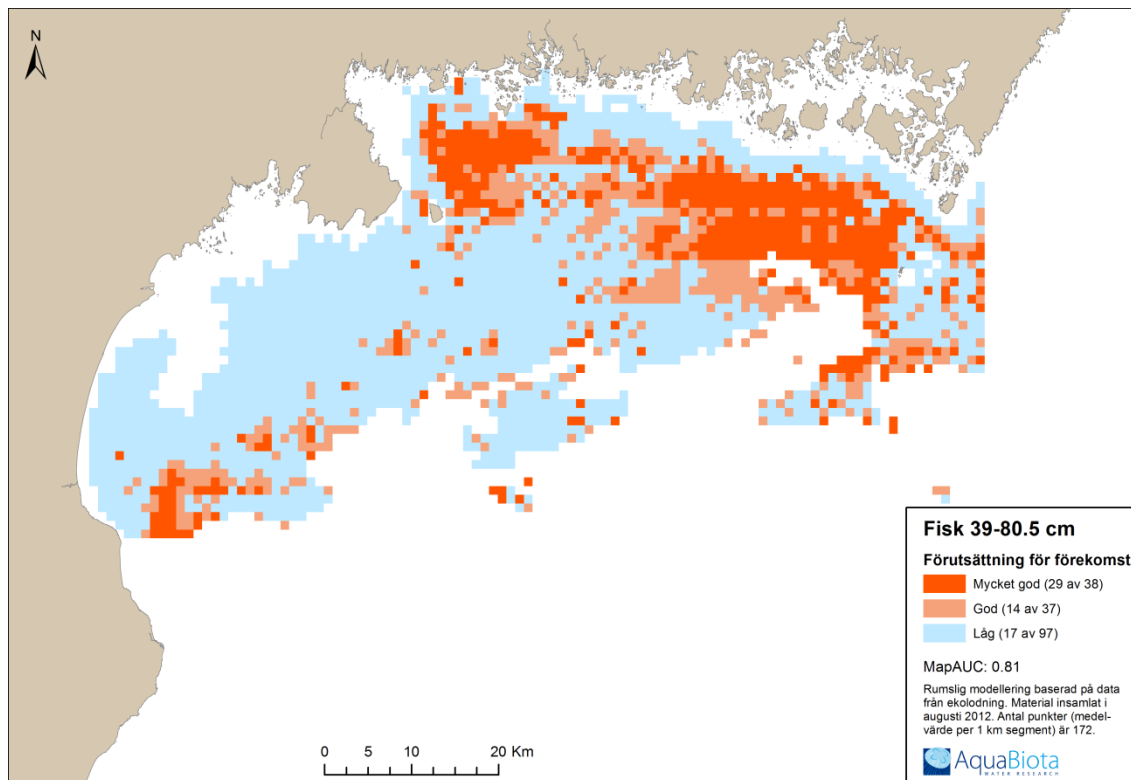
Fisk av den här storleksklassen utgörs främst av vuxen sill. Modellen predikterade högst abundans i den öppna centrala/östra delen av Hanöbukten (figur 67). Detta stämmer väl med artens biologi. Efter leken i grunda (0-10 m; Aneer 1989) kustnära områden i maj till juni koncentreras sillen i djupare vanligen öppna områden (Axenrot and Hansson 2004). Minimisalinitet i ytan samt vid botten, djup och bottenlutning var de viktigaste av totalt fem miljövariabler i modellen. Modellen förklarar 63,1 % av variansen (R^2 0.599). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0,143 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucca m fl 2013).



Figur 67. Predikterad abundans av fisk i storleksklassen 14,5-25 cm.

Pelagisk fisk i storleksklassen 39-80,5 cm

Fisk av den här storleksklassen representeras av fiskätande predatorer såsom torsk, lax och havsöring men registrerades ganska sällan i akustiska data. Rumslig utbredning av dessa fiskar modellerades som förekomst/icke förekomst. Bäst förutsättningar för förekomst av den här klassen var i de öppna djupare områdena (figur 68). Kurvatur, medeltemperatur vid botten, djup och minimisalinitet vid ytan var viktigast av de totalt fem miljövariablerna i modellen. Modellen förklarar 25,4 % av variansen. MapAUC var 0,809.

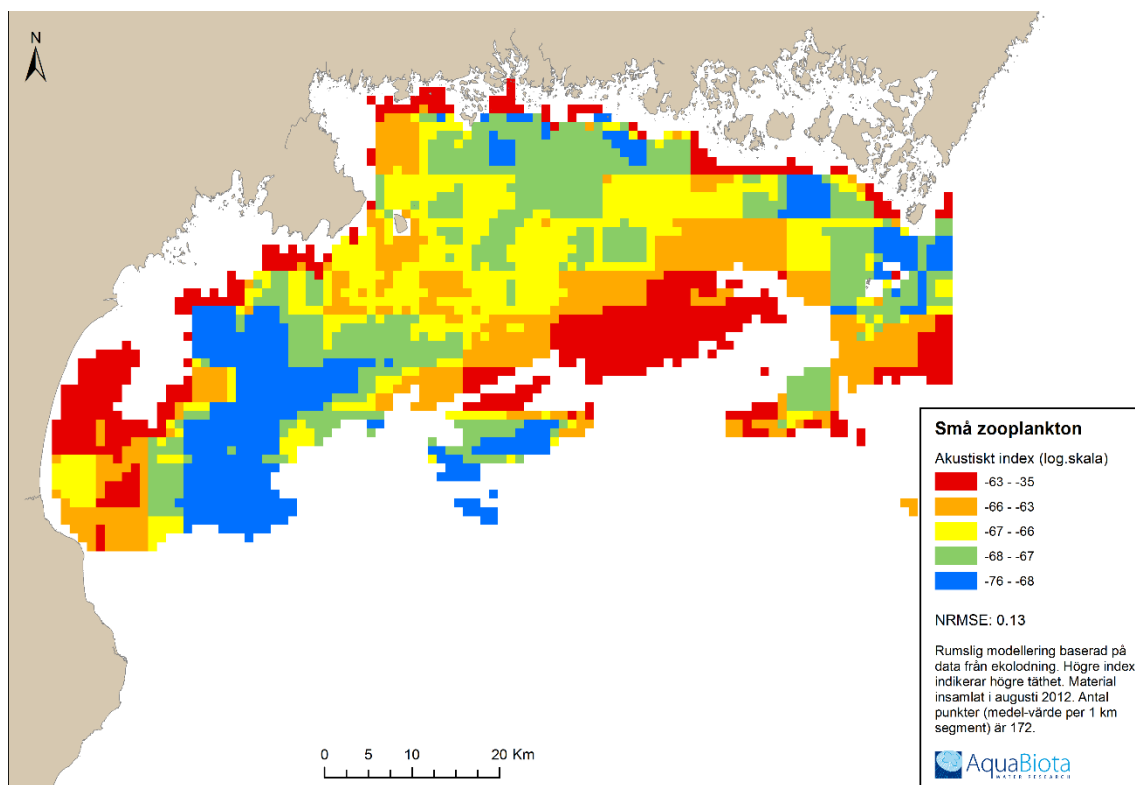


Figur 68. Predikterad förutsättning för förekomst av fisk i storleksklassen 39-80,5 cm.

Små djurplankton (mesozooplankton)

Till den här gruppen räknas medelstora (0,2-2 mm) djurplankton vilka representeras av stora hjuldjur, hinnkräftor, hoppkräftor och olika larver av djur som lever planktoniskt under vissa utvecklingsstadier (meroplankton). De driver med strömmar eller simmar långsamt i vattenmassan. Deras fördelning i vattenmassan drivs ofta av naturlig stratifiering (såsom en termoklin). Dessa organismer spelar en nyckelroll i näringskedjan i det pelagiska ekosystemet. De utgör en viktig föda för sill och skarpsill samt för de flesta andra fiskar under tidiga livsstadier.

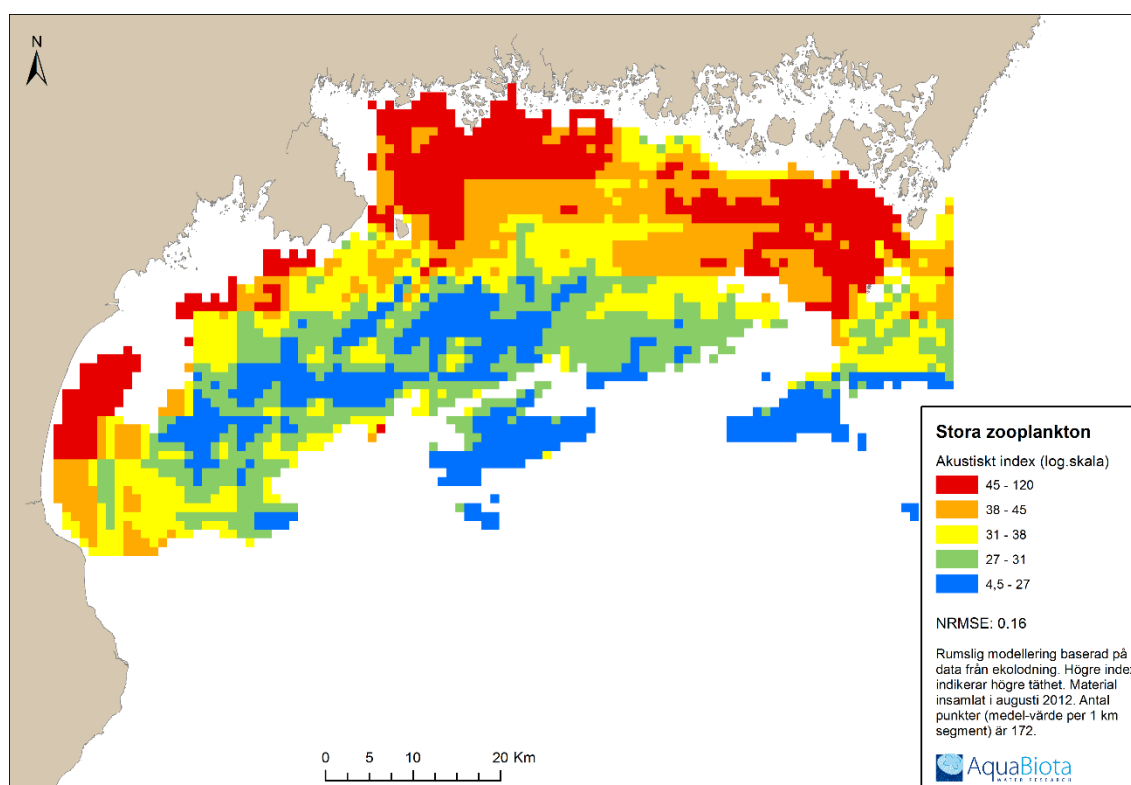
Modellen predikterade högst abundans av mesozooplankton längs kusten och i den centrala delen av Hanöbukten (figur 69). Av de fyra miljövariabler som ingick i modellen hade medeltemperatur vid botten störst betydelse, därefter medeltemperatur vid ytan, Secchi-djup och sist minimisalinitet vid botten. Modellen förklarar 37,8 % av variansen (R^2 0.336). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0,113 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucacas m fl 2013).



Figur 69. Predikterad abundans av små djurplankton.

Stora djurplankton (makrozooplankton)

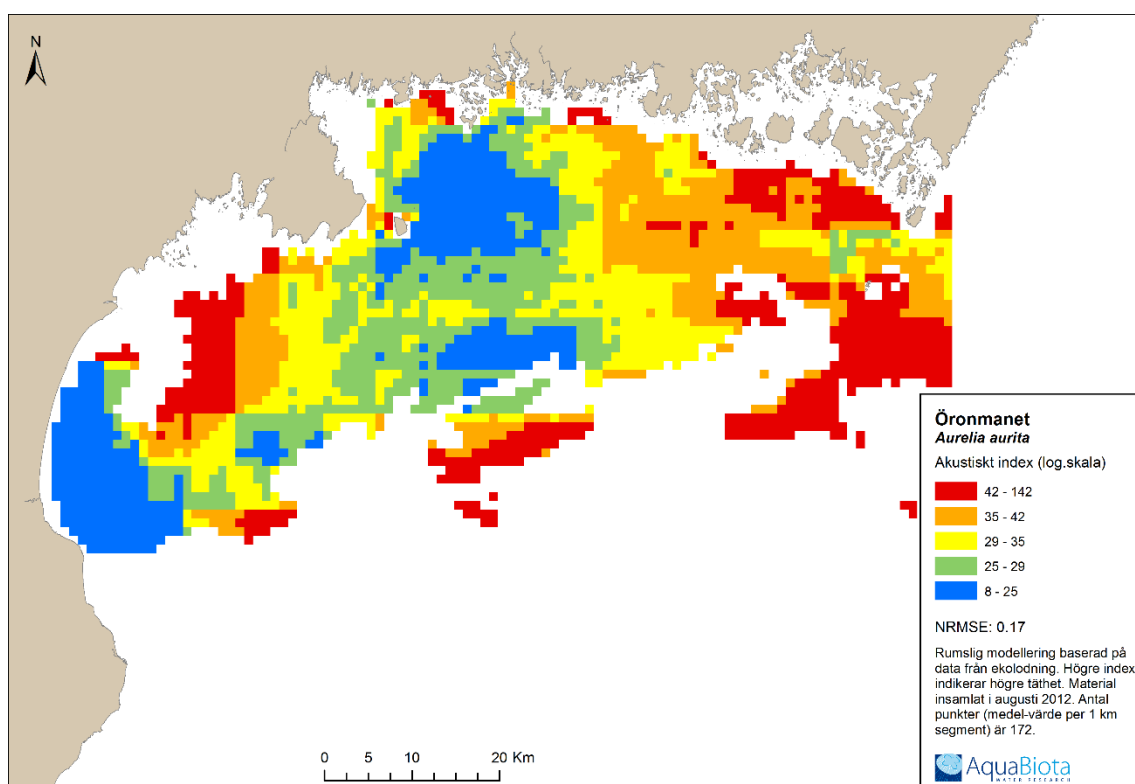
Till makrodjurplankton räknas organismer med en storlek >2 mm, vilka främst utgörs av pungräkor. Vissa arter lever strandnära såsom *Praunus flexuosus* medan andra såsom *Neomysis integer* tillbringar delar av sina liv i strandnära områden för att senare leva i pelagialen. Andra (såsom *Mysis mixta* och *Mysis relicta*) lever pelagiskt under hela sin livscykel (Ogonowski 2012). Pelagiska arter är ofta ljuskänsliga och uppehåller sig nära botten på djup större än 20 m under dagtid (batypelagiskt; Mauchline 1980). Under natten däremot migrerar åtminstone en del individer vertikalt (Ogonowski 2012) och återfinns i vattenmassan. De utgör en viktig föda för pelagisk fisk under hösten och vintern (eg. Aneer 1980). Modellen predikterade högst abundans av dessa organismer utmed Hanöbuktens kust (figur 70). Djup, minimisalinitet vid botten, lutning och vågexponeering var de viktigaste av de fem miljövariabler som ingick i modellen. Modellen förklarar 52,7 % av variansen (R^2 0,501). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0,155 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).



Figur 70. Predikterad abundans av stora djurplankton.

Öronmanet

Även maneter räknas till djurplankton eftersom de lever fritt i vattnet och driver med strömmar eller simmar långsamt. I Östersjön utgörs gruppen huvudsakligen av öronmanet (*Aurelia aurita*), vilken normalt har en diameter av 10-15 cm som vuxen. Öronmaneter förekommer ibland i mycket stora antal under sensommar eller tidig höst och kan då bilda stora ansamlingar. Abundans av maneter predikterades ganska fläckvis med större tätheter i de centrala och östra öppna delarna av Hanöbukten (figur 71). Medeltemperatur i ytan, djup, minimisalinitet vid ytan och vågexponering var viktigast av modellens totalt fem miljövariabler. Modellen förklarar 62,1 % av variansen (R^2 0,589). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0,167 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).



Figur 71. Predikterad abundans av öronmanet.

7 Diskussion

Den marina kartläggningen, baserad på inventeringar och rumsliga modeller, som presenteras i denna rapport är mycket omfattande. Ett stort antal kontinuerliga kartor över så skilda organismgrupper som fiskar, vegetation, bottenlevande ryggradslösa djur och plankton har skapats genom rumslig modellering. Dessutom presenteras kartor från omfattande undersökningar av övervintrande och häckande fåglar. En grupp som inte behandlas här är marina däggdjur.

Kartorna och inventeringarna täcker många olika Natura 2000-naturtyper såsom 1110 sandbankar, 1170 rev, 1160 stora vikar och sund och 1620 skär. 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 och passar bra för användning i planeringsverktyg såsom Marxan.

De predikterade kartorna täcker olika utsnitt av Blekinge och Hanöbukten, 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. Några kartor sorterades bort vid den manuella rimlighetskontrollen trots goda utvärderingsresultat. Detta berodde på att lokala fel i kartan bedömdes som för stora. 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. Miljölagren fångar exempelvis inte upp biologiska interaktioner som interaktioner mellan predatorer och bytesfisk eller mellanartskonkurrens mellan olika bottenlevande djur. 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 abundans 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.

Eftersom vegetation, det vill säga makroalger och kärlväxter är starkt beroende av tillgången på ljus begränsas utbredningen 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. Tydliga indikationer på detta samband fanns i vegetationsmodeller för både kärlväxter och makroalger där fosfor och klorofyll a respektive Secchi-djup ofta var viktiga miljövariabler. Värt att påpeka är dock att andelen näringsämnen med naturligt respektive antropogent ursprung inte har separerats. Förekomst och hög täckningsgrad av makroalger ökade normalt med ökande avstånd till potentiellt förorenade områden. Detta bör dock tolkas med viss försiktighet eftersom många algarter normalt är vanligare i yttre områden, där avståndet till potentiellt förorenade områden är större än nära kusten där avståndet till dessa områden vanligen är kortare. Denna princip gäller egentligen alla samband mellan prediktorvariabler i modellerna och arternas utbredning: även om det i många fall både är troligt och ekologiskt rimligt att en viss miljövariabel har den påverkan som modellen anger behöver det alltså inte röra sig om ett direkt orsakssamband. Det kan också bero på en annan icke karterad variabel som har uppvisar samma rumsliga mönster som den utpekade miljövariabeln.

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 filtreringskapacitet för hårda och mjuka bottenar. Dessa kartor bidrar med värdefull rumslig information om en viktig ekosystemtjänst.

Fiskyngel inventerades i kustnära rekryteringsmiljöer såsom grunda vikar med mycket vegetation. Dessa arter predikterades därför också endast i sådana miljöer (maximalt sex meters djup). Prediktionernas begränsade utbredning motiverar en hög rumslig upplösning, varför dessa kartor har skapats med tio meters upplösning. Resultaten av dessa modeller är intressanta ur flera aspekter. Dels eftersom många av dessa miljöer utsätts för mycket mänskliga aktiviteter, dels till följd av en sedan tidigare känd rekryteringsproblematik hos abborre och gädda utmed Blekinges ostkust men även eftersom flera av dessa arter är av intresse för allmänhet och har betydelse för fritidsfiske och turism. Frånsett ostkusten visar resultaten en mycket god rekrytering av gädda på de flesta lokaler.

Pelagisk fisk, djurplankton och maneter inventerades med multifrekvensekolodning för att täcka in både fisk och plankton. Detta är en kostnadseffektiv inventeringsmetod för insamling av data över stora ytor som tidigare främst använts i fiskundersökningar. Fiskförekomster och artfördelning av fisk verifierades också med pelagisk trålning i

samband med de hydroakustiska undersökningarna. Hydroakustisk inventering av djurplankton och maneter utförs med andra frekvenser än för pelagisk fisk och hydroakustisk inventering av dessa grupper är fortfarande under utveckling. Inventeringsdata för plankton och maneter kan inte verifieras då ingen riktad insamling av dessa organismer utfördes. De frekvensresponser som kunde extraheras från det hydroakustiska datasetet var dock specifika för dessa organsimsgrupper och har beskrivits tidigare (Brierley et al. 1998, 2004, Korneliussen and Ona 2002). Kartorna bör dock fortfarande tolkas med viss försiktighet. Multifrekvenstekniken har stor potential som metod för storskalig inventering av djurplankton och maneter. Djurplankton inventeras idag med vertikala håvdrag på endast några få platser. Deras rumsliga och temporala fördelning är mycket variabel vilket gör att vår förståelse för dessa organismers utbredning och tätheter är mycket begränsad. Maneter ingår över huvud taget inte i någon miljöövervakning men har här visat sig vara identifierbara med multifrekvensakustiska metoder. Framtida utveckling av denna teknik skulle kunna erbjuda en kostnadseffektiv och rumsligt högupplöst metod för miljöövervakning av djurplankton och maneter; där de senare på många håll i världen har uppmärksamats som potentiella hot för fiskrekrytering och som konkurrenter till fisk. Med en högre temporal upplösning skulle studier som denna kunna ge oss en mer komplett bild av hur dessa organismgrupper interagerar och de mekanismer som styr deras utbredning.

Fåglar, den enda inventerade grupp som inte modellerats diskuteras ingående i avsnitt 3.5.5. Rumslig modellering av denna grupp inom studieområdet försvåras av fåglarnas rörlighet och stora variationer mellan år och årstider. De flyginventeringar som utförts i Blekinge skärgård ger dock en god övergripande bild av fåglar i skärgården under vårvintern. Fåglar var den enda grupp för vilken längre tidsserier har kunnat analyseras.



8 Litteratur

- 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.
- Balk, H. & Lindem, T. (2012). ISonar4 and Sonar5-Pro post processing systems - operator manual version 6.0.1., Norway, pp. 1-466.
- 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.
- Florén, K., Philipson, P., Strömbeck, N., Nyström Sandman, A., Isaeus, 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.
- 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. 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 visualizing 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 wintering 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.

- Martin, G., Fammler, H., Veidemane, K., Wijkmark, N., Auniņš, A., Hällfors, H., Lapalainen, A. (ed.) 2014. List of Indicators for Assessing the State of Marine Biodiversity in the Baltic Sea Developed by the LIFE MARMONI Project. Tillgänglig online på http://marmoni.balticseaportal.net/wp/wp-content/uploads/2011/03/A2_REPORT_INDICATORS.pdf
- 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 biology. (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 undervattensdetonationer. Version 2013-02-14. Arbetsdokument.
- Nilsson, L. 1972a. 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. 1972b. Sjöfågelinventeringar i Blekinge under vinterhalvåret 1969-71. *Blekinges Natur* 3: 116 – 128.
- Nilsson, L. 1978. Sjöfågelinventeringar mellan Ronneby och Karlskrona 1970/71 – 1974/75. *Blekinges Natur* 10: 171-184.
- Nilsson, L. 1980. De övervintrande alfåglarnas *Clangula hyemalis* antal och utbredning längs den svenska kusten. *Vår Fågelvärld* 39:1-14.
- 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 utsjö waters. *Ornis Svecica* 22:39-59.
- Näslund, J. 2011. AquaBiota metodbeskrivning mjukbottenfaunahugg som tillägg till dropvideoinventering version 1.01.

- Ogonowski, M. 2012. Studies on Baltic Sea mysids. Doctoral dissertation in Marine Ecology, Stockholm University.
- Philipson, P., Hedvall, T., Strömbäck N. Satellitbaserade siktdjupskartor - Hanöbukten, Skåne, Skärgårdshavet och Stockholm. Leveransrapport. 2013-07-10.
- Simmonds, J. and MacLennan. D. (2006). Fisheries Acoustics: Theory and Practice. 2nd ed. Wiley-Blackwell.
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen, & J. Mattila. 2007. Evaluation of low impact pressure waves as a quantitative sampling method for small fish in shallow water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 343:138-147.
- Wetlands International 2013. "Waterbird Population Estimates". Retrieved from wpe.wetlands.org on Monday 9 Dec 2013
- 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.

Länsstyrelsen Blekinge län
371 86 Karlskrona
Tel: 010-22 40 000
E-post: blekinge@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/blekinge

Rapporter Länsstyrelsen Blekinge län ISSN 1651–8527
